



Revisión sistemática: Evaluación del potencial de microalgas en la biorremediación de contaminantes farmacéuticos emergentes: retos y oportunidades para su implementación en plantas de tratamiento de aguas residuales

Autor

Daniel Alexander Fernández Lozano

Título por el que opta

Microbiólogo

Director

Jonathan Arturo Bautista Carillo

Grupo de Investigación

GIMIA Grupo de Investigación en Microbiología, Industria y Ambiente

Línea de Investigación

Microbiología Ambiental

Facultad de Ciencias Básicas

Programa de Microbiología

Universidad Santiago de Cali

Santiago de Cali - Colombia

2025

IMPACTOS

IMPACTO	PRODUCTO	BENEFICIARIO(S)
Científico	Revisión sistemática	Comunidad científica e investigadora del área ambiental y biotecnológica.
Tecnológico	Recopilación de tecnologías de tratamiento basadas en microalgas	Ingenieros ambientales, empresas tecnológicas y operarios de plantas de tratamiento interesados en implementar soluciones avanzadas.
Ambiental	Propuesta de biorremediación sostenible	Ecosistemas acuáticos, calidad de cuerpos de agua y salud pública en general

*Incluir los productos obtenidos derivados de la investigación como: apropiación social del conocimiento, generación de nuevo conocimiento, entre otros.

REVISIÓN SISTEMÁTICA: EVALUACIÓN DEL POTENCIAL DE MICROALGAS EN LA BIORREMEDIACIÓN DE CONTAMINANTES FARMACÉUTICOS EMERGENTES: RETOS Y OPORTUNIDADES PARA SU IMPLEMENTACIÓN EN PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Daniel Alexander Fernández Lozano (daniel.fernandez00@usc.edu.co)

¹Grupo de Investigación GIMIA, Programa de Microbiología. Facultad de Ciencias Básicas. Universidad Santiago de Cali. Campus Pampalinda Calle 5 # 62-00. Santiago de Cali. Colombia

RESUMEN

Los compuestos farmacéuticos (CF) en ambientes acuáticos son un grupo de microcontaminantes emergentes, cuya identificación es más frecuente en efluentes de las plantas de tratamiento de aguas residuales, lo cual evidencia la baja eficiencia en su remoción. La tecnología basada en microalgas se perfila como una alternativa viable para su remoción y añade valor a la biomasa obtenida; sin embargo, se requieren más estudios para lograr su integración a los tratamientos existentes a escala comercial. Por ello, se evaluó su estado del arte mediante una revisión sistemática. A partir de una búsqueda en las bases de datos Scopus y Web of Science y del cribado en Covidence, se obtuvieron 91 estudios relevantes para el análisis. Los resultados indicaron que los sistemas de estanques de alta tasa de cultivo (HRAP) y los fotobiorreactores (FBR) obtuvieron mayores tasas de remoción a escala piloto, debido a sus diseños y operaciones; sin embargo, ambas tecnologías enfrentaron limitaciones operativas y económicas que requieren estrategias de optimización. Por otro lado, los sistemas híbridos mostraron resultados prometedores en laboratorio, aunque su viabilidad a escala piloto aún no ha sido validada. En este contexto, es imperativo optimizar parámetros operativos como el TRH, la irradiancia y la temperatura. Asimismo, se deben diseñar rutas de escalado para su integración en PTAR convencionales y evaluar la ecotoxicidad de los subproductos generados, para asegurar la eficacia y seguridad del proceso.

Palabras clave: *Microalgas; Fitorremediación; Compuestos farmacéuticos emergentes; Fotobiorreactores y HRAP; PTAR.*

SYSTEMATIC REVIEW: EVALUATION OF MICROALGAE POTENTIAL IN THE BIOREMEDIATION OF EMERGING PHARMACEUTICAL CONTAMINANTS: CHALLENGES AND OPPORTUNITIES FOR THEIR IMPLEMENTATION IN WASTEWATER TREATMENT PLANTS

ABSTRACT

Pharmaceutical compounds (PhCs) in aquatic environments represent a group of emerging micropollutants increasingly identified in wastewater treatment plant (WWTP) effluents, which evidences the low efficiency of their removal. Microalgae-based technology emerges as a viable alternative for their removal and adds value to the resulting biomass; however, further studies are required to achieve its integration into existing treatments at a commercial scale. Therefore, the state of art was evaluated through a systematic review. Following a search in the Scopus and Web of Science databases and screening through Covidence, 91 relevant studies were identified for analysis. The results indicated that High-Rate Algal Ponds (HRAP) and photobioreactors (PBR) achieved higher removal rates at a pilot scale due to their design and operation; nevertheless, both technologies faced operational and economic limitations that require optimization strategies. On the other hand, hybrid systems showed promising laboratory results, although their feasibility at a pilot scale has yet to be validated. In this context, it is imperative to optimize operational parameters such as Hydraulic Retention Time (HRT), irradiance, and temperature.

Furthermore, scale-up pathways must be designed for integration into conventional WWTPs and the ecotoxicity of generated by-products must be evaluated to ensure the efficacy and safety of the process.

Keywords: Microalgae; Phycoremediation; Emerging pharmaceutical compounds; Photobioreactors and HRAP; WWTP.

HIGHLIGHTS

Se reunieron más de 89 estudios que identificaron especies dominantes como *Chlorella* sp., *Scenedesmus* sp., *Desmodesmus* spp. y *Picocystis* sp., siendo la degradación el mecanismo dominante de remoción.

Los HRAP y los fotobiorreactores alcanzan las tasas de remoción más altas a escala piloto, pero su escalabilidad está limitada por barreras operativas (TRH, irradiancia, temperatura, espacio y cosecha de biomasa) y económicas.

Los consorcios microalga-bacteria y los sistemas híbridos muestran alto potencial de remoción; sin embargo, su viabilidad a escala piloto y la seguridad frente a subproductos tóxicos exigen validación mediante ensayos piloto y análisis ecotoxicológicos.

1. INTRODUCCIÓN

La presencia continua de compuestos farmacéuticos (CF) en aguas residuales a nivel global es reconocida como un problema ambiental emergente (Atengueño-Reyes et al., 2023; Frascaroli, Hunter, et al., 2024; Pan et al., 2021; Salah et al., 2024; Vale et al., 2022). Las principales fuentes de CF en el ambiente derivan del uso humano y veterinario de medicamentos, favoreciendo su liberación a cuerpos de agua a través de efluentes municipales y hospitalarios, así como por aportes de actividades agropecuarias y descargas industriales farmacéuticas (Escapa et al., 2024; Salah et al., 2024). Entre las diferentes categorías de contaminantes emergentes, se incluyen compuestos farmacéuticos, productos de cuidado personal, plaguicidas, compuestos industriales y microplásticos, entre otros (Escapa et al., 2024).

Los CF emergentes son definidos como microcontaminantes, cuya detección y comprensión de sus efectos son relativamente recientes, y para la mayoría de ellos aún no se han establecido límites para su descarga en aguas superficiales (Mezzanotte et al., 2022). Los CF ingresan continuamente a los ambientes acuáticos en niveles que oscilan entre ng/L y µg/L, lo que dificulta su remoción (Procopio et al., 2021). Incluso a esas bajas concentraciones, pueden provocar impactos ambientales y sanitarios, incluidos efectos en la salud humana y animal, debido a su potencial de bioacumulación y biomagnificación, lo que puede conducir a efectos ecotoxicológicos como la toxicidad aguda y crónica, disrupción endocrina y neurológica, así como alteraciones en la reproducción y el comportamiento de las especies expuestas a estas sustancias (Al-Mashhadani & Al-Mashhadani, 2023; Escapa et al., 2024; Mojiri et al., 2022).

En los efluentes se detectan con regularidad varias clases terapéuticas de productos farmacéuticos, entre las que destacan analgésicos, antiinflamatorios, antibióticos, anticonvulsivantes, antidepresivos, antihipertensivos, betabloqueadores y reguladores lipídicos (García-Galán et al., 2020; Villar-Navarro et al., 2018). Las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) convencionales constituyen, en la mayoría de los casos, el principal sistema por el cual transitan estos efluentes con presencia de CF. Si bien son procesos eficaces en la remoción de materia orgánica, nutrientes, sólidos en suspensión y patógenos, presentan limitaciones para la eliminación completa de CF persistentes y sus metabolitos. Por lo tanto, estos compuestos se dispersan en los sistemas acuáticos a través de los vertidos de efluentes tratados y la aplicación al suelo de biosólidos generados en estas plantas (Pereira et al., 2023).

Las microalgas son un grupo diverso de microorganismos fotosintéticos que pueden crecer en abundancia en distintos tipos de aguas residuales (Pereira et al., 2023); esto, en parte, se debe a la capacidad de algunas especies de desarrollar tanto un metabolismo autótrofo como un metabolismo heterótrofo dependiendo de las fuentes de carbono disponibles (Vo et al., 2020). Esta versatilidad metabólica, junto con su capacidad de eliminar contaminantes orgánicos, ha posicionado a las microalgas como una estrategia atractiva para el tratamiento de aguas residuales, ya sea empleadas de forma independiente o en combinación con otras tecnologías.

Los sistemas microalgales aplicados al tratamiento de aguas residuales se organizan principalmente en estanques algales de alta tasa o HRAP (del inglés *High Rate Algal Ponds*) y diversos tipos de fotobiorreactores. Los HRAP son estanques poco profundos, generalmente en forma de circuito (*raceway*), que incorporan ruedas o paletas para homogenizar el cultivo y están diseñados para maximizar la superficie expuesta a la luz solar; su principal ventaja es la sencillez constructiva y el bajo costo operativo, aunque requieren grandes superficies y largos tiempos de retención hidráulica (TRH) (Villar-Navarro et al., 2018).

Los fotobiorreactores (tubulares, planos o en columnas) son sistemas parcial o totalmente cerrados que permiten un mayor control de luz, temperatura y condiciones de mezcla; suelen alcanzar mayores productividades de biomasa, pero incrementan la complejidad y el costo (López-Serna et al., 2024; Vassalle, Sunyer-Caldú, Uggetti, et al., 2020). Ambas configuraciones favorecen la interacción microalgas-bacterias, que contribuye a la remoción de materia orgánica y de algunos compuestos farmacéuticos, aunque presentan limitaciones en la escalabilidad y la cosecha de biomasa.

Las investigaciones recientes demuestran que diversos sistemas basados en microalgas pueden alcanzar altas tasas de remoción de CF (García-Galán et al., 2020; Lindberg et al., 2021; Mantovani et al., 2024). Por ejemplo, Jiménez-Bambague et al. (2020) evaluaron un HRAP a escala piloto y reportaron eficiencias de remoción del 30 al 70 % en aguas residuales domésticas para distintos CF, entre ellos: gabapentina, lamotrigina, fenofibrato, gemfibrozilo, diclofenaco, ketoprofeno, naproxeno y pentoxifilina.

La integración de sistemas microalgales como postratamiento o tratamiento terciario tras un tratamiento secundario convencional es la estrategia más recomendada para la remoción de CF y nutrientes (Pereira et al., 2023). En concreto, configuraciones como los HRAP y los fotobiorreactores tubulares figuran entre los sistemas más prometedores (García-Galán et al., 2018; Villar-Navarro et al., 2018). No obstante, entre sus limitaciones se encuentran los altos TRH requeridos, la gran demanda de espacio físico para los cultivos, la baja densidad de biomasa algal y la dificultad para cosecharla; estos aspectos restringen la viabilidad para la implementación de esta tecnología a escala comercial (Escapa et al., 2017; Zambrano, García-Encina, Hernández, et al., 2023). Además, es necesario evaluar las posibles implicaciones ecotoxicológicas de los subproductos generados.

Las investigaciones futuras deben centrarse en parámetros influyentes como la temperatura, el pH, la presencia de otros organismos (como los protozoos) y de metales pesados (García-Galán et al., 2021). Aunque se sabe que las microalgas requieren condiciones controladas de luz y nutrientes, pocos estudios han evaluado de manera sistemática cómo las variaciones estacionales (temperatura, irradiancia y fotoperiodo) influyen en la remoción de CF.

Esta influencia se evidenció en un estudio piloto en el cual el aumento de la temperatura y la irradiancia favorecieron la actividad fotosintética y mejoró la eliminación de algunos analgésicos, antiinflamatorios y antibióticos; sin embargo, no benefició la remoción de carbamazepina (Hom-Díaz et al., 2017; Villar-Navarro et al., 2018). Tampoco se conoce con exactitud cómo la presencia de mezclas de contaminantes o de nutrientes influye en la selectividad y el metabolismo de CF para cada especie (Jiménez-Bambague et al., 2023). A pesar de estos retos, se han identificado diversas oportunidades para optimizar el tratamiento de aguas residuales. Entre ellas, los consorcios microalgales-bacterianos, que aprovechan sinergias metabólicas, ofrecen mejoras en la eficiencia de remoción y la estabilidad del proceso (H. Sousa et al., 2023). También se promueve el desarrollo de tecnologías integradas, como la oxidación avanzada, los lodos activados, los humedales y los adsorbentes derivados de microalgas, orientadas a lograr una eliminación más completa de los CF.

Aunque existen múltiples revisiones sobre el uso de microalgas en el tratamiento de aguas residuales contaminadas, año tras año se publican nuevos estudios específicos sobre distintos CF que requieren ser analizados y comparados desde la perspectiva de su relevancia y madurez tecnológica para su potencial aplicación en el tratamiento de CF emergentes (Maryjoseph & Ketheesan, 2020). En consecuencia, son escasos los estudios a escala piloto publicados entre 2016 y 2025 que comparan tecnologías microalgales considerando simultáneamente la eficiencia de remoción y los parámetros operativos. Para abordar esta problemática, la presente revisión analiza la aplicación de microalgas en la remoción de CF emergentes, describe las estrategias actuales de ficorremediación y expone los principales obstáculos que limitan su adopción y escalabilidad.

2. METODOLOGÍA

Para la presente revisión sistemática se definió la siguiente pregunta de investigación: ¿Cuáles son los retos de la aplicación de las tecnologías basadas en microalgas para la remoción de compuestos farmacéuticos emergentes en aguas residuales? Su formulación se realizó en el marco de la metodología PICO, identificando: (a) la Población o grupo de interés como las tecnologías basadas en microalgas; (b) la intervención que se evalúa como el tratamiento de CF y (c) el contexto se restringe a los últimos estudios que se centraron en la biorremediación de CF emergentes presentes en aguas residuales mediante microalgas. Estos estudios fueron seleccionados a partir de las bases de datos Web of Science y Scopus por su cobertura multidisciplinar, alcance internacional e indexación de literatura de alto impacto, para su comparación y análisis mediante la metodología PRISMA (Preferred Reporting Items for Systematic reviews and Meta-Analyses) (Page et al., 2021).

2.1. Estrategia de búsqueda bibliográfica y criterios de inclusión y exclusión.

Se diseñó una estrategia de búsqueda con el objetivo de lograr una alta sensibilidad y especificidad, a fin de recuperar el mayor número posible de estudios relevantes. Para ello, se emplearon palabras clave combinadas con operadores booleanos en dos cadenas de búsquedas. Se priorizaron los artículos de investigación publicados entre enero de 2015 y la fecha actual, redactados en inglés. Estos resultados se presentan en la Tabla 1 mediante dos cadenas de búsqueda utilizando los operadores booleanos “AND”, “OR” y “NOT”.

Tabla 1

Estrategia de búsqueda y recuento de resultados por base de datos

Criterios de búsqueda	Scopus	Web of Science
TS=((microalgae OR micro-algae OR phycoremediation) AND (pharmaceutical* OR "emerging contaminant*" OR drug* OR "pharmaceutical contaminant*")) AND (wastewater OR effluent* OR sewage OR WWTP OR "wastewater treatment" OR "wastewater treatment plant") AND (bioremediation OR removal OR degradation OR treatment OR "algal-based remediation")) NOT TS=(nanoplastic* OR "heavy metal*" OR pesticid* OR fertiliz*)	125	99
TS=((microalgae OR micro-algae OR phycoremediation) AND (pharmaceutical* OR "emerging contaminant*" OR drug* OR "pharmaceutical contaminant*")) AND (biosorption OR bioaccumulation OR biotransformation OR biodegradation)) NOT TS=(nanoplastic* OR "heavy metal*" OR pesticid* OR fertiliz*)	145	61

Nota. Elaboración propia. Los recuentos reflejan el número total de registros recuperados en cada base de datos antes de la aplicación de filtros.

En la identificación de los estudios se aplicaron los criterios de inclusión y exclusión (Tabla 2) en dos fases de selección: la primera, basada en el título y el resumen; y la segunda, mediante la lectura del texto completo. Finalmente, se consideraron los estudios relacionados a través de las referencias de los artículos leídos.

Tabla 1

Criterios de inclusión y exclusión aplicados en la selección de estudios

Criterios de inclusión	Criterios de exclusión
<p>Fase de selección por título:</p> <ul style="list-style-type: none"> + Estudios que traten sobre tecnologías basadas en microalgas para la remoción de compuestos farmacéuticos en aguas residuales. + Estudios que incluyan tratamientos biológicos, específicamente biorremediación con microalgas, para la remoción de contaminantes farmacéuticos emergentes. + Investigaciones que aborden la efectividad de estas tecnologías en distintas matrices acuáticas. + Artículos en inglés que presenten resultados experimentales o revisiones sistemáticas sobre microalgas en biorremediación. 	<p>Fase de selección por título:</p> <ul style="list-style-type: none"> + Investigaciones que no incluyan específicamente el uso de microalgas para la remoción de compuestos farmacéuticos emergentes. + Estudios sobre el tratamiento de aguas contaminadas con otros tipos de contaminantes, como nutrientes o productos veterinarios no relevantes. + Artículos que se centren únicamente en un aspecto del proceso, como tratamientos físicos o químicos, sin considerar los enfoques biológicos basados en microalgas.
<p>Fase de selección por resumen:</p> <ul style="list-style-type: none"> + Estudios que analicen el impacto de las microalgas en la degradación o transformación de compuestos 	<p>Fase de selección por resumen:</p>

<p>farmacéuticos como antibióticos, antiinflamatorios, y hormonas en aguas residuales.</p> <p>+ Investigaciones que presenten la comparación entre tecnologías tradicionales y las tecnologías basadas en microalgas.</p> <p>+ Investigaciones que examinen la eficacia y limitaciones de microalgas en condiciones controladas y en entornos reales.</p> <p>+ Trabajos que consideren tanto aspectos biotecnológicos como factores ambientales y económicos que influyen en la escalabilidad de estas tecnologías.</p> <p>+ Estudios sobre microalgas que examinen sus características genotípicas y fenotípicas junto con su capacidad para metabolizar o transformar compuestos farmacéuticos emergentes presentes en aguas residuales</p>	<p>+ Investigaciones que no incluyan específicamente el uso de microalgas para la remoción de compuestos farmacéuticos emergentes.</p> <p>+ Estudios sobre el tratamiento de aguas contaminadas con otros tipos de contaminantes, como nutrientes o productos veterinarios no relevantes.</p> <p>+ Artículos que se centren únicamente en un aspecto del proceso, como tratamientos físicos o químicos, sin considerar los enfoques biológicos basados en microalgas.</p>
---	---

Nota. Elaboración propia.

Se utilizó la herramienta web Covidence (disponible en <https://www.covidence.org/>) para optimizar el flujo del trabajo durante la identificación y selección de estudios. En ella se importaron 430 registros bibliográficos en formato RIS, provenientes de las bases de datos Scopus (270) y Web of Science (160). Esta plataforma permitió identificar y eliminar 166 registros duplicados, obteniendo un total de 264 estudios para el posterior proceso de cribado.

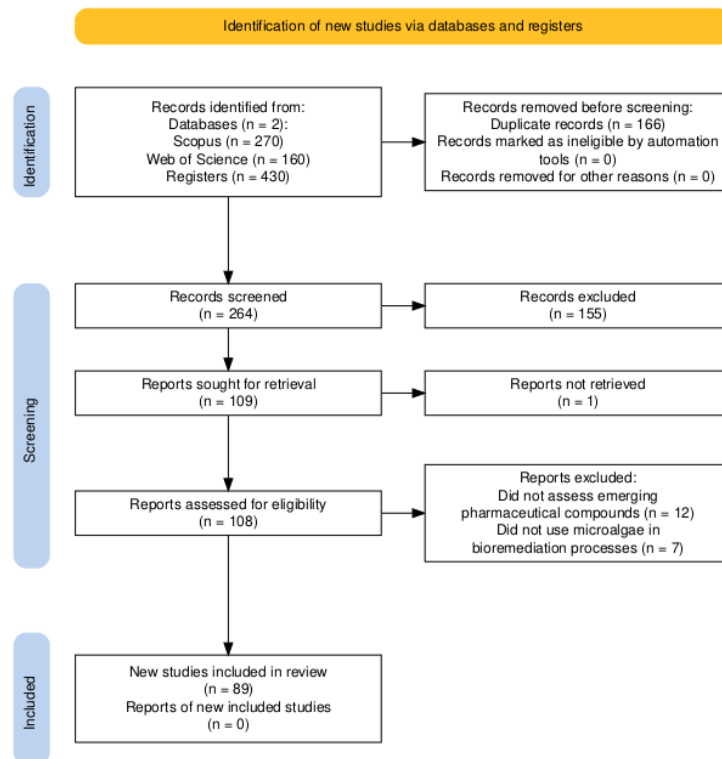
En esta fase se excluyeron 155 artículos, resultando en 109 estudios que evaluaron la remoción de CF por microalgas, tanto en aguas residuales sintéticas como reales. Los estudios seleccionados debían reportar información cuantitativa clara sobre su eficiencia de eliminación, las condiciones operativas, el fundamento del proceso, las tecnologías empleadas y los mecanismos de remoción utilizados. Además, se incluyeron estudios implementados a escala de laboratorio y piloto.

Posteriormente, se excluyeron 20 artículos adicionales: uno por no disponer del texto completo, siete por no emplear microalgas en procesos de biorremediación y doce por no abordar algún tipo de CF emergentes. Finalmente, 89 estudios cumplieron con los criterios establecidos y fueron incluidos en la revisión sistemática (Figura 1).

Los 89 estudios finalmente incluidos se organizaron y analizaron según la siguiente estructura temática: (I) ensayos a escala de laboratorio, orientados a comparar monocultivos frente a consorcios microalgales, sintetizar las eficiencias de eliminación reportadas por familias terapéuticas y evaluar de manera individual los mecanismos de remoción de CF por las microalgas; (II) ensayos a escala piloto enfocados en comparar el desempeño, las limitaciones operativas y la viabilidad de las principales técnicas de cultivo microalgal, tales como HRAP (High Rate Algal Ponds), los fotobiorreactores y los sistemas híbridos.

Figura 1

Diagrama de flujo PRISMA sobre el proceso de selección de los estudios.



Nota. Elaboración propia. Diagrama de flujo que resume las etapas de identificación, cribado, evaluación de elegibilidad e inclusión en la revisión.

Se realizó una evaluación formal del riesgo de sesgo de los estudios incluidos conforme a las directrices PRISMA. Dada la heterogeneidad de los diseños experimentales, la evaluación se efectuó mediante un enfoque basado en dominios (selección de la matriz experimental; diseño y controles; replicación y manejo de datos; validez analítica; posible reporte selectivo). La evaluación fue realizada de forma independiente por dos revisores, resolviéndose las discrepancias por consenso.

3. DESARROLLO Y DISCUSIÓN

Monocultivos y Consorcios Microalgales en Biorremediación

La selección de microalgas en estudios de biorremediación responde a rasgos fisiológicos que favorecen la supervivencia y la actividad de biotransformación en condiciones experimentales heterogéneas (Maryjoseph & Ketheesan, 2020). Aunque existe una gran diversidad de microalgas, la literatura se concentra en pocas especies bien caracterizadas, lo cual abre oportunidades para explorar cepas menos estudiadas con potencial para eliminar una amplia gama de contaminantes (Chiellini et al., 2020).

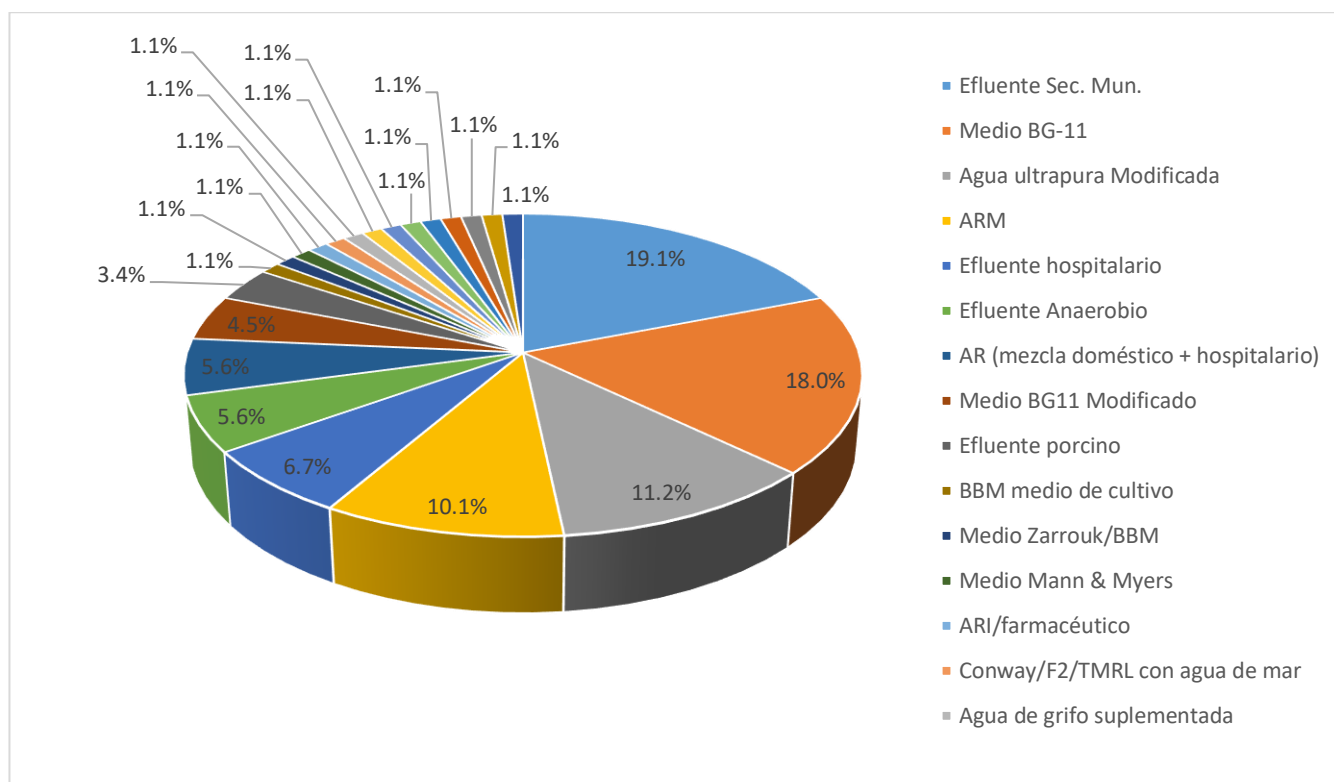
Entre los estudios incluidos en la revisión, los géneros y especies de microalgas más frecuentemente empleados fueron *Chlorella* spp., tales como *Chlorella vulgaris* y *Chlorella sorokiniana*, con un total de 45 menciones (50,6 %). En segundo lugar, se reportó el género *Scenedesmus* spp., con 30 menciones (33,7 %), seguido por *Desmodesmus* spp. con 5 menciones (5,6 %). Otras microalgas recurrentes fueron *Chlamydomonas* spp. (incluyendo *C. reinhardtii* y *C. acidophila*) con 8 menciones (9,0 %), *Synechocystis* sp. con 5 menciones (5,6 %), y *Tetrademus obliquus* con 4 menciones (4,5 %). Estas microalgas se evaluaron principalmente en monocultivos a escala de laboratorio, aunque también se reportaron consorcios en ensayos piloto.

A partir de los estudios analizados, se observa que el 51 % de las investigaciones consistieron en monocultivos de microalgas, desarrollados principalmente a escala de laboratorio, los cuales no superaron los 20 L.

Generalmente, los objetivos recurrentes de estos trabajos incluyen la determinación de la tasa de remoción de fármacos y la atribución porcentual de cada mecanismo implicado (Ricky et al., 2022), la evaluación del efecto de los contaminantes sobre el crecimiento y la composición bioquímica de las microalgas (Ricky & Shanthakumar, 2023), así como la identificación y caracterización de productos de transformación que podrían ser potencialmente tóxicos (Hom-Díaz et al., 2015). De acuerdo con la Figura 2, las matrices comúnmente empleadas para la biorremediación de CF incluyen efluentes secundarios municipales, medio BG-11, agua ultrapura modificada y aguas residuales modificadas. Cabe señalar que casi la mitad de los ensayos se centran en experimentos con matrices reales; sin embargo, aún hay nichos de estudio para efluentes anaerobios, porcinos y hospitalarios.

Figura 2.

Distribución de los tipos de matrices empleadas en los ensayos de remoción con microalgas.

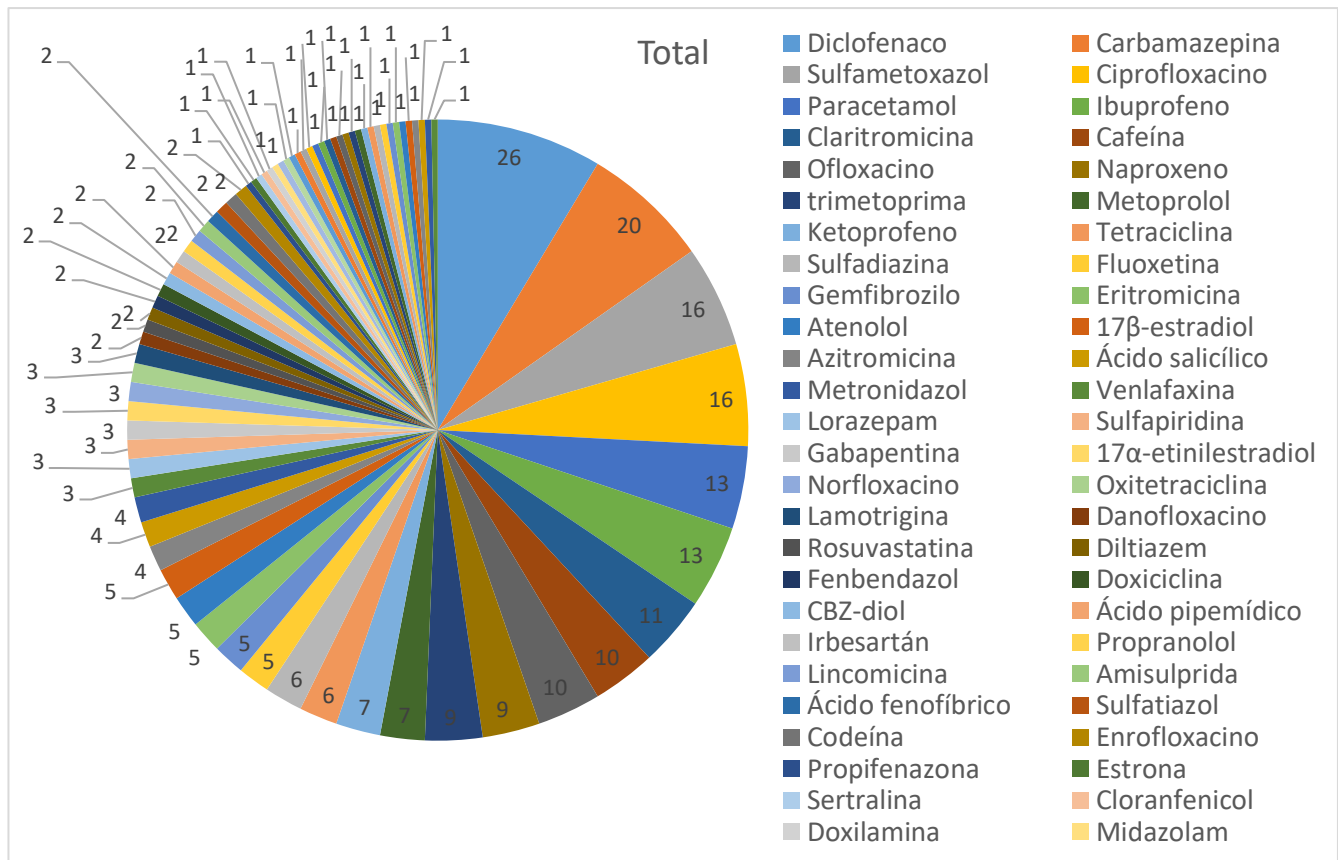


Nota. Elaboración propia

En la Figura 3 se observa que, entre los CF analizados, cerca del 50 % de los estudios se enfocaron en diclofenaco, carbamazepina, sulfametoxazol, ciprofloxacino, paracetamol, ibuprofeno, claritromicina, cafeína, ofloxacino, naproxeno y trimetoprima, principalmente por su alta prevalencia y consumo global (Zhong et al., 2021), su persistencia frente a los tratamientos convencionales de aguas residuales (Jiménez-Bambague et al., 2020) y su reconocida ecotoxicidad (Ben Ouada et al., 2019).

Figura 3

Frecuencia de fármacos evaluados en estudios de biorremediación con microalgas.



Nota. Elaboración propia.

La Tabla 3 agrupa los estudios experimentales que reportan las mayores eficiencias de eliminación para los 11 CF más frecuentes según la Figura 3, evidenciando el potencial de distintas especies microalgales frente a estos contaminantes. No obstante, las eficiencias reportadas pueden estar sobreestimadas para escenarios reales debido a las diferencias en la composición de las matrices experimentales y en las condiciones operativas empleadas en los ensayos (Parladé et al., 2018). En consecuencia, es necesario interpretar los porcentajes de eliminación en función del contexto experimental y evitar la extrapolación directa a plantas de tratamiento sin ensayos piloto representativos (véase la subsección «Retos y oportunidades» y la Tabla 5).

Del análisis de la Tabla 3, se observa que ciertos CF son más susceptibles a estrategias concretas (sistemas híbridos, inmovilización, fotobiorreactores), lo cual permite priorizar tecnologías según el compuesto objetivo. Históricamente, la carbamazepina y el diclofenaco se han considerado relativamente resistentes a la biodegradación en cultivos algales y en las PTAR; no obstante, Yi-Cheng et al. (2020) reportaron una remoción del 94,68 % para la carbamazepina con *C. vulgaris* inmovilizada en perlas de alginato con nanopartículas de Al₂O₃, que aumentaron el área superficial de la matriz y la densidad celular, lo que mejoró la eliminación respecto a las células libres. Por su parte, Q. Wang et al. (2022) informaron la remoción completa del diclofenaco mediante un sistema combinado de microalgas y óxidos de manganeso, atribuida a la sinergia entre biodegradación algal y oxidación mediada por Bio-MnOx.

Tabla 3

Estudios con mayor eficiencia de remoción de contaminantes farmacéuticos por microalgas

Referencia	Compuesto y % de eliminación	Microalgas	Configuración experimental
(Q. Wang et al., 2022)	Diclofenaco (100 %)	<i>Chlamydomonas</i> spp. y <i>Chlorella</i> sp. (oxidantes de manganeso)	Ensayo por lotes; mezcla de microalgas oxidadoras de manganeso en 100 mL de BG-11; $MnCl_2$ 1.00 mmol·L ⁻¹ ; luz 60 μ mol·m ⁻² ·s ⁻¹ ; 27 °C; ciclo 12:12 h; duración 10 días.
(Yi-Cheng et al., 2020)	Carbamazepina (94.68 %)	<i>Chlorella vulgaris</i> (inmovilizada en perlas de alginato con nanopartículas de Al ₂ O ₃)	Ensayo por lotes; perlas con 0.5 g/L Al ₂ O ₃ , 1.6% alginato, 1% CaCl ₂ ; duración 5 días.
(Vo et al., 2020)	Sulfametoxazol (92 %)	<i>Chlorella</i> sp.	Fotobiorreactor por lotes; volumen 1 L; 20 ± 1 °C; luz continua 4.35 klux; medio MLA; concentración inicial 20 mg/L; carbono total 300 mg/L (sacarosa); duración 10 días.
(Al-Mashhadani & Al-Mashhadani, 2023)	Ciprofloxacino (89,9 %)	<i>Chlorella vulgaris</i> (biomasa residual tras extracción de lípidos)	Ensayo por lotes; pH 7; dosis de adsorbente 2.75 g/L; concentración inicial 450 mg/L; tiempo de contacto 120 min; temperatura ambiente.
(Escapa et al., 2019)	Paracetamol (67 %)	<i>Chlorella sorokiniana</i>	Fotobiorreactor de columna con burbujeo; modo por lotes; 25 °C; iluminación 370 μ mol·m ⁻² ·s ⁻¹ ; fotoperiodo 12:12 h luz/oscuridad; aire con CO ₂ (0.3 v/v/min); pH 7.5; concentración inicial 25 mg/L.
(Matamoros et al., 2016)	Ibuprofeno (95 %)	<i>Chlorella</i> sp., <i>Scenedesmus</i> sp.	Reactores aireados con microalgas; aguas residuales; duración 10 días.
(K. Wu et al., 2023)	Claritromicina (88 %)	<i>Chlorella sorokiniana</i>	Ensayo por lotes; aguas residuales municipales; 681 mg COD soluble/L; 63 mg NH ₄ ⁺ -N/L; 8 mg PO ₄ ³⁻ -P/L.
(Frascaroli, Hunter, et al., 2024)	Ofloxacino (88 %)	<i>Chlorella vulgaris</i>	Ensayo por lotes; 50 mL de medio BG-11; concentración inicial 1 mg/L; 25 °C; 100 μ mol·m ⁻² ·s ⁻¹ ; 12:12 h luz/oscuridad; 10 días
(Huang et al., 2023)	Naproxeno (87 %)	<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	Ensayo por lotes; medio BG-11; volumen 50 mL; concentración inicial 1 mg/L; 25 °C; 100 μ mol·m ⁻² ·s ⁻¹ ; fotoperiodo 12:12 h luz/oscuridad; duración 10 días.
(K. Wu et al., 2023)	Trimetoprima (81 %)	<i>Chlorella sorokiniana</i>	Ensayo por lotes; medio SCE; concentración inicial 6 μ g/L; 35 °C; 100 μ mol·m ⁻² ·s ⁻¹ ; fotoperiodo 16:8 h luz/oscuridad; duración 3 días.

Nota. Elaborada a partir de: Wang et al. (2022); Yi-Cheng et al. (2020); Vo et al. (2020); Al-Mashhadani & Al-Mashhadani (2023); Escudero et al. (2019); Matamoros et al. (2016); Wu et al. (2023); Frascaroli et al. (2024); Huang et al. (2023).

Las microalgas exhiben diversas respuestas fisiológicas frente a contaminantes, lo que permite evaluar los efectos sobre su crecimiento y viabilidad. Por ejemplo, *A. protothecoides*, al exponerse a antibióticos en concentraciones ambientales, presenta un efecto de hormesis que estimula el crecimiento y la actividad fotosintética mediante el aumento en la producción de pigmentos, en especial clorofilas (Frascaroli et al., 2025). De acuerdo con Frascaroli, Roberts, et al. (2024), en presencia de 100 μ g/L de antibióticos se observó un aumento de hasta un 37 % en clorofila y un 32 % en carotenoides para *A. protothecoides*, *T. obliquus* y *C. acidophila* como respuesta a agentes exógenos.

A pesar de la utilidad de los monocultivos para comprender los mecanismos de remoción, estos no reflejan la complejidad microbiana real de las aguas residuales ni las interacciones con otros microorganismos debido a la diversidad inherente de la comunidad (J. F. Sousa et al., 2024). Además, los estudios de laboratorio no siempre predicen el desempeño en plantas reales. Para superar estas limitaciones, se ha propuesto el uso de consorcios de microalgas en combinación con efluentes reales. En el estudio de Ndlela et al. (2023), el consorcio formado por *C. protothecoides* y *C. vulgaris* mantuvo su viabilidad fisiológica durante la exposición a antibióticos a concentraciones de 10 y 100 ppb, evidenciando una elevada tolerancia y la capacidad de sostener su actividad fisiológica bajo condiciones de estrés químico.

Los consorcios suelen mejorar la eficiencia de remoción respecto a los monocultivos. Por ejemplo, en un fotobiorreactor abierto, un consorcio microalgas-bacterias mostró mayores eficiencias de remoción para la mayoría de los fármacos evaluados, especialmente las tetraciclinas, en comparación con los reactores con bacterias fotosintéticas púrpuras (López-Serna, García, et al., 2019). La presencia de microalgas como *Chlorella* spp. en un

sistema construido favorece la abundancia relativa y la diversidad bacteriana, destacando géneros vinculados a la degradación de CF como *Paludibacter*, *Janthinobacterium* y *Pseudomonas* (Y. Wang et al., 2022).

En la Tabla 4 se presentan los estudios con cultivos algales y sus mecanismos de remoción, entre los que destacan diversas especies como *Scenedesmus obliquus*, *Chlorella pyrenoidosa*, *Chlorella vulgaris*, *Picocystis* sp., *Tetrademus obliquus* y *Synechocystis* sp. En la mayoría de los estudios recopilados, la biodegradación aparece como la vía principal de eliminación de CF, siendo complementada en menor medida por procesos de bioadsorción y bioacumulación. Por ejemplo, Bano et al. (2021) observaron que un consorcio algal natural eliminó el 91,7 % de estradiol, el 74,7 % de diclofenaco y el 78,5 % de triclosán durante su fase de crecimiento; esta remoción fue atribuida principalmente a la degradación metabólica y no a la adsorción superficial.

Tabla 4

Especies de microalgas y mecanismos de remoción de fármacos emergentes: comparación y eficiencias.

Referencia	Condiciones experimentales	Concentración inicial, TRH y categoría de aguas residuales	Especies de microalgas	Mecanismo dominante de remoción	Compuesto y % de eliminación
(Xiong et al., 2020)	Erlenmeyer de 250 mL (150 mL trabajo), 27 °C, pH inicial 6.4, luz continua 45–50 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, 150 rpm y NaHCO_3 (2 g/L).	1 mg/L, en lotes, 10 d, agua residual municipal sin tratar	<i>Scenedesmus obliquus</i>	Biodegradación asimilativa	Doxilamina (56 % sin NaHCO_3 , 63 % con 2 g/L de NaHCO_3)
(Xie et al., 2022)	Erlenmeyer de 250 mL (150 mL trabajo), <i>Chlorella pyrenoidosa</i> (10^6 células/mL), 25 ± 0.5 °C, 4000 lux, fotoperiodo 12/12 h.	10–1000 $\mu\text{g/L}$, en lotes, 10 d, agua dulce sintética (BG11)	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	Bioadsorción 0.38 %– 1.90 %, bioacumulación 5.33 % y biodegradación 88.2%– 92.8%	Fluoxetina (100 % a 10 $\mu\text{g/L}$, 97,0 % a 50 $\mu\text{g/L}$, 77,4 % a 200 $\mu\text{g/L}$, 58,6 % a 500 $\mu\text{g/L}$, 41,2 % a 1000 $\mu\text{g/L}$)
(Ricky et al., 2022)	Erlenmeyer de 250 mL (100 mL trabajo), 30 ± 1 °C, 50 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, fotoperiodo 12/12 h, incubadora orbital.	5 mg/L, en lotes, 7 d, medio sintético BG-11	<i>Chlorella vulgaris</i>	Fotodegradación, bioadsorción, bioacumulación y biodegradación	Ciprofloxacino (36,9 %), Amoxicilina (24,7 %)
(Ben Ali et al., 2022)	Fotobiorreactor continuo (4 columnas, 20 L), 30 ± 1 °C, 75 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, fotoperiodo 12/12 h, pH 8.6 controlado con CO_2 , recirculación 1.3 L/min.	1 mg/L, sistema continuo 27 d, efluente municipal secundario pretratado	<i>Picocystis</i> sp.	Biodegradación	Oxitetraciclina (100 %), Sulfadiazina (66,54 %), Bisfenol A (95,40 %), Diclofenaco (90,52 %)
(Do et al., 2022)	Erlenmeyer de 1 L (500 mL trabajo), 25 °C, 100 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, fotoperiodo 16/8 h, 120 rpm, atmósfera 1 % CO_2 y NaOCl (1–10 mg/L).	20 $\mu\text{g/L}$, en lotes, 20 d, agua de cultivo sintética (BG-11)	<i>Tetrademus obliquus</i>	Biodegradación (predominante) Bioacumulación y biosorción	Carbamazepina (62,5 % sin NaOCl , 82,0 % con 1 mg/L de NaOCl)
(Yuan et al., 2025)	Matraces de 100 mL (50 mL trabajo), 25 ± 1 °C, 2000 lux, fotoperiodo 12/12 h, pH 6.9–7.1, agitación manual.	0.4–4.0 mg/L, en lotes, 5 d, agua dulce sintética (BG-11)	<i>Chlorella pyrenoidosa</i> FACHB-5	Bioadsorción (≤ 5.33 %), bioacumulación (≤ 1.90 %) y biodegradación (88.2–92.8 %)	Nonilfenol (99,9 % a 0,4 mg/L, ~66,3 % a 4,0 mg/L)
(Bahman et al., 2022)	Erlenmeyer de 250 mL (150 mL trabajo), 27 °C, 45–50 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, fotoperiodo 12/12 h, pH 7, 150 rpm.	Metronidazol 1–5 mg/L; Rosuvastatina 200–600 mg/L; Codeína 50–250 mg/L, en lotes, 14 d, agua dulce sintética (BG-11)	<i>Synechocystis</i> sp. PCC 6803	Adsorción (Metronidazol), biodegradación intracelular (Rosuvastatina y Codeína fosfato)	Metronidazol (80 %), Rosuvastatina (≈ 100 %), Codeína fosfato (≈ 100 %),
(Al-Mashhadani & Al-Mashhadani, 2023)	Erlenmeyer de 100 mL (50 mL trabajo), 25 °C, 200 rpm, hasta 240 min.	50–450 mg/L, 240 min, agua destilada	<i>Chlorella vulgaris</i>	Biosorción pasiva	Ciprofloxacino (89,9 %)
(Escudero et al., 2020)	Erlenmeyer de 250 mL (50 mL trabajo), 22 °C, luz continua 43 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, 90 rpm.	0.51–54.70 $\mu\text{g/L}$, en lotes, 14 d y efluente anaeróbico sintético	<i>Chlamydomonas acidophila</i>	Biodegradación (predominante) Bioacumulación y biosorción	Cafeína (95 %), Simvastatina (100 %), Carbamazepina (0 %), Lidocaína (0 %),

Atenolol (0 %),
 Propranolol (0 %)
 Eritromicina (93 %),
 Claritromicina (64 %)

Nota. La tabla resume y compara las condiciones experimentales, las especies de microalgas empleadas, los mecanismos de remoción predominantes y las eficiencias de eliminación de diferentes compuestos farmacéuticos reportadas en estudios previos. Elaborada a partir de Xiong et al. (2020), Xie et al. (2022), Ricky et al. (2022), Ben Ali et al. (2022), Do et al. (2022), Yuan et al. (2025) Bahman et al. (2022), Al-Mashhadani & Al-Mashhadani, (2023) y Escudero et al. (2020)

Adicionalmente, se evidenció que las condiciones de cultivo influyen notablemente en el desempeño; por ejemplo, los medios Conway y F/2, al aportar mayores concentraciones de nitrógeno y fósforo que TMRL, promovieron un crecimiento más elevado y una mayor actividad fisiológica, lo que se reflejó en eficiencias superiores de eliminación de contaminantes (Ahmad et al., 2024).

La Tabla 5 recopila estudios en fotobiorreactores y sistemas HRAP que evaluaron consorcios dominados por *Chlorella* spp. (incluyendo *C. vulgaris* y *C. sorokiniana*), acompañados de *Scenedesmus* spp. (como *S. acuminatus*), junto con *Westella botryoides*, *Parachlorella kessleri*, *Desmodesmus serratus*, *Synechocystis* sp. y cultivos mixtos de microalgas no especificadas. Esta diversidad de especies dominantes, los diferentes tipos de aguas residuales (efluentes de PTAR, centrado de digestión anaeróbica y escorrentía agrícola) y la variación de parámetros operativos y meteorológicos dificultan la comparación de las tasas de remoción; esto se debe a que cada consorcio activa rutas de degradación distintas, lo cual explica la gran variabilidad en la remoción de un mismo compuesto en distintos estudios.

Tabla 5

Comparación de HRAP y fotobiorreactores basados en microalgas para la remoción de fármacos emergentes.

Referencia	Condición experimental	Categoría de agua y país	Microalgas dominantes	Compuesto y tasa de eliminación
(Vassalle, Sunyer-Caldú, Díaz-Cruz, et al., 2020)	HRAP piloto (470 L), HRT 4.5 días, mezcla continua con rueda de paletas a 5 RPM, operaba en régimen estacionario tras 1 año, 19 °C, ciclo de luz/oscuridad natural.	Aguas residuales urbanas pretratadas con sedimentador, España	<i>Chlorella</i> sp.	Trimetoprima (-32 %), Sulfatiazol (100 %), Atenolol (84 %), Ketoprofeno (33 %), Naproxeno (45 %).
(Vassalle, García-Galán, et al., 2020)	Sistema RAFA + HRAP continuo a escala piloto, compuesto por RAFA (343 L, HRT = 7 h, SRT = 20 d), HRAP (HRT = 8 d) y decantador (HRT = 14 h); operado en 4 meses.	Efluente de PTAR urbano, Brasil.	<i>Chlorella vulgaris</i> , <i>Scenedesmus</i> sp., <i>Westella botryoides</i> y diversas diatomeas	Ibuprofeno (64,8 %), Naproxeno (70 %), Diclofenaco (65 %), Paracetamol (65 %), Gemfibrozilo (39 %), Estrona (95 %), Estradiol (-90 %), Etinilestradiol (92 %), Estriol (~88 %).
(Villar-Navarro et al., 2018)	HRAP piloto integrado en PTAR (16000 L), operado en régimen continuo, HRT ~5-6 días, mezclado con rueda de paletas, monitorizado durante un año; temperatura ambiente 15-28 °C, régimen de luz natural.	Aguas residuales urbanas secundarias, España	<i>Coelastrum</i> sp. (dominante)	Diclofenaco (55 % en HRAP y 71 % en HRAP+DAF), Sulfametoxazol (≈60-70 %), Atenolol (≈80 %), Carbamazepina (<10 %, recalcitrante).
(Mezzanotte et al., 2022)	HRAP piloto (1000 L) integrado como tratamiento en corriente lateral; operación continua, HRT 10 días, inyección de CO ₂ (off-gas CHP) y NaHCO ₃ ; en servicio desde 2017.	Centrado municipal (fase líquida de lodos anaerobios), Italia	<i>Chlorella</i> sp.	Diclofenaco (98,4 %), Lamotrigina (94,4 %), Ketoprofeno (84,1 %), Claritromicina (83,3 %), Azitromicina (66,7 %), Irbesartán (54,1 %), Metoprolol (39,1 %), Amisulprida (32,5 %), Sulfametoxazol (0 %), Carbamazepina (-59,3 %), Propifenazona (-22,2 %), Ofloxacino (-22,0 %).
(Jiménez-Bambague et al., 2020)	HRAP piloto (600 L) alimentado con el efluente de una planta de tratamiento con coagulación, floculación y sedimentación química; flujo	Efluente de PTAR urbano, Colombia	<i>Parachlorella kessleri</i> , <i>Desmodesmus serratus</i> , <i>Scenedesmus</i>	Ácido fenofibrico (77,1 %), Ibuprofeno (75,7 %), Paracetamol (94,4 %), Gabapentina (30,1 %), Lamotrigina (47,5 %), Fenofibrato (54,5 %), Gemfibrozilo (34,2 %), Diclofenaco (66,6 %), Ketoprofeno (55,8 %), Naproxeno

	continuo 0.2 m ³ /día, HRT 3 días, mezcla con ruedas de paleta a 5 RPM, irradiancia 1900 ± 500 μmol·m ⁻² ·s ⁻¹ .		spp. y otras <i>Chlorophyta</i>	(46,3 %), Pentoxifilina (42,3 %), Carbamazepina (7,7 %).
(Mantovani et al., 2024)	HRAP piloto (870 L) operación al aire libre bajo invernadero con paneles laterales removibles en primavera y otoño; HRT 6 días, mezcla continua con pala a 4 RPM, aporte de CO ₂ para control de pH a 7.5.	Centrado municipal (fase líquida de lodos anaerobios), Italia.	<i>Chlorella</i> spp. y <i>Scenedesmus</i> spp.	Amisulprida (39 %), Ofloxacino (33 %), Metoprolol (65 %), Sulfametoxazol (95 %), Claritromicina (31 %), Carbamazepina (32 %), Diclofenaco (71 %), Lamotrigina (87 %), Fluoxetina (66 %), Propifenazona (no removido; aumento).
(Lindberg et al., 2021)	HRAP a escala piloto (6000 L); HRT 6 días; sistema de bombeo con rueda de paletas y burbujeo de gas de combustión para control del pH; temperatura media ≈16 °C; PAR medio ≈443 μmol·m ⁻² ·s ⁻¹ .	Agua residual municipal sin pretratamiento, Suecia.	<i>Chlorella</i> sp., <i>Desmodesmus</i> sp., <i>Scenedesmus</i> sp.	Paracetamol (99 %), Dipiridamol (96 %), Metoprolol (93 %), Atorvastatina (92 %), Codeína (91 %), Atenolol (90 %), Rosuvastatina (80 %), Ranitidina (76 %), Diltiazem (73 %), Mirtazapina (67 %), Diclofenaco (64 %), Bisoprolol (58 %), Amitriptilina (55 %), Ciprofloxacino (46 %), Alfuzosina (41 %), Eprosartán (37 %), Flecaínida (35 %), Irbesartán (35 %), Oxazepam (31 %), Tramadol (24 %), Trimetoprima (18 %), Claritromicina (15 %), Sotalol (14 %), Venlafaxina (13 %), Fluconazol (0 %), Citalopram (-2 %), Carbamazepina (-9 %), Clindamicina (-10 %), Fexofenadina (-25 %), Telmisartán (-101 %).
(García-Galán et al., 2020)	HRAP piloto (470 L); HRT 4.5 días; operación continua.	Agua residual doméstica pretratada con decantación, España.	Consorcio dominado por <i>Chlorella</i> sp., <i>Scenedesmus</i> sp., <i>Desmodesmus</i> sp.	Acetaminofén (100 %), Diclofenaco (54,8 %), Ibuprofeno (79 %), Metronidazol (> 89 %), Sulfametoxazol (50,5 %), Venlafaxina (49–67 %), O-desmetilvenlafaxina (13–39 %), N-desmetilvenlafaxina (27–42 %), Carbamazepina (≈ 0 %), Metoprolol (0–36 %).
(López-Serna, Posadas, et al., 2019)	Fotobiorreactor de configuración anaerobio-anóxico-aeróbico. reactor anaerobio (0.65 L), anóxico (3.75 L) y HRAP (11.25 L), en flujo continuo, HRT 3–4 días, iluminación artificial, 29–30 °C.	Aguas residuales domésticas sintéticas, España	<i>Chlorella vulgaris</i> , <i>Scenedesmus acuminatus</i> , <i>Pseudanabaena acicularis</i>	Ibuprofeno (94 %), Naproxeno (52 %), Ácido salicílico (98 %)
(Gentili & Fick, 2017)	Fotobiorreactor abierto (650 L), lote 7 días, exposición a gases de combustión (9 % CO ₂), luz natural, T° 10–32 °C (media 18 °C), PAR interior 15–28 μmol m ⁻² s ⁻¹ .	Aguas residuales urbanas (afluente municipal), Suecia	<i>Dictyosphaerium</i> sp. (población mixta de algas verdes de agua dulce)	Atenolol (99 %), Bisoprolol (97 %), Metoprolol (99 %), Claritromicina (90 %), Bupropion (93 %), Atracurio (97 %), Diltiazem (94 %), Memantina (81 %), Tramadol (57 %), Ranitidina (75 %)
(García-Galán et al., 2018)	Fotobiorreactor híbrido tubular horizontal a escala piloto (8500 L, 12 tubos), operado en modo continuo, HRT de 16 días.	Escorrentía agrícola y efluente urbano, España	<i>Scenedesmus</i> sp., <i>Chlorella</i> sp., <i>Pediastrum</i> sp., <i>Gloeothece</i> sp.	Diclofenaco (61 %), Ibuprofeno (< 50 %), Carbamazepina (< 40 %), Ácido clofibrico (< 40 %).
(García-Galán et al., 2021)	Fotobiorreactor tubular horizontal semicerrado (11700 L) a escala piloto; flujo diario 2.3 m ³ /día, HRT 5 días.	Escorrentía agrícola con aguas domésticas, España.	Comunidades mixtas de microalgas	Diazepam (94 %), Lorazepam (83 %), Oxazepam (71 %), Ibuprofeno (70 %), Diclofenaco (52 %), Carbamazepina (11 %).
(Hom-Díaz et al., 2017)	Fotobiorreactor multitubular cerrado (1200 L) ubicado al aire libre; HRT 12 días (Periodo II).	Aguas residuales domésticas, España.	Comunidades mixtas de microalgas	Ibuprofeno (> 98 %), Acetaminofén (> 99 %), Ácido salicílico (33 %), Ketoprofeno (78 %), Naproxeno (69 %), Lorazepam (57 %), Hidroclorotiazida (84 %), Furosemida (100 %), Paroxetina (93 %), Alprazolam (87 %), Ciprofloxacino (76 %).
(Vassalle, Sunyer-Caldú, Uggetti, et al., 2020)	Fotobiorreactor tubular horizontal (11700 L) semicerrado a escala demostrativa; HRT 5 días.	Escorrentía agrícola mezclada con agua de PTAR, España	<i>Synechocystis</i> sp.	Sulfatiazol (100 %), Trimetoprima (78 %), Sulfapiridina (-32 %), Sulfametoxazol (-8 % a 100 %), Ketoprofeno (88–100 %), Naproxeno (100 %), Gemfibrozilo (75 %).

(Zambrano, García-Encina, Jiménez, et al., 2023)	Fotobiorreactor de lámina delgada en cascada (1200 L); operado en modo semicontinuo; HRT 5 días; aireación por recirculación y exposición superficial.	Fracción líquida de purín porcino diluida, España.	<i>Scenedesmus almeriensis</i>	Tetraciclina (77 %), Ciprofloxacino (90 %), Sulfadiazina (60 %).
(K. Wu et al., 2023)	Fotobiorreactor de lámina delgada (380 mL), profundidad óptica 14 mm, operado inicialmente discontinuo y luego en continuo, HRT 0.8 días.	Escorrentía agrícola mezclada con aguas de PTAR, España	<i>Chlorella sorokiniana</i>	Ibuprofeno (99 %), Furosemida (98 %), Propranolol (93 %), Sulfametoxazol (89 %), Claritromicina (61 %), Irbesartán (56 %), Hidroclorotiazida (41 %), Trimetoprima (43 %).

Nota. Resultados reportados sobre la remoción de compuestos farmacéuticos mediante sistemas basados en microalgas a escala piloto con aguas residuales reales. d = días, SRT = tiempo de retención de sólidos, PAR = radiación fotosintéticamente activa. Elaborada a partir de: Vassalle, Sunyer-Caldú, Díaz-Cruz, et al., 2020; Vassalle, García-Galán, et al., 2020; Villar-Navarro et al., 2018; Mezzanotte et al., 2022; Jiménez-Bambague et al., 2020; Mantovani et al., 2024; Lindberg et al., 2021; García-Galán et al., 2020; López-Serna, Posadas, et al., 2019; García-Galán et al., 2018; García-Galán et al., 2021; Hom-Díaz et al., 2017; Vassalle, Sunyer-Caldú, Uggetti, et al., 2020; Zambrano, García-Encina, Jiménez, et al., 2023; K. Wu et al., 2023.

Para optimizar la exploración de parámetros operativos y reducir la dependencia de ensayos empíricos extensivos, los modelos de redes neuronales constituyen una alternativa útil. Según Casagli et al. (2021), el modelo ALBA (algas-bacterias) mostró una buena capacidad predictiva TIC (coeficiente de desigualdad de Theil) < 0,3 para la mayoría de las variables evaluadas; sin embargo, su desempeño podría mejorarse mediante la calibración de parámetros críticos del proceso, como el coeficiente de atenuación de la radiación luminosa y el coeficiente de transferencia de oxígeno volumétrico.

Eficiencia de eliminación de CF por microalgas

Zambrano et al. (2021) señalan que la resistencia de los fármacos a la remoción por microalgas está correlacionada con parámetros fisicoquímicos, tales como el estado de ionización (pKa), el pH, la baja lipofilia (log Kow) y la presencia de estructuras cíclicas, cadenas largas saturadas o grupos funcionales atractores de electrones, que favorecen la persistencia en fase acuosa y reducen la adsorción en la biomasa. Por el contrario, los compuestos neutros o catiónicos con mayor afinidad hidrofóbica tienden a adsorberse con más facilidad. Hallazgos obtenidos en ambientes nórdicos indican mecanismos combinados de remoción: la hidrofobicidad (log Kow > 2,2) se asoció con la adsorción, aunque varios fármacos hidrofóbicos permanecieron en fase acuosa, lo que sugiere la intervención de otros mecanismos de eliminación (Lindberg et al., 2021). Por lo tanto, estos parámetros no deben considerarse como una regla estricta para predecir el comportamiento de remoción.

Se observaron tasas de remoción negativas para ciertos CF (Tabla 5), atribuibles a concentraciones superiores en el efluente respecto al afluente o a su detección exclusiva en la salida. Este fenómeno se atribuye a procesos de deconjugación enzimática mediante los cuales compuestos farmacéuticos metabolizados y excretados como glucurónidos o metabolitos conjugados pueden reconvertirse a su forma original (Gentili & Fick, 2017). Adicionalmente, la evaporación en sistemas abiertos puede inducir un efecto de concentración en el efluente, generando incrementos aparentes en la carga de CF (López-Serna, Posadas, et al., 2019).

La biodegradación de CF puede generar productos de transformación que resultan, en ocasiones, más tóxicos que los compuestos originales (Atengueño-Reyes et al., 2024). La identificación y cuantificación exhaustiva de estos subproductos resulta poco práctica debido a la gran cantidad de metabolitos posibles (Liakh et al., 2023) y a que muchos se encuentran en concentraciones por debajo del límite de detección analítico (Ben Ouada et al., 2019). En consecuencia, muchos estudios informan únicamente la remoción del compuesto parental. Por lo tanto, complementar las mediciones analíticas con datos toxicológicos permite evaluar la eficiencia de los tratamientos microalgales y los efectos de toxicidad de los CF, fomentando su implementación en futuros estudios (Escapa et al., 2019).

Mecanismos implicados en la eliminación de CF por microalgas

Para lograr un sistema eficaz de remoción de CF, es fundamental comprender que se trata de un proceso multifactorial. Los mecanismos involucrados son similares entre los diversos microorganismos, ya que combinan procesos bióticos (bioadsorción, bioacumulación y biodegradación) con la fotodegradación para transformar o retener estos compuestos. En el caso de las microalgas, el predominio de uno o varios de estos mecanismos depende tanto de las propiedades fisicoquímicas del contaminante, tales como la solubilidad, el pKa y la estructura molecular, como de factores ambientales (pH, irradiancia, temperatura, nutrientes, oxígeno disuelto y salinidad), los cuales condicionan la supervivencia del cultivo, su crecimiento y la eficacia de remoción.

Bioadsorción

La bioadsorción se define como un proceso extracelular de naturaleza física y no metabólica mediante el cual los contaminantes presentes en la fase acuosa se fijan de forma pasiva a la superficie de la pared celular o a sustancias poliméricas extracelulares (EPS), debido a interacciones electrostáticas entre los grupos funcionales y los CF con cargas positivas (Bertolini & Conti, 2022). En un consorcio inactivo de *Scenedesmus almeriensis* y bacterias procedentes de un HRAP, la bioadsorción resultó ser el mecanismo predominante para la remoción de tetraciclina y ciprofloxacino; asimismo, se señala que el consorcio constituye un adsorbente de bajo costo y versátil, capaz de tratar mezclas complejas de antibióticos en aguas residuales (Zambrano et al., 2021).

Las EPS son principalmente una mezcla de proteínas, lípidos, polisacáridos y ácidos nucleicos con la función de proteger la célula de los ambientes hostiles. Entre ellas, existen las EPS unidas a la pared celular de las microalgas y las EPS libres que son excretadas al medio acuoso (Maryjoseph & Ketheesan, 2020). La capacidad de adsorción depende principalmente de los grupos funcionales en superficie, incluyendo grupos alifáticos, aromáticos y oxigenados, y no del área superficial o porosidad del material, lo que desafía la idea convencional de que mayor área implica mejor adsorción (Kozyatnyk et al., 2025). La capacidad de adsorción depende del pH en relación con el punto de carga cero, que determina la atracción o repulsión de especies catiónicas o aniónicas según el caso; así como de la solubilidad/hidrofobicidad del compuesto, y tiende a disminuir con la temperatura debido al carácter exotérmico del proceso de adsorción (A. Silva et al., 2020)

Los co-sustratos también pueden modular este mecanismo, por ejemplo, la exposición a 4.0 mg/L de nonilfenol con 0.4 g/L de glucosa incrementó en un 55.5 % la producción de proteínas EPS ligados a la biomasa y en un 32.7 % la de polisacáridos en las EPS solubles de *C. pyrenoidosa*, lo cual reduce la citotoxicidad del contaminante y favorece la capacidad de remoción (Yuan et al., 2025); por lo tanto, abre la oportunidad de incorporar co-sustratos en sistemas de tratamiento con microalgas.

Bioacumulación

La bioacumulación es un proceso activo que consume energía, pero es mucho más lento que la bioadsorción y se caracteriza por transportar los contaminantes de los entornos acuosos al citoplasma celular (Bertolini & Conti, 2022). *Ankistrodesmus braunii* logró que la bioacumulación intracelular representara el 80 % (1,97 mg/L) de la eliminación total de carbamazepina en 60 días, como se evidenció al liberar esa cantidad tras la lisis celular (Yehya et al., 2020). Este resultado se explica por la elevada afinidad de la carbamazepina por los lípidos de la membrana y las vesículas intracelulares, o bien por su limitada capacidad metabólica.

En cambio, la bioacumulación en *C. reinhardtii* contribuye solamente con el 2,4 % de la remoción total de diclofenaco en 4 días y desempeña un papel creciente a medida que se limita la capacidad de biodegradación del alga (Liakh et al., 2023). Estos dos ejemplos muestran que la eficacia de la bioacumulación depende no solo de las propiedades fisicoquímicas del contaminante, sino también de la fisiología de la microalga y de la duración del experimento, de modo que especies y tiempos de exposición distintos pueden dar lugar a resultados muy diferentes.

Biodegradación

La biodegradación es un proceso de descomposición o transformación de CF mediada por enzimas. Las microalgas degradan los compuestos xenobióticos a través de tres fases metabólicas secuenciales. En la fase I (funcionalización), enzimas del citocromo P450 transforman compuestos lipofílicos en más polares mediante la incorporación de grupos funcionales ($-\text{OH}$, $-\text{NH}_2$, $-\text{COOH}$). En la fase II (conjugación), estos sitios modificados (ahora electrofílicos) se unen a compuestos solubles, como glutatión, glucurónido o sulfato, para aumentar su hidrosolubilidad. Finalmente, en la fase III (procesamiento y degradación posterior), diversas enzimas participan en la transformación de los conjugados en moléculas menos complejas (Bertolini & Conti, 2022).

Además, la disponibilidad de nutrientes puede potenciar estas rutas; por ejemplo, se ha demostrado que el centrado de digestión anaeróbica no solo no inhibió la remoción de 17β -estradiol (E2) y 17α -etinilestradiol (EE2), sino que incrementó la biomasa; lo que potenció la biodegradación del 62 % al 71 % para E2 y del 20 % al 22 % para EE2 en *S. capricornutum*, frente a la adsorción celular (Hom-Díaz et al., 2015). Este hallazgo demuestra cómo la disponibilidad de carbono y nitrógeno puede potenciar las fases de detoxificación y conjugación, acelerando la descomposición de los CF. Asimismo, se abren oportunidades al utilizar edición genética para promover la biodegradación; por ejemplo, Xiao et al. (2025) sobreexpresaron el gen A23292, que codifica un citocromo P450, en *C. vulgaris*, observándose incrementos del 60 %, 40 % y 130 % en la eliminación de lincomicina, enrofloxacina y tilosina, respectivamente.

Liakh et al. (2023) identificaron 38 subproductos resultantes de la transformación del diclofenaco por *Chlamydomonas reinhardtii*, correspondientes a metabolitos de fase I (oxidación, hidroxilación y descloración) y metabolitos de fase II (productos de conjugación). De ellos, 18 nunca se habían reportado en la literatura científica. Por este motivo, se recomienda que las futuras investigaciones se centren en evaluar la toxicidad de los productos transformados. Jaén-Gil et al. (2018) advierten que, aunque el uso de microalgas puede transformar CF en productos intermedios, estos subproductos pueden conservar o incluso presentar una toxicidad mayor que el compuesto original, lo que podría ser un riesgo para el medio ambiente.

Fotodegradación

La luz solar puede degradar los CF a través de fotólisis directa e indirecta. La fotólisis directa consiste en la ruptura de los enlaces de moléculas contaminantes que son capaces de absorber directamente la radiación ultravioleta del sol, sin necesidad de incluir agentes fotosensibilizadores como las microalgas (López-Serna et al., 2024). La fotólisis indirecta genera radicales libres por medio de compuestos llamados fotosensibilizadores en presencia de luz UV, como las microalgas y los ácidos carboxílicos que estas liberan (Bertolini & Conti, 2022).

La fotodegradación directa demostró ser el principal mecanismo de remoción para ciprofloxacina, ofloxacina, norfloxacina y ácido pipemídico; mientras que, para azitromicina, claritromicina y eritromicina, intervinieron predominantemente otros mecanismos, como la biosorción y la biodegradación (Hom-Díaz et al., 2022). La materia orgánica extracelular algal (MOE) no solo modifica la composición orgánica del medio, sino que también libera sustancias húmicas y aromáticas que pueden actuar como fotosensibilizadores, favoreciendo rutas de fotodegradación indirecta (Huang et al., 2023). P. H. Wu et al. (2021) demostraron que la MOE de *C. vulgaris* y *S. capricornutum* logró la fotodegradación completa de E2 y EE2 bajo luz, por lo que debería considerarse la fotodegradación indirecta como uno de los principales mecanismos para la eliminación de estrógenos en las aguas residuales reales.

En cultivos de *Scenedesmus obliquus* expuestos a luz, el diclofenaco y claritromicina alcanzaron remociones del 99 % y 60 % respectivamente por fotólisis como compuestos individuales. La presencia de una mezcla de contaminantes redujo las constantes cinéticas de primer orden de diclofenaco (0,68 a 0,40 d^{-1}) y claritromicina (0,08 a 0,04 d^{-1}) respecto a los ensayos individuales; debido a la competencia por los fotones entre los contaminantes y las microalgas (K. Wu et al., 2022). La combinación de la fotólisis directa e indirecta permite la

eliminación de una amplia variedad de fármacos, resaltando la importancia de diseñar reactores solares de elevada superficie de contacto, para maximizar la captación de radiación.

Técnicas de cultivo convencionales y mejoradas para la eliminación eficiente de CF de aguas residuales mediante microalgas.

Técnicas convencionales de cultivo de microalgas

De los 89 estudios incluidos en esta revisión, 16 correspondieron a ensayos a escala piloto realizados con aguas residuales reales, en los cuales incluyeron porcentajes de remoción de CF. Estos ensayos se concentraron mayoritariamente en configuraciones de HRAP y en fotobiorreactores tubulares y de capa delgada con volúmenes de 470 - 16000 L, 1200 - 11700 L y 0.38 - 1200 L respectivamente.

Si bien la literatura existente sobre la eficiencia de remoción de CF emergentes se ha centrado en el análisis de afluentes y efluentes de PTAR convencionales tras tratamientos primarios y secundarios con lodos activados (Villar-Navarro et al., 2018), las tecnologías basadas en microalgas ofrecen ventajas como la recuperación de biomasa para su uso como producto valorizable y la obtención de un efluente tratado de alta calidad (Matamoras et al., 2016); Además, destacan por su gran capacidad de adaptación en distintas técnicas de cultivo.

Estas técnicas se clasifican según la movilidad de las células en el medio de cultivo y el nivel de control que se ejerce sobre los parámetros fisicoquímicos que influyen en el proceso de biorremediación. Según el grado de control de los factores abióticos, las técnicas de cultivo de microalgas se dividen en dos categorías: cultivo abierto y cultivo cerrado. Así mismo se dividen en otras dos subcategorías de acuerdo con su capacidad de movimiento: cultivo suspendido o cultivo inmovilizado.

Técnicas de cultivo cerrado y abierto

Los fotobiorreactores son sistemas cerrados en los que las microalgas crecen bajo parámetros controlados, ya sea en aguas residuales reales o sintéticas. Estos sistemas ofrecen mayor eficiencia en la remoción de contaminantes y una productividad de biomasa por unidad de volumen superior, permiten el crecimiento de monocultivos, presentan menor riesgo de contaminación, mejor distribución de la luz sobre la biomasa y reducen la evaporación (García-Galán et al., 2018). No obstante, el elevado costo de construcción, el alto requerimiento energético para el bombeo y la agitación, la acumulación tóxica de oxígeno disuelto y la formación de biopelículas constituyen desventajas para su implementación como tratamiento en PTAR a gran escala (García-Galán et al., 2018).

Los sistemas multitubulares son cada vez más valorados en estudios a gran escala y su diseño permite manejar grandes volúmenes de cultivo; mientras que los fotobiorreactores de capa delgada presentan una mayor relación área-volumen, con un camino óptico más corto, lo cual incrementa los procesos de fotodegradación (Zambrano, García-Encina, Jiménez, et al., 2023).

Los fotobiorreactores son sistemas donde operan diversos consorcios microbianos bajo configuraciones que activan distintas rutas metabólicas para la eliminación de CF (Vassalle, Sunyer-Caldú, Uggetti, et al., 2020). Esta variabilidad se evidencia en la Tabla 5, donde múltiples ensayos demuestran que el uso de diferentes especies de microalgas genera resultados distintos para un mismo contaminante. En este sentido, López-Serna et al. (2024) reportaron una correlación positiva entre el factor de acumulación del CF en la biomasa microalgal y los porcentajes de remoción, lo que indica que la asociación del contaminante con la biomasa desempeña un papel relevante en su eliminación. Este efecto se relaciona principalmente con procesos de biosorción y, potencialmente, con mecanismos de degradación favorecidos por la célula. Por lo tanto, la gestión de la biomasa constituye una variable operativa relevante en fotobiorreactores para potenciar la remoción de contaminantes.

En el ensayo de García-Galán et al. (2018), durante el invierno la productividad de biomasa fue baja (2-14 g TSS/m³·d), mientras que en primavera aumentó hasta 74 g TSS/m³·d, a pesar de las bajas concentraciones de nutrientes en el agua de alimentación. Este aumento favorece la remoción de compuestos con moderada a alta hidrofobicidad (log K_{ow} ≈ 3-4), como diclofenaco, ibuprofeno y estradiol que tienden a experimentar mecanismos de eliminación asociados principalmente a la adsorción sobre la biomasa (Vassalle, García-Galán, et al., 2020). Sin embargo, Parladé et al. (2018) demostraron que no solo la concentración de biomasa influye en la remoción, sino que el incremento en la eficiencia se asocia con una mayor diversidad y equitatividad microbiana.

Los sistemas de tratamiento de aguas residuales, como los HRAP, son estanques de cultivo microbiano capaces de eliminar materia orgánica, nutrientes y compuestos orgánicos e inorgánicos, gracias a la simbiosis entre microalgas y bacterias (López-Serna, Posadas, et al., 2019). Los HRAP se caracterizan por ser cuerpos de agua poco profundos, diseñados para maximizar la superficie de contacto con la luz solar, suelen tener forma alargada o de circuito, incorporan ruedas con paletas para homogenizar el cultivo y generalmente no vienen equipados con suministro de aire.

El HRAP como tratamiento terciario es prometedor por su alto grado de remoción de contaminantes emergentes y su operación sostenible (Mantovani et al., 2024). En las plantas de tratamiento de aguas residuales que incorporan esta tecnología, el sistema integra a un reactor anaerobio de flujo ascendente (RAFA), seguido de HRAP y un estanque para la sedimentación de microalgas (Vassalle, García-Galán, et al., 2020).

Si bien se ha reportado un promedio de remoción similar para las PTAR convencionales y los HRAP (94 % y 92 %, respectivamente) en aguas residuales urbanas, el HRAP es más eficiente en la eliminación de ciertos CF de preocupación ambiental, como el diclofenaco y algunos antibióticos; en cambio, para analgésicos y antiinflamatorios comunes, como el ibuprofeno, el acetaminofén y el ácido salicílico, la eficacia fue ligeramente superior en las PTAR convencionales (Villar-Navarro et al., 2018).

Bajo condiciones tropicales (temperaturas medias 25–28 °C; irradiancia diaria ≈4–7 kWh·m⁻²·día⁻¹; fotoperíodo ≈12 h) y un HRT de 3 días, un HRAP alcanzó altos porcentajes de eliminación para varios CF; los autores sugieren que la alta irradiancia potenció la fotodegradación mientras que la elevada actividad fotosintética favoreció la biodegradación aerobia (Jiménez-Bambague et al., 2020). De hecho, en comparación con otros estudios incluidos en la Tabla 5, las condiciones tropicales son mucho más adecuadas para el cultivo de microalgas, lo que implica una mayor productividad por unidad de volumen.

Técnicas de cultivo suspendido e inmovilizado

Actualmente, la técnica de cultivo suspendido es más popular que el cultivo inmovilizado en las PTAR por su elevado rendimiento y rentabilidad. Las microalgas crecen libres en el medio acuoso, alcanzando altas densidades celulares, pero su recuperación al final del tratamiento requiere etapas de separación complejas, lo que resulta costoso.

En contraste, la inmovilización de microalgas en matrices como perlas de alginato ha demostrado ser efectiva para mantener la viabilidad celular y la actividad metabólica en entornos controlados. Este tipo de configuración facilita su integración en sistemas de tratamiento, permitiendo una remoción eficiente de contaminantes sin comprometer la estabilidad de la matriz. Además, la encapsulación contribuye a mejorar la tolerancia de las microalgas frente a condiciones adversas y facilita su recuperación al final del proceso (Alhumairi et al., 2022).

La inmovilización celular se clasifica según el mecanismo mediante el cual los microorganismos se adhieren o confinan en un material de soporte. Se distingue la inmovilización natural o pasiva, en la que las células se adhieren a superficies sólidas mediante interacciones fisicoquímicas, y la inmovilización artificial o activa, un proceso inducido para atrapar células metabólicamente activas en una matriz. Aunque no se encontraron estudios sobre la inmovilización pasiva para eliminar CF, a continuación, se describen algunos estudios a escala de laboratorio sobre sistemas de inmovilización activa.

Aunque el cultivo inmovilizado ofrece ventajas, también se han señalado varias limitaciones. Según Encarnaçao et al. (2020), las células libres de *Nannochloropsis* sp. permanecieron viables durante al menos 12 días en presencia de una mezcla de fármacos. En cambio, las células inmovilizadas comenzaron a desprenderse a partir del sexto día, debido a la baja difusión de nutrientes a través de la estructura de la matriz polimérica de alcohol polivinílico. Además, las células inmovilizadas son más eficaces en la remoción de paracetamol e ibuprofeno tras 24 h de cultivo, mientras que las células libres mostraron mayor afinidad por olanzapina, alcanzando un 75 % de eliminación. Por esta razón, se buscan nuevas matrices que permitan recuperar eficientemente la biomasa empleada.

Silva et al. (2022) emplearon perlas de alginato de calcio para inmovilizar *C. vulgaris*, demostrando una remoción significativa de fluoxetina; no obstante, se observó desprendimiento celular a los 6 días, atribuido principalmente a la pérdida de integridad estructural de las perlas en presencia de aguas residuales. Por su parte, Li et al. (2025) encapsularon *B. subtilis* y *C. vulgaris* en gránulos de esponja de carbón activado (1 cm³), logrando una eliminación de lincomicina del 98,54 % en aguas artificiales. Tanto la microalga como la bacteria mostraron un mejor crecimiento en el sistema co-inmovilizado, reflejado en fases exponenciales más cortas, crecimiento acelerado y mayor densidad celular, debido al intercambio de O₂, CO₂, factores de crecimiento orgánicos y vitaminas entre ambos microorganismos.

Para el crecimiento de las microalgas es necesario un suministro constante de nutrientes, CO₂ y luz. Al estar atrapadas en una matriz, se crea una barrera que dificulta el paso de estos factores hacia la célula. Por ello, se buscan matrices con alta área superficial, alta permeabilidad, fototransparencia y que mantengan su integridad estructural a largo plazo. En este contexto, se diseñan nanobiohíbridos, sistemas que integran materiales nanométricos y microalgas. Usando estrategias de inmovilización física o química, se logra una acción sinérgica para la degradación o adsorción de contaminantes recalcitrantes. Estos sistemas son apreciados gracias a su alta área superficial y actividad catalítica para generar especies reactivas que, junto con las microalgas, consiguen una degradación eficaz de contaminantes recalcitrantes.

Diversos estudios ilustran el potencial de estos enfoques. Por ejemplo, las células *C. vulgaris* inmovilizadas en perlas de alginato impregnadas con nanopartículas de Al₂O₃ alcanzaron una tasa de remoción de carbamazepina del 89,6 % tras 4 días de tratamiento en un sistema cerrado, frente al 68,8 % para perlas sin nanopartículas y al 48,6 % con células libres (Yi-cheng et al., 2020).

En un fotobiorreactor de columna en laboratorio, Vasilieva et al. (2023) observaron que tanto los cultivos suspendidos como los inmovilizados en quitosano alcanzaron una eliminación del 85 % de ceftriaxona (20 mg/L). De ese total, aproximadamente el 65–70 % se debió a adsorción sobre el soporte de quitosano y oxidación abiótica, mientras que el 25–30 % restante se atribuyó a mecanismos biológicos de las propias microalgas.

Jakubczak et al. (2024) combinaron MoAIB@MBene, una plataforma inorgánica, laminar y porosa funcionalizada con nanodiamantes fluorescentes fotoactivos, con microalgas *Raphidocelis subcapitata* inmovilizadas en perlas de alginato. Este sistema triplicó la remoción de tetraciclina y casi cuadruplicó la de doxiciclina respecto a las microalgas inmovilizadas sin el nanomaterial, lo que evidencia una sinergia entre la fotocatalisis del nanomaterial funcionalizado y el metabolismo algal en el microambiente de las células encapsuladas. A pesar de estos avances, las principales barreras para el escalado son la transferencia de masa, la disponibilidad de luz, la estabilidad de la matriz de inmovilización y los costos operativos.

Tratamientos híbridos basados en microalgas

Los sistemas híbridos combinan dos o más tecnologías convencionales, ya sean avanzadas o de bajo costo, con sistemas microalgales, de tal forma que las ventajas de una tecnología compensen las limitaciones de la otra (Y. Li et al., 2025). Este trabajo recopila 12 investigaciones sobre tratamientos híbridos; una de ellas corresponde a escala piloto. La literatura indica que estas combinaciones incrementan la capacidad para remover compuestos recalcitrantes, como se observa en la Tabla 6. Sin embargo, la heterogeneidad de las matrices y de los TRH, sumada a la escasez de estudios encontrados, limita la comparabilidad entre investigaciones; por lo tanto, se sugiere realizar estudios a escala piloto en efluentes reales para validar la aplicabilidad práctica de estas estrategias.

Tabla 6

Porcentaje de eficiencia de eliminación de CF en sistemas híbridos.

Referencia	Tipo de proceso integrado	Condiciones experimentales	Especies de microalgas	Compuesto y % de eliminación
(Khan et al., 2019)	Celda electroquímica microbiana (MEC), tratamiento con microalgas, post-tratamiento fotolítico UVC/H ₂ O ₂	Bio-efluente sintético (humico-dextrano), cultivos 36 h a 25 °C, luz continua (~150 μmol·m ⁻² ·s ⁻¹), agitación y aireación; H ₂ O ₂ in situ producido por MEC; UVC 1000 mJ·cm ⁻² + 10 mg·L ⁻¹ H ₂ O ₂ en post-tratamiento	<i>Scenedesmus quadricauda</i> (AG 10003)	Carbamazepina (100 %)
(Jiménez-Bambague et al., 2023)	HRAP + electro-oxidación (BDD) (acoplamiento piloto)	HRAP (HRT de 3 días, flujo 50 L·d ⁻¹ , clima tropical) seguido de EO BDD (20–30 mA·cm ⁻² , 1 h electro-oxidación). HRAP reduce carga orgánica ~77 %	(<i>Scenedesmus</i> sp., <i>Chlorella</i> sp., diatomeas, <i>Euglena</i> sp.)	Naproxeno (95 %), Ácido fenofibrico (94 %), Ibuprofeno (91 %), Diclofenaco (90.6 %), Paracetamol (89 %), Ketoprofeno (85 %), Gemfibrozilo (82 %), Carbamazepina (69 %), Gabapentina (35 %), Lamotrigina (~50 %)
(Vo et al., 2021)	Pretratamiento con CaO ₂ + fotobiorreactor	Agua sintética en fotobiorreactores cerrados (1 L), 20 ± 1 °C, luz continua (≈4350 lux), agitación 50 rpm; CaO ₂ dosis óptima 0.05–0.1 g CaO ₂ ·g ⁻¹ biomasa; operación en discontinuo y continuo	<i>Chlorella</i> sp. CS-436	Sulfadiazina, Sulfametoxazol, Sulfametazina — ≈60 %
(Solé-Bundó et al., 2019)	Co-digestión de biomasa microalgal + lodos primarios (digestión anaerobia)	Digestores continuos (25/75 % VS microalga:lodo), 1.5 L, 37 °C, HRT ≈ 20 días; comparado con mono-digestión	Dominado por <i>Chlorella</i> sp.	Triclosán (~3.7 %)
(Mojiri et al., 2022)	Fotobiorreactor con lodos activados y microalgas	Ensayos en fotobiorreactor simbiótico, condiciones aeróbicas, luz continua	<i>Chlorella vulgaris</i>	DEET — 73.3 %
(Y. Wang et al., 2022)	Humedal (configuración alga-bacteria-grava)	Microcosmos/humedal con matriz de grava, aireación natural, formación de biopelícula	Consorcio microalgal nativo	Cefradina (80 %)
(Ávila et al., 2021)	Humedal (continua/intermitente/sin aireación)	Piloto de humedal subsuperficial, comparó regímenes: sin, intermitente y continua; 1 mes; 13 fármacos	Consorcio microalgal nativo	Acetaminofén (90 %), Diclofenaco (97 %), Ketoprofeno (64–100 %), Gemfibrozil (≈100 %), Bezafibrato (>83 %), Carbamazepina (≈50 %), Lorazepam (≈55 %)
(Guedes-Alonso et al., 2022)	Aguas residuales urbanas; 19.5 °C; TRH ≈ 58; luz solar; sin aireación; recirculación 0 % vs 50 %; escala piloto.	Aguas residuales urbanas; 19.5 °C; luz solar; sin aireación; con recirculación del 50 %; escala piloto	Consorcio microalgal nativo	Cafeína (100 %), Naproxeno (80–87 %), Ibuprofeno (45–50 %), Atenolol (60 %), Diclofenaco (<20 %), Gemfibrozil (<20 %), Carbamazepina (<20 %), Eritromicina (<20 %), Trimetoprima (<20 %).

(Pedrosa et al., 2022)	Bioadsorción integrada con biocarbón derivado de microalga	Efluente secundario urbano; 25 °C; pH ≈ 5; agitación leve; sin aireación; reactor por lotes; tiempo < 30 min	<i>Arthrospira platensis</i> (Spirulina)	Metoprolol (88 %), Diclofenaco (88 %), 20 MPs de distintas clases (> 88 %)
(González-Hourcade et al., 2022)	Adsorción integrada con biocarbón dopado con nitrógeno derivado de microalgas cultivadas en aguas residuales	Efluente sintético y municipal no tratado; 25 °C; sin luz; reactor por lotes	<i>Chlorella</i> sp, <i>Scenedesmus</i> sp, <i>Desmodesmus</i> sp, <i>Coelastrum</i>	Acetaminofén (74 %)
(Q. F. Wang et al., 2022)	Sistema combinado bioquímico: microalgas oxidantes de Mn + óxidos de Mn biogénicos (Bio-MnOx)	Agua sintética con diclofenac 1 mg/L; pH neutro; temperatura ambiente; sin aireación externa; en lotes; Mn ²⁺ < 1 mM	<i>Chlamydomonas</i> sp. y <i>Chlorella</i> sp.	Diclofenaco, (90 %)
(X. Wang et al., 2023)	Co-metabolismo (glicerol + microalga)	Agua sintética con fluoroquinolonas; 25 °C; luz continua (120–400 μmol m ⁻² s ⁻¹); aireación leve; en lotes; 12 días	<i>Haematococcus lacustris</i>	Ofloxacina (79.7 %), Enrofloxacina (54.1 %)

Note. Abreviaturas: *d* = días, *SRT* = tiempo de retención de sólidos, *UVC* = radiación ultravioleta C; *H₂O₂* = peróxido de hidrógeno, *BDD* = electrodo de diamante dopado con boro, *EO* = electro-oxidación, *rpm* = revoluciones por minuto; *PAR* / μmol·m⁻²·s⁻¹ = radiación fotosintéticamente activa; *lux* = iluminancia, *d* = días. Elaborada a partir de: Khan et al. (2019); Yi-cheng et al. (2020); Solé-Bundó et al. (2019); Q. F. Wang et al. (2022); X. Wang et al. (2023); Vo et al. (2021); Parladé et al. (2018); Jiménez-Bambague et al. (2023).

Procesos de oxidación avanzada con microalgas

Los Procesos de Oxidación Avanzada (POA) son tecnologías fisicoquímicas empleadas para una eliminación más completa de contaminantes orgánicos e inorgánicos persistentes en matrices acuosas. Las técnicas habituales de POA emplean agentes como la radiación UV, el O₃ y el H₂O₂ (Khan et al., 2019) responsables de generar especies reactivas de oxígeno (ERO), principalmente del radical hidroxilo (·OH), cuyo poder oxidante supera al de agentes como el ozono (O₃) y el peróxido de hidrógeno (H₂O₂) (Jiménez-Bambague et al., 2023). Las ERO oxidan los enlaces más ricos en electrones, como los anillos aromáticos, dobles enlaces o grupos amino de las moléculas orgánicas, reduciéndolos a compuestos más simples (Khan et al., 2019).

Jiménez-Bambague et al. (2023) mostraron que el esquema MA/EO (microalgas seguidas de electro-oxidación) logró una eliminación media de CF del 58,8 %, superior al 47,7 % obtenido con EO como pretratamiento, ya que las microalgas reducen contaminantes no diana y la competencia por los radicales ·OH.

A diferencia del esquema MA/EO, Vo et al. (2021) aplicaron un pretratamiento con peróxido de calcio (CaO₂), con el cual incrementaron entre un 5 y 10 % la eliminación de sulfonamidas; no obstante, las altas dosis indujeron estrés oxidativo y limitaron el crecimiento microalgal. A pesar de las ventajas de la oxidación avanzada, su aplicación se limita debido al costo de los recursos requeridos. Para superar estos desafíos, Khan et al. (2019) implementaron celdas electroquímicas microbianas para producir H₂O₂ in situ, seguidas de un tratamiento con *Scenedesmus quadricauda* y fotólisis UVC/H₂O₂. Este enfoque permitió la eliminación completa de carbamazepina, aunque los autores destacan la necesidad de validar el proceso en condiciones de aguas residuales reales.

Lodos activados con microalgas

Los lodos activados bacterianos con microalgas integran procesos convencionales de lodos activados con la capacidad fotosintética de las microalgas. En este sistema, las microalgas y bacterias forman un consorcio simbiótico en el que las primeras generan oxígeno para la degradación bacteriana, mientras que las segundas liberan CO₂ y nutrientes, lo que favorece el crecimiento microalgal (Solé-Bundó et al., 2019). Este intercambio continuo de gases y nutrientes no solo optimiza la estabilidad y el rendimiento del proceso, sino que también mejora la capacidad de eliminación de CF. De hecho, en un fotobiorreactor compuesto por *C. vulgaris* y lodos activados se alcanzó una eficiencia superior en la eliminación de DEET (73,3 %) en comparación con el monocultivo algal (51,8 %) (Mojiri et al., 2022).

Humedales construidos con microalgas

Los humedales construidos (HC) son sistemas naturales que utilizan plantas macrófitas, sustratos y comunidades microbianas para eliminar diversos contaminantes del agua (Encarnaçao et al., 2020). En ensayos comparativos, la configuración alga-bacterias-grava mostró la mayor eficiencia en la eliminación de cefradina (92,4 %) y una comunidad microbiana más estable frente al estrés por antibióticos, favorecida por la oxigenación y las biopelículas del sustrato granular (Y. Wang et al., 2022).

La aireación continua en HC de flujo subsuperficial logró una eliminación superior al 83 % de varios fármacos, destacando 97 % para diclofenaco y 100 % para ketoprofeno, junto con una menor toxicidad del efluente (Ávila et al., 2021). Por su parte, un sistema HC alcanzó una eliminación promedio del 87 % de los fármacos, superando el 91 % para cafeína, nicotina y paraxantina, y llegando a casi el 100 % con una recirculación del 50 % del efluente (Guedes-Alonso et al., 2022).

A pesar de los esfuerzos por mejorar la remoción, la eficiencia sigue limitada por la persistencia de los compuestos, la disponibilidad de superficie para la colonización microbiana, la formación de biopelículas y la descomposición de las plantas (Encarnaçao et al., 2020).

Adsorbentes derivados de biomasa algal

La biomasa microalgal, gracias a su composición rica en grupos funcionales activos, ha mostrado un notable potencial como adsorbente natural para la remoción de CF (Escapa et al., 2017). En ensayos por lotes, Coimbra et al. (2018) reportaron que el carbón activado alcanzó una capacidad máxima de adsorción (Q_{max}) de 232 mg·g⁻¹, frente a 28 mg·g⁻¹ para *Scenedesmus* sp. y 20 mg·g⁻¹ para *Synechocystis* sp.; esta última mostró una mayor afinidad por el diclofenaco. Coimbra et al. (2018) destacan que la biomasa algal, pese a su menor capacidad, es un adsorbente viable y económico.

Además, se ha explorado la conversión de esta biomasa en materiales carbonosos activados o biocarbón. Por ejemplo, Pedrosa et al. (2022) desarrollaron un material carbonoso activado a partir de *Spirulina* sp. con una superficie específica excepcionalmente alta (2211 m² g⁻¹); en aguas residuales, este material logró remover más del 80 % de los CF en solo 30 minutos. Asimismo, el biocarbón dopado con nitrógeno presentó una Q_{max} de 120,7 mg·g⁻¹ y una remoción del 74 %, frente a 101,4 mg·g⁻¹ y 69 % para el biocarbón no dopado, en ensayos con una dosificación de 2,0 g·L⁻¹ y un tiempo de contacto de 4 h (González-Hourcade et al., 2022).

Retos y oportunidades

La fitorremediación ha demostrado ser una tecnología eficaz para eliminar múltiples CF en distintas matrices (Tabla 5). Sin embargo, la mayoría de los estudios se han llevado a cabo a escala de laboratorio con efluentes sintéticos que no cuentan con la complejidad característica de las aguas residuales. Para superar estas limitaciones se deben realizar ensayos con aguas residuales reales, donde coexistan inhibidores y compuestos que puedan afectar tanto la capacidad de remoción de contaminantes como el crecimiento de las microalgas, así como identificar los factores que obstaculizan la escalabilidad de la tecnología e implementar estrategias de optimización.

El principal obstáculo para la escalabilidad de los sistemas microalgales es la compleja composición química de las aguas residuales. En particular, las elevadas concentraciones de CF pueden inhibir el crecimiento de la biomasa microalgal y reducir la eficiencia de remoción, debido a efectos fitotóxicos asociados con alteraciones en las rutas metabólicas (Chiellini et al., 2020; Zhong et al., 2021). Adicionalmente, la tasa de captura de nutrientes por la biomasa (C/N/P) influye de manera significativa en la eliminación total de CF; en este contexto, la fracción de carbono en la biomasa ejerce una mayor influencia que las fracciones de nitrógeno y fósforo (K. Wu et al., 2023).

La eficiencia de remoción de los CF también está limitada por parámetros operativos como la temperatura, la irradiancia, el TRH y el fotoperiodo. Se ha demostrado que la eficiencia de remoción es mayor en estaciones cálidas, con temperaturas superiores a 20 °C y mayor irradiancia solar, en comparación con las estaciones frías, lo que limita la aplicación de los sistemas algales en regiones con inviernos prolongados (Parladé et al., 2018). Por su parte, un fotoperiodo de hasta 24 horas de luz continua ha registrado altos niveles de eliminación, mientras que los ciclos con oscuridad interrumpen los procesos metabólicos clave para la degradación de MetP (Maia et al., 2025). No obstante, la aplicación de este método sigue siendo muy limitada a escala piloto.

En cuanto al TRH, un periodo prolongado facilita la remoción completa de CF, ya que permite el tiempo necesario para la biodegradación, la biosorción y la fotodegradación, además de favorecer el crecimiento de la biomasa algal; sin embargo, en las PTAR que procesan grandes volúmenes de aguas residuales diariamente, resulta problemático operar con estos lapsos prolongados, por lo que es necesario reducir el TRH manteniendo las tasas de remoción.

Por ejemplo, Xiao et al. (2025), mediante un proceso continuo de retroalimentación, redujeron el TRH de 7 a 4 días. Aunque inicialmente se produjo un shock metabólico con una caída del 35 % en la densidad celular y un aumento de $\text{NH}_4^+\text{-N}$, la retroalimentación de biomasa activa permitió estabilizar el sistema durante 51 días, manteniendo bajos niveles de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ en efluente y remoción eficiente de antibióticos.

Las tecnologías integradas con sistemas algales requieren un estudio más profundo antes de su implementación a escala piloto. Los diversos estudios recopilados han demostrado que la combinación de estas técnicas puede mejorar la remoción de CF. No obstante, es necesario examinar la estabilidad de estos sistemas frente a variaciones de pH, temperatura, concentraciones de compuestos y a la generación de subproductos tóxicos, pues estos factores influyen en la operatividad continua en condiciones reales. La bioadsorción con carbón activado destaca como un postratamiento prometedor. Los ensayos piloto con efluentes reales deberían evaluar tanto la capacidad de adsorción de los CF como la regeneración del adsorbente, garantizando que no se comprometa el caudal de la planta ni se generen corrientes secundarias de contaminantes concentrados.

Finalmente, las perspectivas futuras apuntan al desarrollo de sistemas híbridos y consorcios microalga-bacteria con sinergias metabólicas que potencien la degradación de CF, sin descuidar el riesgo de interferencia por microorganismos patógenos. La investigación a escala piloto, junto con el desarrollo de modelos predictivos que anticipen el comportamiento bajo fluctuaciones de carga contaminante, resultará esencial para implementar con éxito la biorremediación basada en microalgas en plantas de tratamiento reales.

4. CONCLUSIONES

La revisión recopila y analiza las especies de microalgas evaluadas para su aplicación en el tratamiento de aguas residuales. Entre los mecanismos de remoción evaluados, la biodegradación se destaca por ser el proceso más relevante, mientras que la bioadsorción y la bioacumulación tienen un aporte menos significativo.

A escala de laboratorio, los factores abióticos y bióticos se mantienen bajo condiciones controladas. Sin embargo, a escala piloto, la influencia de factores como la variabilidad climática, la turbidez, la materia orgánica disuelta y la disponibilidad de nutrientes generan fluctuaciones en los mecanismos de remoción. Por su parte, los consorcios nativos de microalgas y bacterias diversifican sus rutas metabólicas, lo que incrementa tanto la capacidad de degradación como la inestabilidad del sistema.

Para lograr la aplicación a gran escala se necesita optimizar parámetros operativos (como el tiempo de retención hidráulica, la temperatura y el fotoperiodo), así como trabajar en modos de operación semicontinuos o continuos e implementar estrategias de diseño para maximizar la eficiencia de remoción.

La combinación de tecnología basada en microalgas con sistemas complementarios como los procesos de oxidación avanzada, adsorción con carbón activado, ozonización, fotocátalisis y codigestión anaerobia ha demostrado ser capaz de eliminar obstáculos operativos e incrementar las tasas de remoción. La integración de estos sistemas conlleva costos adicionales, por lo que se necesitan estudios que analicen su viabilidad técnica y económica para su aplicación a escala industrial.

La eliminación de CF no debe evaluarse únicamente con base en los porcentajes de remoción, ya que pueden generarse metabolitos iguales o más tóxicos que los compuestos originales o producirse la reconversión de metabolitos conjugados; por ello, los estudios deben complementarse con análisis toxicológicos y de productos de transformación.

5. AGRADECIMIENTOS

Agradezco de manera especial a mi docente tutor y al comité académico del programa de Microbiología, por su orientación metodológica, acompañamiento permanente y valiosos aportes durante el desarrollo de esta monografía. Su guía académica fue fundamental para fortalecer el rigor científico, la calidad interpretativa de los resultados y la solidez conceptual de esta investigación.

Extiendo mi agradecimiento a la Universidad Santiago de Cali por facilitar el acceso a recursos bibliográficos, bases de datos científicas y espacios de trabajo académicos que permitieron la adecuada construcción del análisis y la revisión sistemática.

De igual forma, expreso mi reconocimiento a mis compañeros y colegas del programa, quienes, con sus observaciones críticas, discusiones y aportes constructivos contribuyeron de manera significativa al fortalecimiento de la presente investigación.

6. DECLARACIÓN DEL USO DE INTELIGENCIA ARTIFICIAL

Los autores declaran que no han usado herramientas de inteligencia artificial (IA) en la creación de este artículo.

7. CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran que no tienen conflicto de intereses.

8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ahmad, A., Amin, K. A., & Ashraf, S. S. (2024). Biological effects of culture medium on *Tetraselmis chuii* and *Dunaliella tertiolecta*: Implications for emerging pollutants degradation. *Chemosphere*, 363. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.142868>
- Alhumairi, A., Hamouda, R., & Saddiq, A. (2022). Comparative study between immobilized and suspended *Chlorella* sp in treatment of pollutant sites in Dhiba port Kingdom of Saudi Arabia. *Heliyon*, 8(9). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e10766>
- Al-Mashhadani, E. S. M., & Al-Mashhadani, M. K. H. (2023). Utilization of *Chlorella vulgaris* after the Extraction Process in Wastewater Treatment as a Biosorption Material for Ciprofloxacin Removal. *Journal of Ecological Engineering*, 24(4), 1–15. <https://doi.org/10.12911/22998993/159336>
- Atengueño-Reyes, K., Velásquez-Orta, S. B., Yáñez-Noguez, I., Monje-Ramírez, I., & Orta-Ledesma, M. T. (2024). Removal processes and estrogenic activity of bisphenol—A and triclosan using microalgae. *Algal Research*, 82. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2024.103670>
- Atengueño-Reyes, K., Velásquez-Orta, S. B., Yáñez-Noguez, I., Monje-Ramírez, I., Petia, Chávez-Mejía, A., & Orta Ledesma, M. T. (2023). Microalgal consortium tolerance to bisphenol A and triclosan in wastewater and

- their effects on growth, biomolecule content and nutrient removal. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 262. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2023.115117>
- Ávila, C., García-Galán, M. J., Uggetti, E., Montemurro, N., García-Vara, M., Pérez, S., García, J., & Postigo, C. (2021). Boosting pharmaceutical removal through aeration in constructed wetlands. *Journal of Hazardous Materials*, 412. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125231>
- Bahman, M., Jalili, H., Etesam, M., & Amrane, A. (2022). Investigation of pharmaceutical compounds (Metronidazole , Rosuvastatin and Codeine phosphate) removal by *Synechocystis sp. PCC6803* microalga.
- Bano, F., Malik, A., & Ahammad, S. Z. (2021). Removal of estradiol, diclofenac, and triclosan by naturally occurring microalgal consortium obtained from wastewater. *Sustainability (Switzerland)*, 13(14). <https://doi.org/10.3390/su13147690>
- Ben Ali, R., Ben Ouada, S., Leboulanger, C., Jebali, A., Sayadi, S., & Ben Ouada, H. (2022). Emerging contaminants and nutrients recovery by *Picocystis sp.* under continuous culture in contaminated secondary municipal wastewater effluent. *Algal Research*, 66. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2022.102804>
- Ben Ouada, S., Ben Ali, R., Cimetiere, N., Leboulanger, C., Ben Ouada, H., & Sayadi, S. (2019). Biodegradation of diclofenac by two green microalgae: *Picocystis sp.* and *Graesiella sp.* *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 186. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109769>
- Bertolini, M., & Conti, F. (2022). Algae Culture Conditions and Process Parameters for Phycoremediation and Biomaterials Production. *Environmental and Climate Technologies*, 26(1), 1092–1105. <https://doi.org/10.2478/rtuct-2022-0082>
- Casagli, F., Rossi, S., Steyer, J. P., Bernard, O., & Ficara, E. (2021). Balancing Microalgae and Nitrifiers for Wastewater Treatment: Can Inorganic Carbon Limitation Cause an Environmental Threat? *Environmental Science and Technology*, 55(6), 3940–3955. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c05264>
- Chiellini, C., Guglielminetti, L., Sarrocco, S., & Ciurli, A. (2020). Isolation of Four Microalgal Strains From the Lake Massaciuccoli: Screening of Common Pollutants Tolerance Pattern and Perspectives for Their Use in Biotechnological Applications. *Frontiers in Plant Science*, 11. <https://doi.org/10.3389/fpls.2020.607651>
- Coimbra, R. N., Escapa, C., Vázquez, N. C., Noriega-Hevia, G., & Otero, M. (2018). Utilization of non-living microalgae biomass from two different strains for the adsorptive removal of diclofenac from water. *Water (Switzerland)*, 10(10). <https://doi.org/10.3390/w10101401>
- Do, J. M., Yeo, H. T., Do, G. S., Hong, J. W., & Yoon, H. S. (2022). Enhancement of carbamazepine removal rate using *Tetradismus obliquus* KNUA061 and NaOCl and utilization of the resulting biomass. *Frontiers in Energy Research*, 10. <https://doi.org/10.3389/fenrg.2022.1004613>
- Encarnação, T., Palito, C., Pais, A. A. C. C., Valente, A. J. M., & Burrows, H. D. (2020). Removal of pharmaceuticals from water by free and immobilised microalgae. *Molecules*, 25(16). <https://doi.org/10.3390/molecules25163639>
- Encarnação, T., Palito, C., Pais, A., Valente, A. J. M., & Burrows, H. D. (2020). Removal of Pharmaceuticals from Water by Free and Immobilised Microalgae. *MOLECULES*, 25(16). <https://doi.org/10.3390/molecules25163639>
- Escapa, C., Coimbra, R. N., Khan, M. A., Neuparth, T., Santos, M. M., & Otero, M. (2024). Assessing the Efficiency of Microalgae in the Removal of Salicylic Acid from Contaminated Water: Insights from Zebrafish Embryo Toxicity Tests. *Water (Switzerland)*, 16(13). <https://doi.org/10.3390/w16131874>
- Escapa, C., Coimbra, R. N., Neuparth, T., Torres, T., Santos, M. M., & Otero, M. (2019). Acetaminophen removal from water by microalgae and effluent toxicity assessment by the zebrafish embryo bioassay. *Water (Switzerland)*, 11(9). <https://doi.org/10.3390/w11091929>
- Escapa, C., Coimbra, R. N., Nuevo, C., Vega, S., Paniagua, S., García, A. I., Calvo, L. F., & Otero, M. (2017). Valorization of microalgae biomass by its use for the removal of paracetamol from contaminated water. *Water (Switzerland)*, 9(5). <https://doi.org/10.3390/w9050312>
- Escudero, A., Hunter, C., Roberts, J., Helwig, K., & Pahl, O. (2020). Pharmaceuticals removal and nutrient recovery from wastewaters by *Chlamydomonas acidophila*. *Biochemical Engineering Journal*, 156. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2020.107517>
- Frascaroli, G., Hunter, C., Roberts, J., & Escudero, A. (2024). Antibiotic Removal by Three Promising Microalgae Strains: Biotic, Abiotic Routes, and Response Mechanisms. *Water, Air, and Soil Pollution*, 235(9). <https://doi.org/10.1007/s11270-024-07385-x>

- Frascaroli, G., Hunter, C., Roberts, J., & Escudero, A. (2025). Removal of antibiotics and their impact on growth, nutrient uptake, and biomass productivity in semi-continuous cultivation of *Auxenochlorella protothecoides*. *Journal of Environmental Management*, 375. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.124261>
- Frascaroli, G., Roberts, J., Hunter, C., & Escudero, A. (2024). Removal efficiencies of seven frequently detected antibiotics and related physiological responses in three microalgae species. *Environmental Science and Pollution Research*, 31(9), 14178–14190. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-32026-5>
- García-Galán, M. J., Arashiro, L., Santos, L. H. M. L. M., Insa, S., Rodríguez-Mozaz, S., Barceló, D., Ferrer, I., & Garfí, M. (2020). Fate of priority pharmaceuticals and their main metabolites and transformation products in microalgae-based wastewater treatment systems. *Journal of Hazardous Materials*, 390. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121771>
- García-Galán, M. J., Gutiérrez, R., Uggetti, E., Matamoros, V., García, J., & Ferrer, I. (2018). Use of full-scale hybrid horizontal tubular photobioreactors to process agricultural runoff. *Biosystems Engineering*, 166, 138–149. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2017.11.016>
- García-Galán, M. J., Matamoros, V., Uggetti, E., Díez-Montero, R., & García, J. (2021). Removal and environmental risk assessment of contaminants of emerging concern from irrigation waters in a semi-closed microalgae photobioreactor. *Environmental Research*, 194. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110278>
- Gentili, F. G., & Fick, J. (2017). Algal cultivation in urban wastewater: an efficient way to reduce pharmaceutical pollutants. *Journal of Applied Phycology*, 29(1), 255–262. <https://doi.org/10.1007/s10811-016-0950-0>
- González-Hourcade, M., Simões dos Reis, G., Grimm, A., Dinh, V. M., Lima, E. C., Larsson, S. H., & Gentili, F. G. (2022). Microalgae biomass as a sustainable precursor to produce nitrogen-doped biochar for efficient removal of emerging pollutants from aqueous media. *Journal of Cleaner Production*, 348. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.131280>
- Guedes-Alonso, R., Herrera-Melián, J. A., Sánchez-Suárez, F., Díaz-Mendoza, V., Sosa-Ferrera, Z., & Santana-Rodríguez, J. J. (2022). Removal of Pharmaceuticals in a Macrophyte Pond-Constructed Wetland System and the Effect of a Low Effluent Recirculation. *Water (Switzerland)*, 14(15). <https://doi.org/10.3390/w14152340>
- Hom-Díaz, A., Jaén-Gil, A., Bello-Laserna, I., Rodríguez-Mozaz, S., Vicent, T., Barceló, D., & Blánquez, P. (2017). Performance of a microalgal photobioreactor treating toilet wastewater: Pharmaceutically active compound removal and biomass harvesting. *Science of the Total Environment*, 592, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.224>
- Hom-Díaz, A., Jaén-Gil, A., Rodríguez-Mozaz, S., Barceló, D., Vicent, T., & Blánquez, P. (2022). Insights into removal of antibiotics by selected microalgae (*Chlamydomonas reinhardtii*, *Chlorella sorokiniana*, *Dunaliella tertiolecta* and *Pseudokirchneriella subcapitata*). *Algal Research*, 61. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2021.102560>
- Hom-Díaz, A., Llorca, M., Rodríguez-Mozaz, S., Vicent, T., Barceló, D., & Blánquez, P. (2015). Microalgae cultivation on wastewater digestate: β -estradiol and 17α -ethynylestradiol degradation and transformation products identification. *Journal of Environmental Management*, 155, 106–113. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.03.003>
- Huang, W., Lv, W., Yuan, Q., Zhou, W., Li, T., & Dong, B. (2023). Effects of Long-Term Exposure of Pharmaceuticals and Personal Care Products on Algogenic Organic Matter Characteristics. *Water (Switzerland)*, 15(13). <https://doi.org/10.3390/w15132447>
- Jaén-Gil, A., Hom-Díaz, A., Llorca, M., Vicent, T., Blánquez, P., Barceló, D., & Rodríguez-Mozaz, S. (2018). An automated on-line turbulent flow liquid-chromatography technology coupled to a high resolution mass spectrometer LTQ-Orbitrap for suspect screening of antibiotic transformation products during microalgae wastewater treatment. *Journal of Chromatography A*, 1568, 57–68. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2018.06.027>
- Jakubczak, M., Górnik, A., Bury, D., Moszczyńska, D., Naguib, M., & Jastrzębska, A. M. (2024). Exploring the nanobiohybrids of nanodiamonds-functionalized MoAIB@MBene and microalgae synergistic potential for sustainable pharmaceutical removal. *Diamond and Related Materials*, 149. <https://doi.org/10.1016/j.diamond.2024.111648>
- Jiménez-Bambague, E. M., Madera-Parra, C. A., Ortiz-Escobar, A. C., Morales-Acosta, P. A., Peña-Salamanca, E. J., & Machuca-Martínez, F. (2020). High-rate algal pond for removal of pharmaceutical compounds from

- urban domestic wastewater under tropical conditions. Case study: Santiago de Cali, Colombia. *Water Science and Technology*, 82(6), 1031–1043. <https://doi.org/10.2166/wst.2020.362>
- Jiménez-Bambague, E. M., Villarreal-Arias, D. S., Ramírez-Vanegas, O. D., Gómez-Gómez, D. D., Madera-Parra, C. A., Peña-Salamanca, E. J., Mota-Filho, C. R., & Machuca-Martínez, F. (2023). Removal of pharmaceutical compounds from real urban wastewater by a continuous bio-electrochemical process at pilot scale. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 11(3). <https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.110130>
- Khan, W., Nam, J. Y., Woo, H., Ryu, H., Kim, S., Maeng, S. K., & Kim, H. C. (2019). A proof of concept study for wastewater reuse using bioelectrochemical processes combined with complementary post-treatment technologies. *Environmental Science: Water Research and Technology*, 5(8), 1489–1498. <https://doi.org/10.1039/c9ew00358d>
- Kozyatnyk, I., Benavente, V., Weidemann, E., & Jansson, S. (2025). Adsorption of organic contaminants of emerging concern using microalgae-derived hydrochars. *Scientific Reports*, 15(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-025-92717-y>
- Li, Y., Feng, L., Li, G., Wang, J., & Li, K. (2025). Removing high strength lincomycin in pharmaceutical wastewater by a bacteria microalgae consortium co-immobilized filter. *Bioresource Technology*, 415. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2024.131704>
- Li, Y. H., Feng, L. F., Li, G. H., Wang, J., & Li, K. K. (2025). Removing high strength lincomycin in pharmaceutical wastewater by a bacteria microalgae consortium co-immobilized filter. *BIORESOURCE TECHNOLOGY*, 415. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2024.131704>
- Liakh, I., Harshkova, D., Hrouzek, P., Bišová, K., Aksmann, A., & Wielgomas, B. (2023). Green alga *Chlamydomonas reinhardtii* can effectively remove diclofenac from the water environment – A new perspective on biotransformation. *Journal of Hazardous Materials*, 455. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.131570>
- Lindberg, R. H., Namazkar, S., Lage, S., Östman, M., Gojkovic, Z., Funk, C., Gentili, F. G., & Tysklind, M. (2021). Fate of active pharmaceutical ingredients in a northern high-rate algal pond fed with municipal wastewater. *Chemosphere*, 271. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129763>
- López-Serna, R., Franco, B., Bolado, S., & Jiménez, J. J. (2024). Removal of contaminants of emerging concern from pig manure in different operation stages of a thin-layer cascade photobioreactor. Relationship with concentrations in microalgae and manure. *Journal of Environmental Management*, 354. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120340>
- López-Serna, R., García, D., Bolado, S., Jiménez, J. J., Lai, F. Y., Golovko, O., Gago-Ferrero, P., Ahrens, L., Wiberg, K., & Muñoz, R. (2019). Photobioreactors based on microalgae-bacteria and purple phototrophic bacteria consortia: A promising technology to reduce the load of veterinary drugs from piggery wastewater. *Science of the Total Environment*, 692, 259–266. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.126>
- López-Serna, R., Posadas, E., García-Encina, P. A., & Muñoz, R. (2019). Removal of contaminants of emerging concern from urban wastewater in novel algal-bacterial photobioreactors. *Science of the Total Environment*, 662, 32–40. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.206>
- Maia, C., Sousa, H., Vale, F., Sousa, C. A., & Simões, M. (2025). The influence of photoperiod and organic carbon levels in parabens removal from wastewater by *Chlorella vulgaris*. *Journal of Environmental Management*, 375. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.124391>
- Mantovani, M., Rossi, S., Ficara, E., Collina, E., Marazzi, F., Lasagni, M., & Mezzanotte, V. (2024). Removal of pharmaceutical compounds from the liquid phase of anaerobic sludge in a pilot-scale high-rate algae-bacteria pond. *Science of the Total Environment*, 908. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167881>
- Maryjoseph, S., & Ketheesan, B. (2020). Microalgae based wastewater treatment for the removal of emerging contaminants: A review of challenges and opportunities. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 2. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2020.100046>
- Matamoros, V., Uggetti, E., García, J., & Bayona, J. M. (2016). Assessment of the mechanisms involved in the removal of emerging contaminants by microalgae from wastewater: A laboratory scale study. *Journal of Hazardous Materials*, 301, 197–205. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.08.050>
- Mezzanotte, V., Marazzi, F., Ficara, E., Mantovani, M., Valsecchi, S., & Cappelli, F. (2022). First Results on the Removal of Emerging Micropollutants from Municipal Centrate by Microalgae. *Environmental and Climate Technologies*, 26(1), 36–45. <https://doi.org/10.2478/rtuct-2022-0004>

- Mojiri, A., Ozaki, N., Kazeroon, R. A., Rezania, S., Baharlooeian, M., Vakili, M., Farraji, H., Ohashi, A., Kindaichi, T., & Zhou, J. L. (2022). Contaminant Removal from Wastewater by Microalgal Photobioreactors and Modeling by Artificial Neural Network. *Water (Switzerland)*, 14(24). <https://doi.org/10.3390/w14244046>
- Ndlela, L. L., Schroeder, P., Genthe, B., & Cruzeiro, C. (2023). Removal of Antibiotics Using an Algae-Algae Consortium (Chlorella protothecoides and Chlorella vulgaris). *Toxics*, 11(7). <https://doi.org/10.3390/toxics11070588>
- Page, M. J., McKenzie, J. E., Bossuyt, P. M., Boutron, I., Hoffmann, T. C., Mulrow, C. D., Shamseer, L., Tetzlaff, J. M., Akl, E. A., Brennan, S. E., Chou, R., Glanville, J., Grimshaw, J. M., Hróbjartsson, A., Lalu, M. M., Li, T., Loder, E. W., Mayo-Wilson, E., McDonald, S., ... Moher, D. (2021). The PRISMA 2020 statement: An updated guideline for reporting systematic reviews. In *BMJ* (Vol. 372). BMJ Publishing Group. <https://doi.org/10.1136/bmj.n71>
- Pan, M., Lyu, T., Zhan, L., Matamoros, V., Angelidaki, I., Cooper, M., & Pan, G. (2021). Mitigating antibiotic pollution using cyanobacteria: Removal efficiency, pathways and metabolism. *Water Research*, 190. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116735>
- Parladé, E., Hom-Díaz, A., Blánquez, P., Martínez-Alonso, M., Vicent, T., & Gaju, N. (2018). Effect of cultivation conditions on B-estradiol removal in laboratory and pilot-plant photobioreactors by an algal-bacterial consortium treating urban wastewater. *Water Research*, 137, 86–96. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.02.060>
- Pedrosa, M., Ribeiro, R. S., Guerra-Rodríguez, S., Rodríguez-Chueca, J., Rodríguez, E., Silva, A. M. T., Đolic, M., & Rita Lado Ribeiro, A. (2022). Spirulina-based carbon bio-sorbent for the efficient removal of metoprolol, diclofenac and other micropollutants from wastewater. *Environmental Nanotechnology, Monitoring and Management*, 18. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2022.100720>
- Pereira, A., de Morais, E. G., Silva, L., Pena, A., Freitas, A., Teixeira, M. R., Varela, J., & Barreira, L. (2023). Pharmaceuticals Removal from Wastewater with Microalgae: A Pilot Study. *Applied Sciences (Switzerland)*, 13(11). <https://doi.org/10.3390/app13116414>
- Procopio, Z. S. D., Roberts, J. B., Hunter, C., & Pahl, O. (2021). Multifactorial evaluation of atenolol, caffeine, carbamazepine and ibuprofen on raphidocelis subcapitata and chlorella vulgaris. *Biology*, 10(9). <https://doi.org/10.3390/biology10090926>
- Ricky, R., Chiampo, F., & Shanthakumar, S. (2022). Efficacy of Ciprofloxacin and Amoxicillin Removal and the Effect on the Biochemical Composition of Chlorella vulgaris. *Bioengineering*, 9(4). <https://doi.org/10.3390/bioengineering9040134>
- Ricky, R., & Shanthakumar, S. (2023). An investigation on removal of ciprofloxacin and norfloxacin by phycoremediation with an emphasis on acute toxicity and biochemical composition. *Scientific Reports*, 13(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-023-41144-y>
- Salah, H., Shehata, N., Khedr, N., & Elsayed, K. N. M. (2024). Management of a ciprofloxacin as a contaminant of emerging concern in water using microalgae bioremediation: mechanism, modeling, and kinetic studies. *Microbial Cell Factories*, 23(1), 329. <https://doi.org/10.1186/s12934-024-02591-y>
- Silva, A., Coimbra, R. N., Escapa, C., Figueiredo, S. A., Freitas, O. M., & Otero, M. (2020). Green microalgae scenedesmus obliquus utilization for the adsorptive removal of nonsteroidal anti-inflammatory drugs (NSAIDs) from water samples. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(10). <https://doi.org/10.3390/ijerph17103707>
- Silva, A. D. M., Fernandes, D. F., Figueiredo, S. A., Freitas, O. M., & Delerue-Matos, C. (2022). Fluoxetine and Nutrients Removal from Aqueous Solutions by Phycoremediation. *INTERNATIONAL JOURNAL OF ENVIRONMENTAL RESEARCH AND PUBLIC HEALTH*, 19(10). <https://doi.org/10.3390/ijerph19106081>
- Solé-Bundó, M., Garfí, M., Matamoros, V., & Ferrer, I. (2019). Co-digestion of microalgae and primary sludge: Effect on biogas production and microcontaminants removal. *Science of the Total Environment*, 660, 974–981. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.011>
- Sousa, H., Sousa, C. A., Vale, F., Santos, L., & Simões, M. (2023). Removal of parabens from wastewater by Chlorella vulgaris-bacteria co-cultures. *Science of the Total Environment*, 884. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163746>

- Sousa, J. F., Amaro, H. M., Ribeirinho-Soares, S., Esteves, A. F., Salgado, E. M., Nunes, O. C., & Pires, J. C. M. (2024). Native Microalgae-Bacteria Consortia: A Sustainable Approach for Effective Urban Wastewater Bioremediation and Disinfection. *Microorganisms*, 12(7). <https://doi.org/10.3390/microorganisms12071421>
- Vale, F., Sousa, C. A., Sousa, H., Santos, L., & Simões, M. (2022). Impact of parabens on microalgae bioremediation of wastewaters: A mechanistic study. *Chemical Engineering Journal*, 442. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2022.136374>
- Vasilieva, S., Lukyanov, A., Antipova, C., Grigoriev, T., Lobakova, E., Chivkunova, O., Scherbakov, P., Zaytsev, P., Gorelova, O., Fedorenko, T., Kochkin, D., & Solovchenko, A. (2023). Interactive Effects of Ceftriaxone and Chitosan Immobilization on the Production of Arachidonic Acid by and the Microbiome of the Chlorophyte *Lobosphaera* sp. IPPAS C-2047. *INTERNATIONAL JOURNAL OF MOLECULAR SCIENCES*, 24(13). <https://doi.org/10.3390/ijms241310988>
- Vassalle, L., García-Galán, M. J., Aquino, S. F., Afonso, R. J. de C. F., Ferrer, I., Passos, F., & R Mota, C. (2020). Can high rate algal ponds be used as post-treatment of UASB reactors to remove micropollutants? *Chemosphere*, 248. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.125969>
- Vassalle, L., Sunyer-Caldú, A., Díaz-Cruz, M. S., Arashiro, L. T., Ferrer, I., Garfí, M., & García-Galán, M. J. (2020). Behavior of UV Filters, UV Blockers and Pharmaceuticals in High Rate Algal Ponds Treating Urban Wastewater. *WATER*, 12(10). <https://doi.org/10.3390/w12102658>
- Vassalle, L., Sunyer-Caldú, A., Uggetti, E., Díez-Montero, R., Díaz-Cruz, M. S., García, J., & García-Galán, M. J. (2020). Bioremediation of emerging micropollutants in irrigation water. The alternative of microalgae-based treatments. *Journal of Environmental Management*, 274. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111081>
- Villar-Navarro, E., Baena-Nogueras, R. M., Paniw, M., Perales, J. A., & Lara-Martín, P. A. (2018). Removal of pharmaceuticals in urban wastewater: High rate algae pond (HRAP) based technologies as an alternative to activated sludge based processes. *Water Research*, 139, 19–29. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.03.072>
- Vo, H. N. P., Ngo, H. H., Guo, W., Nguyen, K. H., Chang, S. W., Nguyen, D. D., Cheng, D., Bui, X. T., Liu, Y., & Zhang, X. (2021). Effect of calcium peroxide pretreatment on the remediation of sulfonamide antibiotics (SMs) by *Chlorella* sp. *Science of the Total Environment*, 793. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148598>
- Vo, H. N. P., Ngo, H. H., Guo, W., Nguyen, K. H., Chang, S. W., Nguyen, D. D., Liu, Y., Liu, Y., Ding, A., & Bui, X. T. (2020). Micropollutants cometabolism of microalgae for wastewater remediation: Effect of carbon sources to cometabolism and degradation products. *Water Research*, 183. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115974>
- Wang, Q. F., Liao, C. H., Zhao, J. J., Zeng, G. M., Liu, W. B., Gao, P., Sun, D., & Du, J. (2022). Combined Process of Biogenic Manganese Oxide and Manganese-Oxidizing Microalgae for Improved Diclofenac Removal Performance: Two Different Kinds of Synergistic Effects. *TOXICS*, 10(5). <https://doi.org/10.3390/toxics10050230>
- Wang, Q., Liao, C., Zhao, J., Zeng, G., Liu, W., Gao, P., Sun, D., & Du, J. (2022). Combined Process of Biogenic Manganese Oxide and Manganese-Oxidizing Microalgae for Improved Diclofenac Removal Performance: Two Different Kinds of Synergistic Effects. *Toxics*, 10(5). <https://doi.org/10.3390/toxics10050230>
- Wang, X., Zhang, Z. H., Yuan, K. K., Xu, H. Y., He, G. H., Yang, L. B., Buhagiar, J., Yang, W. D., Zhang, Y. L., Lin, C. S. K., & Li, H. Y. (2023). Cytochrome P450-mediated co-metabolism of fluoroquinolones by *Haematococcus lacustris* for simultaneously promoting astaxanthin and lipid accumulation. *CHEMICAL ENGINEERING JOURNAL*, 465. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2023.142770>
- Wang, Y., Chen, P., Yu, X., & Zhang, J. (2022). Algae-bacteria symbiotic constructed wetlands for antibiotic wastewater purification and biological response. *Frontiers in Microbiology*, 13. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.1044009>
- Wu, K., Atasoy, M., Zweers, H., Rijnaarts, H., Langenhoff, A., & Fernandes, T. V. (2023). Impact of wastewater characteristics on the removal of organic micropollutants by *Chlorella sorokiniana*. *Journal of Hazardous Materials*, 453. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.131451>
- Wu, K., Tizzani, R., Zweers, H., Rijnaarts, H., Langenhoff, A., & Fernandes, T. V. (2022). Removal processes of individual and a mixture of organic micropollutants in the presence of *Scenedesmus obliquus*. *Science of the Total Environment*, 838. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156526>

- Wu, P. H., Yeh, H. Y., Chou, P. H., Hsiao, W. W., & Yu, C. P. (2021). Algal extracellular organic matter mediated photocatalytic degradation of estrogens. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 209. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111818>
- Xiao, R., Tian, C., Wang, H., Zhang, H., Chen, H., & Chou, H. H. (2025). Two-stage continuous cultivation of microalgae overexpressing cytochrome P450 improves nitrogen and antibiotics removal from livestock and poultry wastewater. *Bioresource Technology*, 418. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2024.131994>
- Xie, Z., Wang, X., Gan, Y., Cheng, H., Fan, S., Li, X., & Tang, J. (2022). Ecotoxicological effects of the antidepressant fluoxetine and its removal by the typical freshwater microalgae *Chlorella pyrenoidosa*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 244. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.114045>
- Xiong, J. Q., Cui, P., & Ru, S. (2020). Biodegradation of Doxylamine From Wastewater by a Green Microalga, *Scenedesmus obliquus*. *Frontiers in Microbiology*, 11. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2020.584020>
- Yehya, T., Favier, L., Audonnet, F., Fayad, N., Bahry, H., Bahrim, G. E., & Vial, C. (2020). Towards a better understanding of the removal of carbamazepine by *ankistrodesmus braunii*: Investigation of some key parameters. *Applied Sciences (Switzerland)*, 10(22), 1–18. <https://doi.org/10.3390/app10228034>
- Yi-cheng, W., Ai-li, Y., Wei, G., Hai-yan, F., & Ze-jie, W. (2020). Al₂O₃ Nanoparticles Promote the Removal of Carbamazepine in Water by *Chlorella vulgaris* Immobilized in Sodium Alginate Gel Beads. *JOURNAL OF CHEMISTRY*, 2020. <https://doi.org/10.1155/2020/8758432>
- Yi-Cheng, W., Ai-Li, Y., Wei, G., Hai-Yan, F., & Ze-Jie, W. (2020). Al₂O₃ Nanoparticles Promote the Removal of Carbamazepine in Water by *Chlorella vulgaris* Immobilized in Sodium Alginate Gel Beads. *Journal of Chemistry*, 2020. <https://doi.org/10.1155/2020/8758432>
- Yuan, J., Zhao, L., Li, Y., Xing, G., Chen, D., & Yang, Y. (2025). Glucose as a Metabolic Enhancer: Promoting Nonylphenol Detoxification by *Chlorella pyrenoidosa*. *Water (Switzerland)*, 17(2). <https://doi.org/10.3390/w17020244>
- Zambrano, J., García-Encina, P. A., Hernández, F., Botero-Coy, A. M., Jiménez, J. J., & Irusta-Mata, R. (2021). Removal of a mixture of veterinary medicinal products by adsorption onto a *Scenedesmus almeriensis* microalgae-bacteria consortium. *Journal of Water Process Engineering*, 43. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102226>
- Zambrano, J., García-Encina, P. A., Hernández, F., Botero-Coy, A. M., Jiménez, J. J., & Irusta-Mata, R. (2023). Kinetics of the removal mechanisms of veterinary antibiotics in synthetic wastewater using microalgae–bacteria consortia. *Environmental Technology and Innovation*, 29. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2023.103031>
- Zambrano, J., García-Encina, P. A., Jiménez, J. J., Ciardi, M., Bolado-Rodríguez, S., & Irusta-Mata, R. (2023). Removal of veterinary antibiotics in swine manure wastewater using microalgae–bacteria consortia in a pilot scale photobioreactor. *Environmental Technology and Innovation*, 31. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2023.103190>
- Zhong, X., Zhu, Y., Wang, Y., Zhao, Q., & Huang, H. (2021). Effects of three antibiotics on growth and antioxidant response of *Chlorella pyrenoidosa* and *Anabaena cylindrica*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 211. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.111954>