

**ANALISIS DEL USO DE MICROALGAS EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS  
RESIDUALES PORCÍCOLAS EN COLOMBIA**

**Carlos Alberto Reyes Villanueva**

**Universidad de Cundinamarca  
Facultad de Ciencias Agropecuarias  
Ingeniería Ambiental  
Girardot – Cundinamarca  
2023**

**ANÁLISIS DEL USO DE MICROALGAS EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS  
RESIDUALES PORCÍCOLAS EN COLOMBIA**

**Carlos Alberto Reyes Villanueva**

**Directora**

**Dalia Xiomara Suárez Pulido**

**Ms.c en Ingeniería Ambiental**

**Monografía de grado para optar el título de  
Ingeniero Ambiental**

**Universidad de Cundinamarca  
Facultad de Ciencias Agropecuarias  
Ingeniería Ambiental  
Girardot – Cundinamarca**

**2023**

## CONTENIDO

### Contenido

<b>RESUMEN</b> .....	5
<b>PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA</b> .....	6
<b>Objetivos</b> .....	10
Objetivo General.....	10
Objetivos Específicos .....	10
<b>MARCO CONCEPTUAL</b> .....	10
<b>METODOLOGÍA</b> .....	12
<b>CAPÍTULO I. MECANISMOS USADOS POR MICROALGAS EN LA DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES</b> .....	17
Introducción.....	17
Microalgas .....	17
Fotoautótrofia, foto-heterótrofia, mixotrofia y respiración.....	18
Bioadsorción.....	19
Bioacumulación.....	21
Biodegradación.....	22
Foto-degradación.....	23
Co-metabolismo con bacterias.....	24
<b>CAPÍTULO II. EFICIENCIAS DE LOS SISTEMAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES PORCINAS A BASE DE MICROALGAS</b> .....	25
Introducción.....	25
Desarrollo del tema.....	27
Eficiencias según especies de microalgas a nivel internacional .....	27
Estudios llevados a cabo en Colombia aplicando microalgas para la depuración de aguas residuales porcícolas.....	31
Factores que afectan la eficiencia en la remoción de nutrientes por las microalgas.....	32
Características del agua residual.....	32
Estudios llevados a cabo en Colombia aplicando microalgas para la depuración de aguas residuales porcícolas.....	34
Temperatura.....	35
<b>CAPÍTULO III. TIPOS DE REACTORES UTILIZADOS EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES PORCINAS</b> .....	41
Introducción.....	41

Desarrollo tema.....	41
Desafíos de los sistemas de tratamiento de agua residual porcícola a base de microalgas .....	46
<b>CONCLUSIONES</b> .....	49
<b>RECOMENDACIONES</b> .....	50
<b>BIBLIOGRAFÍA</b> .....	51

### **TABLA DE FIGURAS**

Figura 1: mapa de árbol sobre número de publicaciones en Web of Science.....	15
Figura 2: Línea de tendencia 2 de documentos en publicaciones en Scopus entre años 2017 y 2022 .....	15
<i>Figura 3: Línea de tendencia 1 de documentos en publicaciones en Scopus entre años 2017 y 2022 .....</i>	16
Figura 4 Sistemas (fotobiorreactores) tradicionales usados en el cultivo de microalgas.... <b>¡Error! Marcador no definido.</b>	
Figura 5 Nuevos diseños de fotobiorreactores usados en el tratamiento de aguas residuales .....	44

### **TABLA DE TABLAS**

Tabla 1 Tipos de alimentación en microalgas.....	19
Tabla 2 Eficiencias de métodos de tratamiento de agua residual porcina basados en microalgas.....	27
Tabla 3 Estudios llevados a cabo en Colombia en materia de sistemas de tratamiento de agua residual porcícola a base de microalgas .....	34
Tabla 4 Ventajas y desventajas de diferentes biorreactores para el cultivo de microalgas.....	44

### **TABLA DE GRAFICAS**

Grafica 1: Resultados de búsqueda en bases de datos y número de documentos excluidos. ....	14
--	----

## RESUMEN

El objetivo del presente trabajo de grado es analizar el uso de microalgas en el tratamiento de aguas residuales porcícolas en Colombia. Para ello, se han propuesto tres objetivos específicos (1) reconocer los mecanismos a través de los cuales las microalgas depuran aguas residuales; (2) determinar la eficiencia de tratamientos a base de microalgas; (3) establecer los diferentes tipos de reactores utilizados en el tratamiento de aguas residuales a base de microalgas. Para llevar a cabo lo anterior, se realizó una búsqueda sistemática de la bibliografía en diferentes bases de datos como Scopus, ScienceDirect, Web of Science, entre otras, y en la biblioteca de la Universidad de Cundinamarca, haciendo uso de 2 ecuaciones de búsqueda, en un intervalo de tiempo comprendido entre el 2017 y 2022. Se seleccionaron fuentes de información primaria como artículos de investigación nacional e internacional, además de información secundaria, específicamente documentos de trabajos de grado. Se tuvieron en cuenta parámetros de exclusión a la hora de seleccionar los documentos, excluyendo en su mayoría todo aquello que no hiciera referencia a tratamiento de aguas residuales porcinas. La bioacumulación es el mejor mecanismo de depuración, seguido por la biodegradación. Las condiciones óptimas que favorecieron las más altas eficiencias son las de cultivo fotoautótrofo a temperatura de 25 °C, alcanzando eficiencias en remoción de DQO: 95.9%, NH<sub>4</sub>-N: 99% NT: 86.4% y PT: 97%. Por su alta productividad el FBR de panel plano el más apropiado, pero las más usadas por su bajo costo son las raceway.

**Palabras Clave:** Tratamiento de aguas residuales porcinas, microalgas, eliminación de nutrientes, eficiencia, reactores.

## ABSTRACT

The objective of this review is to analyze the use of microalgae in the treatment of swine wastewater in Colombia. For this, three specific objectives have been proposed (1) recognize the mechanisms through which microalgae purify wastewater; (2) determine the efficiency of treatments based on microalgae; (3) establish the different types of reactors used in the treatment of wastewater based on microalgae. To carry out the above, a systematic search of the bibliography was carried out in different

databases such as Scopus, ScienceDirect, Web of Science, among others, and in the library of the University of Cundinamarca, using 2 search equations, in a time interval between 2017 and 2022. Primary information sources such as national and international research articles were selected, as well as secondary information, specifically degree work documents. Exclusion parameters were taken into account when selecting the documents, excluding mostly everything that did not refer to swine wastewater treatment. Bioaccumulation is the best elimination mechanism, followed by biodegradation. The optimal conditions that favored the highest efficiencies are those of photoautotrophic culture at a temperature of 25 °C, reaching COD removal efficiencies: 95.9%, NH<sub>4</sub>-N: 99% TN: 86.4% and TP: 97%. Due to its high productivity, the flat panel FBR is the most appropriate, but the most used due to its low cost are raceways.

**Keywords:** Swine wastewater treatment, microalgae, nutrient removal, efficiency, reactors.

## **PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA**

Colombia es un país caracterizado por su variedad de fuentes hídricas. Éstas han venido sufriendo un detrimento en su calidad por vertimientos que no consideran el impacto y las consecuencias ambientales que estos generan, derivándose en impactos ambientales, impactos en la salud pública, bienestar y la carencia del recurso hídrico de calidad para la población (Vargas et al., 2020).

Colombia trata un 42% del total de aguas residuales (Ministerio de Vivienda, 2017), 58% se vierte sin ningún control, evidenciándose un incumplimiento de la normativa que exige el tratamiento del agua residual previo a su reintegro a las fuentes hídricas. Además, las plantas de tratamiento de agua residual (PTAR) no presentan una planificación respecto al aumento poblacional, tornándose obsoletas a largo plazo (Vargas et al., 2020).

Las aguas residuales procedentes de varias instalaciones industriales son caracterizadas por poseer altas cargas de contaminantes, principalmente orgánicas, las cuales contienen alta demanda química y biológica de oxígeno (DQO y DBO), sólidos suspendidos totales (SST), aceites y grasas, minerales, metales

pesados y nutrientes como fósforo y nitrógeno (Bhatt et al., 2022a); que luego son vertidas a cuerpos de agua causando daños ambientales en los ecosistemas acuáticos, particularmente eutroficación, floración de algas nocivas, agotamiento de oxígeno disuelto, acidificación, disrupción en el balance ecológico y hasta la muerte de peces, (Nagarajan et al., 2022), por lo cual, las aguas residuales porcinas en el caso de algunos países productores están relacionadas notablemente como la principal fuente de contaminación (Chen et al., 2021). Esto es evidente, debido a que las concentraciones típicas de los mayores contaminantes en el agua residual varían de la siguiente manera: 2000-3000 mg/L DBO, 200 -2055 mg/L nitrógeno total (NT), 110-1650 mg/L  $\text{NH}_4\text{-N}$ , 100-620 mg/L de fósforo total (FT); y por otra parte, en Tailandia, estudios indicaron que la cuenca del río Thachin estaba significativamente contaminada principalmente debido a la descarga de aguas residuales de las granjas porcinas, con un estimado de 3400 toneladas de nitrógeno por año y alrededor de 4 kg de nitrógeno por animal por año (Nagarajan et al., 2019).

La generación de aguas residuales por cabeza de cerdo se estima en 1300 toneladas por año, lo que es aproximadamente 4 – 8 L de efluente por cerdo por día (López et al., 2022), y también Zhao et al., (2022), reporta que la producción de aguas residuales porcinas se acerca a los 160 millones de toneladas en China, el líder en cultivo de cerdo a nivel mundial. Lo que equivaldría a 738.461 L de efluente por cerdo por día.

Esto genera, como se destacó anteriormente, eutrofización, es decir, la floración de fitoplancton en la superficie, que, entre otros impactos, restringe la penetración de la luz, dificulta el crecimiento y causan la muerte de plantas, mientras que, a su vez, reducen la tasa de éxito de los depredadores que requieren luz para perseguir y atrapar sus presas. Debido a las altas tasas de fotosíntesis en estas floraciones de microalgas se pueden agotar el carbono inorgánico disuelto y elevándose el pH a niveles extremos, dejando sin comunicación a un gran número de organismos quimio-sensoriales, quienes dependen de la percepción de las señales químicas disueltas para su supervivencia, y cuando estas densas floraciones mueren, la descomposición microbiana agota severamente el oxígeno disuelto, creando así un ambiente hipóxico, dificultando la supervivencia de la mayoría de los organismos (Díaz et al., 2022). Cuatro eventos de

eutrofización notable se han presentado en Colombia, el más reciente en 2015, posiblemente, producto del vertimiento de aguas residuales de poblaciones cercanas, de escorrentía de arroyos temporales o de la descarga de los ríos con alta carga de materia orgánica, en complejos lagunares (Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (INVEMAR), 2015; INVEMAR, 2016).

Respecto a los metales pesados (por ejemplo, Zn, Cd, Cu y Mn), pueden causar riesgos a la salud de los seres vivos incluso a bajas concentraciones, por ejemplo, la concentración promedio de Zinc (Zn) y Cu (Cobre) in el agua residual porcina puede alcanzar 243.1 y 59.4 mg/L, respectivamente (S. Li et al., 2022). Muchos estudios han reportado que el Cu y el Zn son los principales contaminantes metálicos en el estiércol porcino; estos metales se encuentran presentes en altas concentraciones en las aguas residuales de esta actividad productiva por su efecto positivo en el crecimiento y reproducción de los cerdos, motivo por el cual son añadidos en altos niveles en su alimentación, pero un 80 a 95% aproximadamente de éstos suplementos dietéticos de Zn y Cu son excretados en el estiércol, derivándose en descargas totales de 46.4 y 297 kg por año respectivamente, pudiendo representar un riesgo potencial para la salud humana cuando los suelos de cultivos están enriquecidos con estos metales por las descargas de granjas porcinas cercanas (Zhang et al., 2017).

No solo se afecta la calidad de ecosistemas acuáticos de aguas superficiales, sino, colateralmente, la calidad del agua destinada para consumo humano, pudiendo causar intoxicación en humanos (causar metahemoglobinemia en los bebés (Zhang et al., 2017)) por las concentraciones de amonio y nitrógeno (nitratos); y debido a la bioacumulación de contaminantes recalcitrantes en la cadena alimenticia, graves peligros para la salud humana (Bhatt et al., 2022a).

Además, debido a que en la cría de cerdos se emplean hormonas, esteroides, antibióticos y fármacos, los contaminantes recalcitrantes (conocidos también como micro contaminantes o contaminantes emergentes), trazas de estos son expulsadas en las heces y orina de los cerdos, pudiendo llegar a ecosistemas acuáticos, causando numerosos impactos adversos en la biota acuática, como deficiencias reproductivas, trastornos endocrinos, anomalías físicas, toxicidad a corto y largo plazo, feminización de peces, un



trastorno congénito en algunas especies y resistencia microbiana a antibióticos (Bhatt et al., 2022b).

Estos peligros son alarmantes en países altamente poblados y en desarrollo, como por ejemplo, India, Pakistán, Kenia, Etiopía y Nigeria, debido a la falla en el tratamiento de aguas residuales, derivándose en los problemas mencionados anteriormente, cuya causa radica, en que los sistemas convencionales de tratamiento enfrentan limitaciones como la ineficiencia, excesivo consumo de energía, altos costos operativos, emisión de gases de efecto invernadero, menor reciclabilidad de recursos, gran cantidad de vertimiento de sólidos (lodos) y la formación de productos secundarios altamente tóxicos. Por ejemplo, para una planta de tratamiento que procesa 100.000 m<sup>3</sup> de agua residual por día, sus emisiones son las mismas que las de 6000 carros por día, y el requerimiento de energía iguala el suministro de energía de una ciudad con una población de 5000 personas (Nagarajan et al., 2022; Bhatt et al., 2022b).

En 2019 se estimó que la población global ascendió a 7.6 billones, y se espera que continúe en aumento, incrementándose en un 29% hasta alcanzar los 9.9 billones para el 2050. Proporcionalmente, aumenta la demanda y, por ende, la producción de carne y su consumo anualmente, teniendo en cuenta que la carne de cerdo es la segunda más consumida, puesto que es la principal fuente de proteína para la mayoría de la población (Nagarajan et al., 2019; C. Y. Chen et al., 2020). Para el 2030, se estimó recientemente que la cría de cerdos tendrá una tendencia de crecimiento general de un volumen de producción anual de 21.7 millones de toneladas; y para hacer frente a la creciente demanda, se ha extendido la cría extensiva y confinada, como lo confirman datos de la Eurostat donde se declara que 1.7/% de las granjas porcinas albergan más de 400 cerdos (Rossi et al., 2022). En Colombia, para el 2022, la población porcina está distribuida en 182.828 predios de los cuales 152.069 (78.9%) son predios de traspatio (sistema rural o pequeñas granjas) y los restantes 40.604 (21.1%) corresponden a predios de producción comercial tecnificada; pero de 9.658.204 animales en total, el 89.5% son animales de producción comercial tecnificada, mientras que el restante es de traspatio (Instituto Colombiano Agropecuario – ICA, s.f).

En Colombia, para el 2017 se reportó un beneficio total de 4.134.811 cabezas de porcinos, con un aumento 1.6% respecto a 2016, registrándose una cifra récord en producción de carne de cerdo de 371 mil

toneladas (creciendo 4.2% respecto al año anterior), y continuado en crecimiento, como muestran las cifras de 2022, en donde el beneficio de cerdos alcanzó un total de 5.536.331 cabezas (+6.6% respecto a 2021), con una producción de carne de 526.430 toneladas, y un consumo per cápita de 13 kg/habitante comparado con los 9.2 kg/Hab en 2017 (Porkcolombia, 2018; Porkcolombia, 2022). Cabe mencionar que según Porkcolombia el departamento que encabeza la producción de cerdos es Antioquia, con 42.5%, seguido por Valle del Cauca y Cundinamarca con 16.6% y 16.4%, respectivamente.

Lo anterior, significa que de no darse un tratamiento adecuado y además, contar con un permiso de vertimientos, las granjas porcinas son susceptibles de acciones preventivas y sanciones ambientales por parte de la autoridad ambiental de su jurisdicción, como por ejemplo, suspensión de la obra o actividad cuando pueda derivarse en daño o peligro para el medio ambiente, los recursos naturales, el paisaje o la salud humana; o según la Ley 1333 de 2009: multas diarias hasta de cinco mil salarios mínimos legales vigentes (Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca – CAR, 2020), por la afectación al medio ambiente circundante, especialmente a fuentes hídricas vecinas.

## **Objetivos**

### **Objetivo General**

Analizar el uso de microalgas en el tratamiento de aguas residuales porcícolas en Colombia.

### **Objetivos Específicos**

1. Reconocer los mecanismos a través de los cuales las microalgas depuran aguas residuales.
2. Determinar la eficiencia de sistemas de tratamiento a base de microalgas.
3. Establecer los diferentes tipos de reactores utilizados en el tratamiento de aguas residuales a base de microalgas.

## **MARCO CONCEPTUAL**

Se define como agua residual a aquella cuya calidad original ha sido afectada negativamente por la intervención humana, siendo esta una mezcla de los residuos líquidos procedentes de residencias, instituciones públicas y establecimientos industriales y comerciales, aguas pluviales y de escorrentía (Cáceres & Martos, 2022). A su vez, esta mezcla puede estar conformada por dos o más tipos de agua residual. Según su procedencia, las aguas residuales se pueden clasificar en: aguas grises (de cocina y limpieza), aguas negras (heces y orina humana), efluentes industriales (industrias) y agrícolas (sector agrícola y agropecuario) y aguas blancas (de escorrentía o precipitaciones) (Espigares & Pérez, s.f).

El agua residual del sector agropecuario se caracteriza por contener grandes cantidades de nutrientes como: nitrógeno, fósforo, potasio, además de compuestos como materia orgánica, residuos de medicamentos (contaminantes emergentes), metales pesados y patógenos, procedentes de las excretas y orina de los animales, que influyen en la carga contaminante de los vertimientos de estas aguas, y representa un problema potencial de contaminación del recurso hídrico. Como ejemplo específico de esto, se tienen las aguas residuales porcícolas, que son una mezcla de residuos sólidos y líquidos (también llamada porquinaza), que son transportados por las descargas de agua utilizadas para limpiar los establos, y se compone principalmente de excretas de cerdo (55% de heces y 45% de orina) (Martínez *et al*, 2019). Por tanto, diariamente por cada 100 kg de peso vivo, en las excretas de los cerdos se producen: 0,25 kg de DBO<sub>5</sub>, 0,75 kg de DQO, 0,3 kg de carbono orgánico total (COT), 0,045 kg de nitrógeno, 0,035 kg de fósforo y 0,035 kg de potasio. A lo anterior se le suma el hecho de que las heces son fuente de bacterias como *Salmonella*, *Brucella*, *Yersinia*, *Mycobacterium*, *Leptospira*, *Escherichia coli* y *Campilobacter*, que representan un riesgo sanitario tanto para los cerdos como para la población humana (Centro de Ciencia y Tecnología de Antioquia – CTA, 2017).

Se concluye por lo anterior, que las aguas residuales necesitan de un tratamiento antes de verterse al medio natural, especialmente a ecosistemas acuáticos. Teniendo en cuenta esto, para depurar el agua residual procedente de un proceso, se establece un sistema de tratamiento, el cual se caracteriza por ser una

sucesión o etapas de operaciones unitarias, que puede estar conformado por un pretratamiento (cribado de sólidos de gran tamaño), un tratamiento primario (separación de sólidos por sedimentación, coagulación y floculación), tratamiento secundario, que consiste en la remoción biológica de materia orgánica (DBO y DQO) por acción de microorganismos aeróbicos o anaeróbicos y, un tratamiento terciario (eliminación de fósforo, nitrógeno, metales pesado, etc.) según las características del agua a tratar y de las características del efluente final (Cardoso et al., 2021; Nagarajan et al., 2022). Esta etapa es mucho más costosa que las anteriores, y por ello se tiene preferencia por la remediación biológica.

Los sistemas de tratamiento secundario, pueden ser aerobios, anaerobios, facultativos o una combinación de éstos; los principales sistemas de tipo convencional son: lagunas de estabilización (aerobias, anaerobias o facultativas), lodos activados, biodiscos, reactor anaerobio de flujo ascendente, humedales artificiales (Vargas et al., 2020), biodigestores (Cardoso et al., 2021), filtros percoladores (Jaramillo & Paredes, 2019), unos más innovadores como los reactores biológicos de membranas (Carrera, 2021); entre otros como los sistemas a base de algas/bacteria que han venido experimentando innovaciones o modificaciones con miras a tratar grandes cantidades de aguas residuales, ya sea de tipo industrial, municipal o agropecuario, como sistemas de fotobiorreactores (Polo & Vargas, 2019), lagunas algales de alta tasa (Ramírez, 2020), entre otros, que han sido desarrollados por haberse convertido el uso de microalgas en una alternativa viable en el tratamiento de aguas residuales, por lo tanto se ha realizado numerosos estudios que manifiestan la efectividad, pero también las limitantes y vacíos que posee el proceso.

## **METODOLOGÍA**

Para el desarrollo del presente escrito se realizó una búsqueda sistemática de la bibliografía en diferentes bases de datos como Scopus, ScienceDirect, Web of Science, entre otras, y en la biblioteca de la Universidad de Cundinamarca, en un intervalo de tiempo comprendido entre el 2017 a 2022. Se seleccionaron fuentes de información primaria como artículos de investigación nacional e internacional,

además, de información secundaria, específicamente documentos de trabajos de grado. Las ecuaciones de búsqueda empleadas fueron:

- (microalgae) AND ("Swine wastewater" OR wastewater OR "sewage water" OR "residual water" OR "piggery wastewater") AND (treatment)
- (microalgae) AND (pollutant\*) AND ("Swine wastewater" OR wastewater OR "sewage water" OR "residual water" OR "piggery wastewater") AND (treatment).

Se tuvieron en cuenta parámetros de exclusión a la hora de seleccionar los documentos como: documentos fuera del intervalo de tiempo deseado que trataban la temática, artículos dentro del intervalo de tiempo pero que no guardaban concordancia a los parámetros de búsqueda por tratar diferente temática como, por ejemplo, aquellos que sólo abordaban netamente la producción de biodiesel a partir de microalgas o células de combustible microbiano entre otros.

## **RESULTADOS**

Se encontraron 330 resultados con la primera ecuación de búsqueda mencionada en Web of Science, sin embargo, al acotar de acuerdo con el intervalo de tiempo seleccionado se redujeron a 263 documentos. Mientras que en Scopus, se encontraron 2.764 documentos y en ScienceDirect 10.351. Usando la ecuación (microalgae) AND (pollutant\*) AND ("Swine wastewater" OR wastewater OR "sewage water" OR "residual water" OR "piggery wastewater") AND (treatment), en Scopus se hallaron 811 documentos y en ScienceDirect 5467.

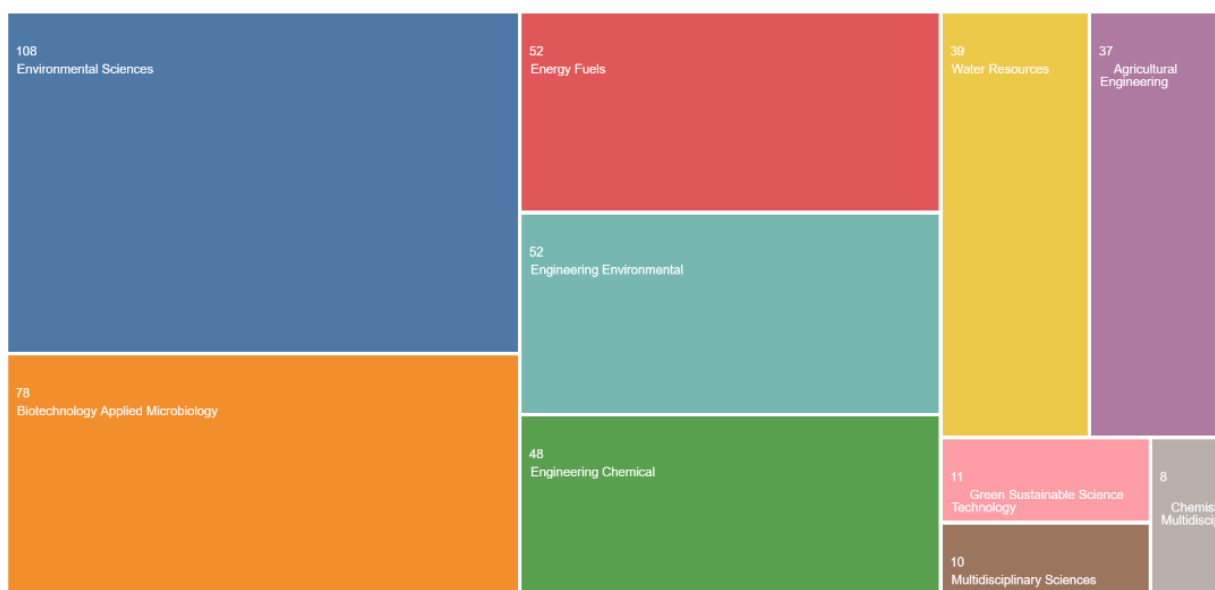
Grafica 1: Resultados de búsqueda en bases de datos y número de documentos excluidos.



Fuente: elaboración propia.

A continuación, se exponen las líneas de tendencia según los documentos publicados en las bases de datos empleadas.

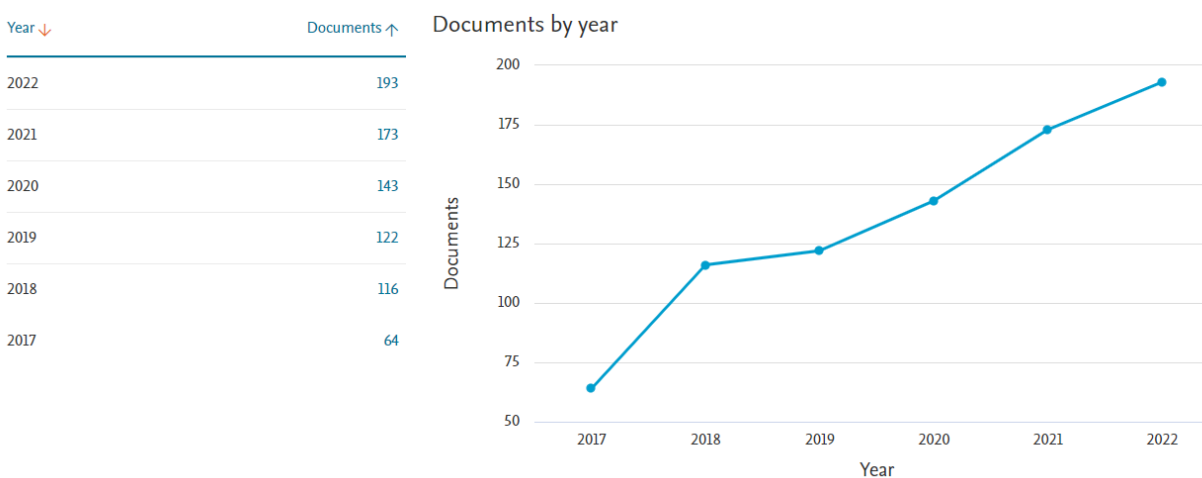
Figura 1: mapa de árbol sobre número de publicaciones en Web of Science



Nota: Gráfico de mapa de árbol, brindado por Web of Science a partir de la ecuación de búsqueda (microalgae) AND ("Swine wastewater" OR wastewater OR "sewage water" OR "residual water" OR "piggery wastewater") AND (treatment), donde se muestra el número de publicaciones por área temática. Fuente: Web of Science.

Los documentos encontrados están enmarcados mayormente en la categoría de Ciencias ambientales, con 108; seguida por Microbiología aplicada a la biotecnología, con 78, y, en tercer lugar, Combustibles energéticos e Ingeniería Ambiental, con 52.

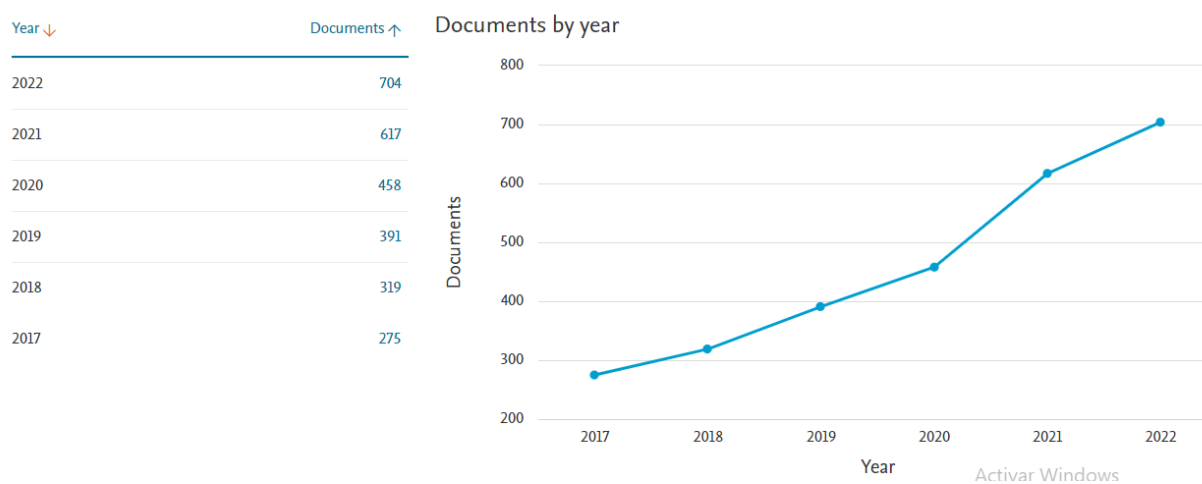
Figura 2: Línea de tendencia 2 de documentos en publicaciones en Scopus entre años 2017 y 2022



Nota: Línea de tendencia brindada por Scopus a partir de la ecuación de búsqueda (microalgae) AND (pollutant\*) AND ("Swine wastewater" OR wastewater OR "sewage water" OR "residual water" OR "piggery wastewater") AND (treatment). Fuente: Scopus.

La figura uno ilustra el aumento de investigaciones realizadas en el campo de estudio en cuestión, de 64 en el 2017 hasta 193 en el año 2022.

*Figura 3: Línea de tendencia 1 de documentos en publicaciones en Scopus entre años 2017 y 2022*



Nota: Línea de tendencia brindada por Scopus a partir de la ecuación de búsqueda (microalgae) AND ("Swine wastewater" OR wastewater OR "sewage water" OR "residual water" OR "piggery wastewater") AND (treatment). Fuente: Scopus.

Se evidencia en la anterior figura 3 un aumento progresivo en los documentos publicados relacionados con tratamiento de aguas residuales con microalgas, en el intervalo de tiempo de 2017 – 2022, ascendiendo de 275 hasta 704.

Las gráficas presentadas anteriormente evidencian un aumento casi exponencial en el número de investigaciones en el campo del uso de microalgas en el tratamiento de aguas residuales, especialmente el agua residual porcícola en el periodo temporal seleccionado, destacando el gran número de investigaciones en el área de las ciencias ambientales (ver gráfica 1). La mayor cantidad de documentos de interés y/o relacionados con la temática en cuestión se han publicado en el año 2022.



## **CAPÍTULO I. MECANISMOS USADOS POR MICROALGAS EN LA DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES**

### **Introducción**

Las algas son un grupo de autótrofos fotosintéticos que se desarrollan en ambientes acuáticos como lagos, ríos, aguas salinas y salobres. Son las encargadas de la producción de oxígeno atmosférico a través de la fotosíntesis. El grupo de las algas es diverso y abarca numerosos filos cada uno con características particulares y propiedades únicas, que van desde las cianobacterias unicelulares procariotas hasta las algas eucarióticas multicelulares. En el grupo de las algas, las microalgas son microorganismos unicelulares que a pesar de la ausencia de estructuras y órganos complejos pueden realizar fotosíntesis usando luz solar, dióxido de carbono y agua debido a la presencia de pigmentos fotosintéticos como las clorofilas en sus células. Las microalgas al igual que todos los seres vivos presentan mecanismos o rutas metabólicas que les permiten asimilar determinados compuestos, transformándolos en compuestos de menor peso molecular a fin de obtener energía. A continuación, se definen los tipos de asimilación de compuestos o rutas metabólicas que poseen las microalgas.

### **Microalgas**

Las microalgas son organismos fotosintéticos procariotas/eucariotas unicelulares (3 – 25  $\mu\text{m}$ ), que difieren ampliamente en tamaño, forma y color (pigmentación), pero carecen de organización estructural vista usualmente en las plantas superiores, se encuentran presentes tanto en ambientes terrestres (adheridas o flotando libremente) como en la zona eufótica de ambientes acuáticos (Nagarajan et al., 2019). Presentan cloroplastos con clorofila, donde se captura la energía lumínica como fuente de energía; son aerobias, con necesidad como se mencionó, de luz para su desarrollo, además de humedad, y macroelementos, pero no deben confundirse con cianobacterias, ya que difieren filogenéticamente de éstas (Romero, 2019).

Las células de algas fijan CO<sub>2</sub> del ambiente y genera lípidos, proteínas, carbohidratos y otros productos de valor agregado tales como comida, forrajes, biocombustible y biofertilizantes (Bhatt et al., 2022a)

### ***Fotoautótrofia, foto-heterótrofia, mixotrófia y respiración***

Existen 4 tipos de alimentación en las microalgas: Alimentación fotoautótrofa, alimentación fotoheterótrofa, alimentación mixotrófica y alimentación heterótrofa. En la alimentación **fotoautótrofa**, las microalgas producen su alimento a través de la energía del sol y el carbono de compuestos inorgánicos; la alimentación **fotoheterótrofa**, se realiza cuando las microalgas reciben la energía del sol y utilizan compuestos orgánicos como fuente de carbono; alimentación **mixotrófica**, consiste en que las microalgas son capaces de crecer bajo procesos tanto autótrofos como heterótrofos, de manera que la fuente de energía es tanto la luz como la materia orgánica y el carbono lo obtienen tanto de compuestos orgánicos como inorgánicos; y la alimentación **heterótrofa** (respiración), reside en que los compuestos orgánicos proporcionan tanto la energía como la fuente de carbono. Es decir, existen algas que pueden crecer en ausencia de luz, como por ejemplo *Chlorella protothecoides* (Rojas et al., 2019). Pero otras pueden tener un metabolismo mixto secuencial o simultáneo, el cual es un fenómeno que se presenta usualmente en cultivos en agua residual (es un proceso de fotosíntesis), el cual es influenciado por la intensidad de la luz, y la respiración (asimilación de sustrato orgánico), que ocurren simultáneamente e incrementan el crecimiento en aguas residuales gracias al ATP formado de reacciones fotoquímicas que mejora el anabolismo de sustratos orgánicos (Urbina et al., 2022).

*Tabla 1 Tipos de alimentación en microalgas*

	<b>Tipo de alimentación</b>	<b>Fuente de energía</b>	<b>Fuente de carbono</b>	<b>Disponibilidad de luz</b>	<b>Variabilidad del metabolismo</b>
<b>1</b>	Fotoautótrofa	Luz	Inorgánico	Necesaria	Sin cambio entre fuentes
<b>2</b>	Heterótrofa	Orgánica	Orgánico	No involucrada	Puede cambiar entre fuentes
<b>3</b>	Foto-heterótrofa	Luz	Orgánico	Necesaria	Puede cambiar entre fuentes
<b>4</b>	Mixotrófica	Luz y orgánica	Orgánico	No necesaria	Utilización simultánea

Nota: Estos tipos de alimentación son también conocidos por modos de crecimiento de microalgas, debido a que hace referencia al metabolismo que presentan. Son además tenidos en cuenta para el cultivo de las microalgas en el tratamiento de aguas residuales. Fuente: modificada de (Saidu et al., 2022).

El sistema metabólico de las microalgas es bastante amplio, pero el que más predomina es el autotrófico (es decir fotoautótrofo) debido a sus capacidades fotosintéticas, convirtiendo la energía solar en biomasa, y consumiendo cantidades significativas de nitrógeno y fósforo; especialmente, para la síntesis de proteínas (que representan el 45 – 60% del peso seco de las microalgas), ácidos nucleicos y fosfolípidos. Por esta razón, se han utilizado las microalgas para el tratamiento de aguas residuales, arrojando resultados promisorios (Ramírez, 2020).

Las microalgas tienen la capacidad de biofijar 50 veces más el CO<sub>2</sub> que las especies de plantas, pudiendo secuestrar 513 toneladas de CO<sub>2</sub> durante su crecimiento (Khanra et al., 2022) debido a su actividad fotosintética. Es decir, que las mismas, son un sumidero de carbono mucho mayor que las plantas terrestres. Además, tienen la capacidad de generar un promedio de aproximadamente 280 toneladas de biomasa seca de células por 1 hectárea por año, siempre y cuando la radiación solar sea del 9% en ese tiempo de duración. Y como los gases de combustión se componen de CO<sub>2</sub> del 3 - 30%, las microalgas pueden absorber grandes cantidades de este CO<sub>2</sub>.

### ***Bioadsorción***

Otro mecanismo importante que las microalgas poseen (metabólicamente independiente) es la bioadsorción. Este se refiere a la adsorción de contaminantes tóxicos a la pared celular de las microalgas, o a otros componentes celulares (polisacáridos extracelulares); la bioadsorción involucra varios

mecanismos como el intercambio iónico, adsorción, complejación de la superficie, precipitación y quelación, los cuales son influenciados por la naturaleza química del contaminante (como la hidrofobicidad) y el ambiente físico-químico circundante, como el pH, temperatura, y reacciones redox (Bhatt et al., 2022a).

La bioadsorción es considerada como el mayor mecanismo para la remoción de metales pesados de las aguas residuales. Este se da en la superficie de la pared celular de las microalgas, la cual tiene una estructura compleja y está compuesta por numerosos grupos funcionales cargados, como: fosfatos, carboxilo, amidogénico, sulfhidrilo y grupos hidroxilo, que promueven la complejación o la simple adsorción o micro precipitación de metales pesados (Nagarajan et al., 2022). El proceso de bioadsorción, por tanto, ocurre estén las células de las microalgas, vivas o muertas. Dado que la bioadsorción parece ser el principal mecanismo de eliminación de estos metales, pues la eficiencia de remoción de Cu y Zn, por ejemplo, oscilan entre 73.2 – 98% y 65 – 98%, respectivamente, la eliminación adecuada de la biomasa de algas obtenida después del tratamiento es crucial para evitar la contaminación secundaria por lodos mal gestionados (Nagarajan et al., 2020).

En el caso de la remoción de antibióticos, especies altamente resistentes a estos contaminantes emergentes, son del género: *Microcystis*, *Spirulina*, *Euglena*, *Nitzschia*, *Chlamydomonas*, *Chlorella*, *Scenedesmus* y *Neochloris*, por ejemplo, *Chlorella vulgaris* removió 69% de tetraciclina, cuando la concentración inicial es de 2 mg/L; además, el mecanismo de bioadsorción, fue el principal en la remoción de oxitetraciclina por la microalga marina *Phaeodactylum tricornutum*, alcanzándose un 97% de remoción de este antibiótico en un cultivo con 2.4 mg/L del mismo, es decir 29.18% con células vivas, mientras que para la biomasa muerta solo de 4.54% (Nagarajan et al., 2019). Las tasas de bioadsorción son mayores a 70% para drogas farmacéuticas hidrofóbicas, como amitriptilina, biperideno, clomipramina y trihexifenidilo, pero tasas bajas, <20% para compuestos hidrofílicos (carbamazepina, codeína, fluconazol, oxazepam, Tramadol and Trimetoprim); *Scenedesmus obliquus* removió 91% de tramadol, *Chlorella saccharophila* casi un 100% de azitromicina y <30% de trimetoprim, y tasas significativas de remoción de

295.34 y 56.25 mg/g de tetraciclina por parte de *Scenedesmus quadricauda* y *Tetraselmis suecica*, respectivamente (Bhatt et al., 2022a).

Sin embargo, la tolerancia a concentraciones de metales pesados y antibióticos varía según la cepa de la especie de microalgas como también el mecanismo usado principalmente por ellas, las condiciones de cultivo y el tipo de antibiótico, por ejemplo, los antibióticos que funcionan bloqueando la síntesis de proteínas (por ejemplo la tetraciclina) y de ácido nucleico (ejemplo: quinoles), afectan directamente el proceso celular, la fotofosforilación, la fosforilación oxidativa, la fotosíntesis y la asimilación de carbono (Nagarajan et al., 2019); en caso de los metales pesados, para reducir el estrés oxidativo, sintetizan enzimas antioxidantes como superoxidasa dismutasa, catalasa, peroxidasa, y glutatión reductasa para producir antioxidantes como carotenoides, glutatión, aminoácidos como la prolina y la cisteína, además de proteínas quelantes de metales como la metalotioneínas y fitoquelatinas; o la reducción enzimática de los metales pesados a formas no tóxicas para su posterior remoción (Nagarajan et al., 2022).

### ***Bioacumulación***

Otro mecanismo que presentan las microalgas para remover de la fracción disuelta de aguas residuales distintos contaminantes, es la bioacumulación, conocido también como la bio secuestación en organelos como los cloroplastos, vacuolas y mitocondria (Nagarajan et al., 2020). Este proceso es metabólicamente dependiente (Bhatt et al., 2022c), el contaminante ingresa en la célula desde la pared celular y es metabolizado; es empleado para remover los contaminantes inorgánicos, al igual que la bioadsorción, pero a diferencia de este último, es que el bio-consumo ocurre en células de microalgas vivas, las cuales absorben los contaminantes por tres mecanismos: transporte pasivo, transporte pasivo facilitado, y transporte activo. El **transporte pasivo** ocurre al otro lado de la pared celular desde la región de cantidad alta de contaminante (externa) a la región de baja cantidad de contaminante (interna) debido a la naturaleza hidrofóbica de la membrana celular, mientras las moléculas polares y los iones son incapaces de cruzar la membrana celular a través de la difusión pasiva. A través de este mecanismo de bioacumulación, remueve

fármacos y antibióticos como carbamazepina, sulfametoxazol, trimetoprima y florfenicol. Mientras que el **transporte pasivo facilitado** involucra la difusión de contaminantes a través de la membrana celular por la acción de proteínas transportadoras, a diferencia del **transporte activo** es un proceso impulsado por energía (Bhatt et al., 2022a).

A través de la bioacumulación las microalgas toman contaminantes orgánicos e inorgánicos, y bioacumular fármacos tales como sulfametoxazol, triclosán y trimetoprima; el alga verde *Desmodesmus subspicatus* puede acumular alrededor del 23 % de 17  $\alpha$ -etinilestradiol radiomarcado dentro de las 24 horas de exposición (Bhatt et al., 2022c).

Además, las microalgas tienen una excelente habilidad para bioacumular o secuestrar metales pesados, por su especial afinidad a éstos, por sus grupos funcionales presentes en las microalgas que influyen la tasa de consumo y las especies de metales capaces de ser absorbidos en el agua residual; acumulándose en las más altas concentraciones en las microalgas, metales incluidos Cu, Zn, Pb, Cd, As y Cr, especialmente, Cu y Zn, los cuales fueron los dos más abundantes reportados en estudios previos (H. Li et al., 2020). Metales que se encuentran en altas concentraciones de aguas residuales porcinas y son los principales contaminantes metálicos en el estiércol porcino por el suministro en alimentación de cerdos para mejorar su crecimiento.

### ***Biodegradación***

Opuesto a la bioadsorción o a la bioacumulación, que exclusivamente trabajan como filtros biológicos para concentrar los contaminantes y removerlos del ambiente acuoso, la biodegradación incluye la biotransformación de los contaminantes (mayormente orgánicos que inorgánicos) a moléculas simples no tóxicas empleando la biodegradación metabólica, ocurriendo cuando las microalgas usan el contaminante como fuente de carbono y electrones, y puede ocurrir tanto intracelularmente, extracelularmente, y al mismo tiempo, donde las primeras reacciones de degradación ocurren

extracelularmente, y a partir de entonces se produce una mayor descomposición intracelular (Bhatt et al., 2022a). Por tanto, este mecanismo hace uso de enzimas para degradar los contaminantes (Nagarajan et al., 2020), que en las algas es específico y depende de varios complejos de enzimas para eliminar completamente los contaminantes del medio acuoso. La degradación mediada por microalgas puede ser resumida por métodos catalíticos en dos fases: en la primera, enzimas como citocromo p450 (o citocromo b5, monoxigenasas y oxidasas de funciones mixtas) hace a los contaminantes más hidrofílicos, desenmascarando el grupo hidroxilo. El mecanismo principal detrás de este desenmascaramiento o adición de grupos hidroxilo es la hidrólisis, oxidación y reacciones de reducción (aunque también pueden presentarse hidrogenación, limpieza del anillo, metilación y desmetilación). En la segunda fase, las enzimas del alga juegan un papel importante en reacciones de conjugación tales como, las glutatión S-transferasas, cuya acción conlleva a la protección contra el daño oxidativo por medio de la apertura de anillos epóxido, transformando los productos de la primera fase, para mejorar su solubilidad en agua y removerlos (Bhatt et al., 2022a; Bhatt et al., 2022c; Song et al., 2022). Gracias a este mecanismo *Chlorella pyrenoidosa*, degrada sulfametoxazol y *Chlorella* otros antibióticos como florfenicol 72% más que mediante bioacumulación o bioadsorción, siendo el principal mecanismo para removerlos y en aguas residuales porcinas a las hormonas (S. Li et al., 2022; Bhatt et al., 2022a).

### ***Foto-degradación***

La foto-degradación es el proceso de rompimiento foto-oxidativo de xenobióticos, en la cual degrada un compuesto orgánico mediante la interacción de radicales libres, dependiendo de factores importantes como las propiedades físicas y químicas de los contaminantes, la intensidad de la luz, el tiempo de exposición, y el ambiente circundante. Las microalgas secretan materia orgánica disuelta (ácidos orgánicos, ácido fúlvico, hemicelulosa y ácidos húmicos) al ambiente circundante para mejorar la foto degradación de los contaminantes; la fotooxidación ocurre debido a la transformación foto-sensibilizada de contaminantes que consumen luz, seguido de varias reacciones químicas (redox, generación de radicales

hidroxilo, inhibición de la fotooxidación por la competencia con radicales) con la diversa materia orgánica disuelta excretada (Bhatt et al., 2022a).

Los mecanismos bioquímicos de las microalgas pueden ser manipulados e influenciados por la disponibilidad de nutrientes y composición del medio. Por ejemplo, para *Chlorella pyrenoidosa* los componentes del fósforo en el medio influyen los contenidos de carbohidratos, lípidos y proteínas que ésta sintetiza; en este caso, el contenido de carbohidratos intracelular aumenta si hay un aumento en las concentraciones de fósforo, causando la acumulación de carbohidratos (Xing et al., 2022).

### ***Co-metabolismo con bacterias***

Los mecanismos de las microalgas se pueden ver potenciados y beneficiados al coexistir en el medio de agua residual junto a bacterias, ya que se observa un efecto sinérgico en el tratamiento, pudiendo mejorar la asimilación de nutrientes, notablemente nitrógeno y fósforo, lo cual resulta en una productividad de biomasa más alta; mientras que las bacterias asimilan carbono orgánico para su crecimiento, proveen a las microalgas CO<sub>2</sub>, siendo beneficioso en caso de que empleen alimentación fotoautótrofa, y a su vez, las algas producen oxígeno y otros nutrientes benéficos para las bacterias; todo esto mejora la remoción de nitrógeno y fósforo de las aguas residuales (Oliveira et al., 2022) pudiéndose usar su biomasa como biofertilizantes en la agricultura.

Se ha descubierto también, que los cultivos microalga-bacteria mejoraron la proporción de ácidos grasos saturados e insaturados dentro de las microalgas y que el perfil de ácidos grasos del co-cultivo de bacterias y microalgas era superior para la generación de biocombustibles que el del cultivo aséptico de esporas oblicuas (Song et al., 2022). Aunque también, en condiciones extremas como la falta de nutrientes en especies como *C. pyrenoidosa* se promueve la acumulación de lípidos; además, la concentración de fósforo tiene un efecto negativo en el contenido total de lípidos, como el bajo contenido de nitrógeno en el medio, el cual lleva a una disminución en la producción de proteínas (Xing et al., 2022).



Cabe resaltar que, en la mayoría de los casos debido a las altas concentraciones de metales, fenoles y otros contaminantes orgánicos en las aguas residuales, éstos pueden inhibir la degradación y reducir la eficiencia de remoción, por lo cual, el agua residual necesita pretratarse (Song et al., 2022). Además, debido al color de las aguas residuales (el cual depende de su fuente), normalmente se requiere de una dilución adecuada o un pretratamiento para eliminar el color oscuro antes de cultivar las algas (Khanra et al., 2022).

Se concluye que, debido a su versatilidad metabólica, las microalgas son organismos promisorios para tratar una variedad de tipos de agua residual, usando rutas fototróficas, heterotróficas o mixotróficas, por lo cual es muy atractiva la tecnología de tratamiento de aguas residuales basado en microalgas, para el tratamiento avanzado de aguas residuales, especialmente las de origen porcino. Al presente, los métodos de cultivo de microalgas incluyen principalmente cultivo autotrófico, cultivo heterotrófico y cultivo mixotrófico (Xing et al., 2022). Éste último, se prefiere a menudo para tratar aguas residuales como las de origen porcino, ya que el carbono orgánico presente en las aguas residuales se puede utilizar, y se puede aliviar los problemas de suministro de luz debidos a las bajas intensidades de luz requeridas en líquidos de color oscuro como el de estas aguas residuales (Nagarajan et al., 2019).

## **CAPÍTULO II. EFICIENCIAS DE LOS SISTEMAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES PORCINAS A BASE DE MICROALGAS**

### **Introducción**

Desde hace varias décadas se ha prestado especial atención al tratamiento de aguas residuales a base de microalgas. En el 2019 la población mundial de cerdos era de 769,05 millones, y la producción mundial de carne de cerdo para 2018 fue alrededor de 118,8 millones de toneladas métricas (Nagarajan et al., 2019). La generación de aguas residuales por cabeza de cerdo se estima en 1300 toneladas por año, lo que es aproximadamente 4 – 8 L de efluente por cerdo por día (López et al., 2022).

Las microalgas se han encontrado en el centro de interés en los últimos años como un sistema alternativo para el tratamiento biológico de aguas residuales y, por tanto, se han empleado varios sistemas a base de microalgas para tratar aguas residuales porcinas debido a sus diversas capacidades metabólicas y

mecanismos que poseen como: adsorción, bioacumulación y biodegradación, en la remoción de contaminantes como nitrógeno y fósforo (Romero, 2019).

Según el medio de cultivo, es decir el agua residual de origen porcino, específicamente la naturaleza o concentración de contaminantes, las cepas de las especies microalgas, el sistema de tratamiento de agua residual y factores fisicoquímicos, son las eficiencias en la remoción de contaminantes, especialmente DQO, DBO, SS, NT, PT, entre otros; de estos factores depende la eficiencia del sistema de tratamiento de agua residual porcícola a base de microalgas. En la Tabla 2 se ilustran las eficiencias de diferentes especies de cepas, según estudios a nivel internacional, en la remoción de demanda química de oxígeno, fósforo, nitrógeno (total y amoniacal), evidenciándose el potencial que tienen las microalgas en la remoción de varios contaminantes presentes en las aguas residuales porcinas.

## Desarrollo del tema

### *Eficiencias según especies de microalgas a nivel internacional*

Tabla 2 Eficiencias de métodos de tratamiento de agua residual porcina basados en microalgas.

<b>Especies</b>	<b>Tiempo de retención hidráulica</b>	<b>Pretratamiento</b>	<b>Eficiencia de remoción</b>	<b>Método usado</b>	<b>Referencia</b>
<i>Spirulina máxima, Chlorella ssp.</i>	Seis días	Acondicionamiento físico (tamizado y centrifugación) y dilución	NT: 100% PT: 50.16% y 56.48% DQO <sub>T</sub> : 88.74%	Sistema estático con aireación externa, y fotoperiodo de 12 h luz-oscuridad (mixotrófico)	(Romero, 2019)
<i>Chlorella sp. FACHB-31, Chlorella vulgaris</i>	Quince días	Centrifugación, filtración, esterilización a 120 °C y dilución	NT: 89.85% PT: 93.68% NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N: 97.86%	Sistema estático sin aireación externa, con fotoperiodo de 12 h luz-oscuridad (mixotrófico)	(Z. Chen et al., 2021)
<i>Microspora willeana Lagerth, Ulothrix ozonate, Rhizoclonium hieroglyphicum, Oedogonium sp</i>	Catorce días	Centrifugación	NT: 78% NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N: >90% PT: 98%	Sistema estático sin aireación externa, con fotoperiodo 14:10	(G. Li et al., 2021)
<i>Chlorella sorokiniana</i>	Quince días	Ninguno	DQO: 90.1% NT: 97% PT: 92.8%	Sistema híbrido por lotes, de microalgas adheridas, con iluminación continua, e inyección de CO <sub>2</sub>	(C. Y. Chen et al., 2020)
<i>Desmodesmus sp</i>	Catorce días	Centrifugación y autoclavado a 121 °C por 20 min	NT: 98.3% PT: 81.2%	Fotobiorreactores de placa plana para exteriores fabricados en metacrilato transparente	(Z. Chen et al., 2020)
<i>Chlamydomonas sp. QWY37 (cepas nuevas)</i>	Ocho días	Ninguno	DQO: 81% NT: 96% PT: 100%	Sistema estático simicontinuo y en dos etapas, para cultivo mixotrófico con iluminación	(Qu et al., 2020)

				continua e inyección de CO, y heterotrófico	
<i>Chlorella sorokiniana</i> , <i>Coelastrella sp.</i> y <i>Acutodesmus nygaardii</i>	Seis días	Esterilización	DQO: 92% NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N: 90% PT: 100%	Sistema por lotes con aireación externa de CO <sub>2</sub>	(Lee et al., 2021)
<i>Neochloris aquatica CL-M1</i>	Site días	Centrifugación, ajuste de pH, sin dilución	DQO: 81.7% NH <sub>3</sub> -N: 96.2%	Sistema por lotes con aireación externa de CO <sub>2</sub>	(Y. Wang et al., 2017)
Géneros <i>Stigeoclonium</i> , <i>Chlorellaceae</i> , <i>Scenedesmaceae</i> , <i>Chlamydomonadaceae</i>	208 días	Ninguno	DQO: 59% NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N: 90% PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> : 90%	Laguna de algas de alta tasa (raceway), al aire libre	(Rossi et al., 2022)
Consortio de <i>Tribonema sp.</i> y <i>Chlorella zofingiensis</i>	Ocho días	Digestión anaeróbica, esterilización, y dilución	DQO: 95.9% NH <sub>4</sub> -N: 99% NT: 86.4% PT: 97%	Sistema estático con aireación externa.	(Cheng et al., 2020)

Nota: DQO: demanda química de oxígeno, NT: nitrógeno total, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N: nitrógeno amoniacal, PT: fósforo total. Fuente: elaboración propia.

Aunque la mayoría de las eficiencias obtenidas en los estudios a nivel internacional respecto al tratamiento de aguas residuales porcícolas superan el 80% para DQO, este valor en el estudio llevado a cabo por Rossi et al., 2022, no alcanzó el 60% en la remoción de este parámetro (véase tabla 2). La razón se debió a las tasas de carga orgánica y especialmente, a las condiciones climáticas desfavorables que se presentaron durante 2 meses, en los cuales la irradiancia de luz y la temperatura fueron subóptimas ( $^{\circ}\text{T} < 25^{\circ}\text{C}$ , por presentarse estaciones climáticas), y por consiguiente, la actividad fotosintética fue fuertemente reducida, dándose lugar a alta actividad heterótrofa en estos periodos (Rossi et al., 2022), pero posiblemente en menor proporción en las horas nocturnas; factor que influye en los sistemas abiertos en exteriores (véase la sección en éste capítulo de: factores que afectan la eficiencia en la remoción de nutrientes por las microalgas).

De manera semejante se presentaron resultados atípicos en la eficiencia de remoción de PT, en la investigación llevada a cabo por Romero, 2019, quien registró eficiencias de 56.48% y 50.16% de PT por parte de *Chlorella spp* y *Spirulina maxima*. Contrario a la mayoría de los estudios, las cuales por encima del 80% (PT). La razón se debió a la dilución (2 diluciones) a la que se recurrió en el experimento, por lo cual, debido a la naturaleza del agua residual porcícola usada, se impactó el crecimiento de las microalgas y, por ende, influyó en el rendimiento en la remoción de nutrientes. Cabe destacar que el experimento mencionado tuvo una duración de 6 días.

Se observa en la tabla 2 que, en 6 de los 10 estudios allí plasmados, se emplearon especies del género *Chlorella*, como *Chlorella vulgaris*, *Chlorella sorokiniana*, *Chlorella sp.* y *C. sofingiensis*. Las cuales, en su mayoría presentaron una eficiencia en eliminación de parámetros que oscilaron entre el 88% y 100%, ya sea cultivadas individualmente o en consorcios. Es decir, se evidencia que las especies más usadas para el tratamiento de agua residual porcícola pertenecen a este género.

Por otra parte, es importante resaltar que las microalgas de la clase Chlorophyceae como *Chlorella* y del género *Scenedesmus* son especialmente adecuadas para tratar agua residual porcícola, tolerando altas

concentraciones de amoníaco, el cual en dichas concentraciones es tóxico, especialmente cuando el medio en el cual son cultivadas no está diluido; o siendo cultivadas en condiciones al aire libre por largos periodos de tiempo, con altas concentraciones de nitrógeno amónico, y con solo un pretratamiento de filtrado en arena; principalmente *Chlorella*, quien llega a ser la más dominante en dichas condiciones, como reporta (Ayre et al., 2017). Son pues, robustas y versátiles, especialmente debido a su capacidad para crecer en diferentes aguas residuales, incluida la de origen porcino (Rossi et al., 2022). Solo una cantidad limitada de cepas dentro del género *Chlorella* sp. y *Scenedesmus* sp. se han encontrado adecuadas para el cultivo en agua residual agrícola e industrial debido a que utilizan mecanismos como la bioadsorción, biodegradación, bioacumulación y la habilidad de crecimiento mixotrófico y heterotrófico (K. Li et al., 2019; Ali et al., 2022). Las especies de *Chlorella* son muy usadas para tratar la mayoría de las aguas residuales por su destacable versatilidad y capacidad de adaptabilidad al medio de cultivo, expresado en un rápido crecimiento (Ramírez & Gutiérrez, 2022). Se ha reportado que *Chlorella* sp. es uno de los 8 géneros más tolerantes, y es altamente tolerante a compuestos orgánicos solubles; muchas cepas son capaces de adaptarse a altas concentraciones de nitrito; también bajo la exposición a altas temperaturas, la maquinaria fotosintética de especies como *Chlorella saccharphila* cambia para adaptarse a esas condiciones, además de aclimatarse a otras condiciones de cultivo con alta concentración de compuestos tóxicos; la especie más popular de este género es *Chlorella vulgaris*, por su buen desempeño sobre residuos y toxicidad, por su versatilidad metabólica (L. Wang et al., 2018). *Chlorella* tiene una tasa de crecimiento específico constante a pH mayor a 4.2, es resistente a condiciones extremas de pH alcalino, su principal mecanismo de depuración de aguas es fotoautótrofo, pero también mixotrófico y heterótrofo; tiene una alta tolerancia a la temperatura y a la concentración de CO<sub>2</sub>, pues, puede mantener el crecimiento a temperaturas entre 35 °C a 42 °C y a una concentración de dióxido de carbono de 25% a 40%, además de ser el género predominante en sistemas de cultivo usando aguas residuales como medio de cultivo (Polo y Vargas, 2019; Bhatt et al., 2022a; Leite et al., 2019).

### ***Estudios llevados a cabo en Colombia aplicando microalgas para la depuración de aguas residuales porcícolas***

A continuación, se analizan los valores de las eficiencias obtenidas (ver tabla 3) en los tres trabajos desarrollados a nivel nacional.

Pedrerros & Rodríguez, 2019, obtuvieron una remoción de  $\text{PO}_4^{-3}$  de 55.7%, en un reactor tipo pecera expuesto a 24 horas de suministro de luz, en un agua residual porcina sin diluir. Este valor de las eficiencias se debió a las formas de fosfatos presentes en el medio (ortofosfatos, polifosfatos y fosfatos orgánicos), los cuales no fueron asimilables en los primeros 8 días del experimento, para las microalgas. Las cuales tuvieron que hidrolizarlos para convertirlos en formas fosfatadas más simples y asimilables. Además, se destaca especialmente que las microalgas no fueron aclimatadas previamente al agua residual ni a las condiciones de exposición a la luz. Por lo cual, pudieron sufrir un periodo de estrés desde el día 0 al 8, pasados los cuales, las microalgas adaptaron su metabolismo a las condiciones del medio y al suministro constante de luz, e iniciaron el proceso de depuración (Pedrerros & Rodríguez, 2019).

Mientras que Ramírez & Gutiérrez, 2022, obtuvieron en general altas eficiencias en remoción de DBO,  $\text{PO}_4^{-3}$ ,  $\text{NO}_3^-$ , gracias a la buena capacidad de adaptación y crecimiento de las cepas de microalgas que emplearon. Solo en el caso de la DQO, las eficiencias alcanzaron un 69%, debido a una falla del compresor de aire del reactor biológico en el primer día de tratamiento; la cual duró 24 h, permitiendo que las bacterias presentes en el medio degradaran la materia orgánica presente en el medio, consumiendo el oxígeno disuelto y por consecuencia, reduciendo la eficiencia en remoción de este parámetro (Ramírez & Gutiérrez, 2022). Con todo se concluye que, el agua tratada por las 2 cepas cumple con los límites máximos permisibles para su vertimiento a cuerpos hídricos superficiales, establecidos en la Res. 0631 de 2015.

Finalmente, en el caso del estudio realizado por Narváez & Silva, 2020, los cuales reportaron unas eficiencias en eliminación de DQO de máximo 50% y de  $\text{NO}_3^-$  de 60%. La razón según los autores fue el

tipo de dilución que se realizó (dilución media de 30%), es decir entre mayor sea la dilución, mejor serán las eficiencias en remoción de dichos contaminantes. Sin embargo, acorde a lo establecido por la Res. 0631/15 en su capítulo VI y artículo 9, respecto a vertimientos puntuales para la actividad de cría de cerdos, se redujo la DQO hasta niveles aceptables. Mientras que, respecto a nitratos, la norma solo exige su análisis y reporte (Narváez & Silva, 2020).

Son particularmente pocos los documentos de estudios e investigaciones encontrados en la presente investigación relacionados con tratamiento de aguas residuales porcícolas a base de microalgas, durante el periodo de tiempo comprendido entre 2017 y 2022. Esto indica que, la investigación en este campo, aún se encuentra en fase temprana, y se presenta una excelente oportunidad para la realización de nuevas investigaciones que busquen llenar los vacíos de conocimiento respecto al tratamiento de aguas residuales porcícolas a base de microalgas, especialmente, aquellos relacionados a sistemas ya sea abiertos o cerrados, en exteriores, además de aquellos a escala de laboratorio, y así aportar nuevos conocimientos y soluciones que puedan a futuro reducir las limitaciones dichos sistemas presentan.

### ***Factores que afectan la eficiencia en la remoción de nutrientes por las microalgas***

Existen factores bióticos y abióticos, que pueden afectar el rendimiento en la remoción de nutrientes por parte de las microalgas, entre los que se encuentran: características del agua residual, la intensidad de la luz, los ciclos luz-oscuridad, la proporción C/N y N/P, la temperatura, el suministro de CO<sub>2</sub> y el modo de cultivo.

### ***Características del agua residual***

Las características del agua residual influyen directamente en la tasa de crecimiento o de inhibición de las microalgas, la tasa de remoción de nutrientes y la producción de biomasa. Dichas características



están definidas por parámetros químicos como la concentración de nitrógeno amoniacal ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ), la demanda química de oxígeno (DQO), la demanda biológica de oxígeno (DBO), turbidez, metales pesados, pH, color, entre otros (K. Li et al., 2019). La interacción entre las microalgas y el agua residual es de importancia crítica, por lo cual, es pertinente caracterizar el agua residual, debido a que las microalgas tienen unas condiciones óptimas para su cultivo, y que en las situaciones reales las características del agua residual no encajan con estas condiciones óptimas para su crecimiento. Por ende, se emplean dos estrategias: (1) la selección o entrenamiento de las especies de algas para su adaptación al ambiente del agua residual y (2) la modificación de las aguas residuales para satisfacer las condiciones del crecimiento microalgal (Ali et al., 2022); de ahí, que, en la mayoría de los estudios e investigaciones adelantados, como pretratamiento se emplea la dilución del agua residual porcícola, junto con la selección de especies de microalgas mejor adaptadas.

#### *Intensidad de luz*

Teniendo en cuenta los mecanismos de alimentación de las microalgas, y, por ende, el sistema de cultivo que se emplea (por ejemplo, un sistema fotoautótrofo o mixotrófico), este es proporcional al crecimiento o inhibición de las microalgas, y como consecuencia, la eficiencia en la remoción de contaminantes. En el caso de cultivos fotoautótrofos, la alta densidad celular puede limitar el suministro de luz, reduciendo el crecimiento de las microalgas, pero ocurre lo contrario en aquellos mixotróficos, en donde se presentan tanto alimentación fotoautótrofa como heterótrofa (consumiéndose compuestos orgánicos en paralelo a la fotosíntesis); es decir, la intensidad de luz es un factor limitante (Ali et al., 2022).

*Estudios llevados a cabo en Colombia aplicando microalgas para la depuración de aguas residuales porcícolas*

Tabla 3 Estudios llevados a cabo en Colombia en materia de sistemas de tratamiento de agua residual porcícola a base de microalgas

Especies	Tiempo de retención hidráulica	de Pretratamiento	de Eficiencia de remoción	Método usado	Referencia
Consortio de <i>Gomphonema</i> Agardh, <i>Bulbochaete</i> C. A. Agardh, <i>Chlorella vulgaris</i> , <i>Gonatozygon monotaenium</i> , <i>Chroococcus turgidus</i> , <i>Closterium aciculare</i> , Spirogyra, <i>Oscillatoria vaucher sp</i> , y <i>Cylindrospermum</i>	Quince días	Con y sin dilución	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> : 81.5% PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> : 55.7%	Sistema abierto tipo pecera (recipiente en forma de pecera) y tipo botella, con aireación constante	(Pedreros & Rodríguez, 2019)
<i>Chlorella sp</i> y <i>Cianobacteria</i>	Cuatro días	Dilución	DBO: 98% DQO: 69% PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> : 97% NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> : 88%	Equipo (reactor) de depuración biológica a pequeña escala modelo “TA-DB-001/PE”	(Ramírez & Gutiérrez, 2022)
Consortio microalgal con dominancia de especies del género <i>Chlorella</i> y <i>Scenedesmus</i>	Siete días	Sedimentación por 24 h	DQO: 40-50% DBO: 60-80% NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> : 70-80% NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> : 60%	Sistema estático con aireación externa.	(Narváez & Silva, 2020)

Nota: DQO: demanda química de oxígeno, DBO: demanda biológica de oxígeno, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>: nitratos, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>: nitritos, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N: nitrógeno amoniacal, PO<sub>4</sub><sup>-3</sup>: fosfatos. Fuente: elaboración propia.

### *Ciclos luz-oscuridad*

Como se mencionó anteriormente, la intensidad de la luz está correlacionada positivamente con la productividad de biomasa y remoción de nutrientes del agua residual. Ahora bien, en condiciones naturales la energía lumínica proporcionada por el sol solo está disponible para las microalgas durante doce horas (en áreas cerca al ecuador), es decir, durante el día, mientras que las horas restantes son de oscuridad; a este ciclo se le conoce como fotoperiodo. Por tanto, éste también es un parámetro clave para el tratamiento de aguas residuales a base de microalgas, debido a que los ciclos de oscuridad afectan negativamente la remoción de nitrógeno y fósforo por parte de las microalgas (K. Li et al., 2019), como ocurre cuando se exponen a alta intensidad de luz conllevando a un daño foto oxidativo de los aparatos fotosintéticos de las microalgas, y generando fotoinhibición del crecimiento (Nagarajan et al., 2020). Generalmente, el cultivo de microalgas puede realizarse en intensidad de luz variable o distintos fotoperiodos: en oscuridad total, limitación de luz, saturación de luz e inhibición de luz (Y. Wang et al., 2017).

### *Temperatura*

Es ya conocido que la temperatura influye directamente todas las reacciones químicas, y, por ende, en el desarrollo de todos los procesos biológicos. Por tanto, en las microalgas determina su crecimiento, y es un factor crucial para el crecimiento de ellas en sistemas abiertos ubicados en exteriores, y en la remoción de amoníaco en aguas residuales porcinas, teniendo grandes efectos sobre el consumo de amoníaco por parte de las microalgas; las máximas eficiencias de remoción de nutrientes ( $\text{NH}_3\text{-N}$ ) y de concentración de biomasa se han obtenido a una temperatura de  $25^\circ\text{C}$ ; dichas eficiencias disminuyen cuando la temperatura se incrementa por encima de  $30^\circ\text{C}$  (Y. Wang et al., 2017). Asimismo, la temperatura puede afectar el consumo y recuperación de fósforo de las aguas residuales por las microalgas (Zhao et al., 2022). Este parámetro, al igual que la intensidad de la luz, es importante tener en cuenta en regiones que presentan estaciones, y en los cuales se desea implementar sistemas al aire libre, debido a que en las variaciones estacionales se observa una considerable diferencia de temperatura en la noche, respecto del día,

especialmente en el invierno, ya que, la productividad de biomasa, la eficiencia en la remoción de nutrientes y biodegradación de contaminantes es muy baja durante estos meses (Bhatt et al., 2022a; Nagarajan et al., 2020).

### *Suministro de CO<sub>2</sub>*

El carbono es el macronutriente más esencial para las microalgas, seguido por el nitrógeno (Romero, 2019), puesto que se encuentra presente en todos los principales componentes celulares, como en los carbohidratos, aminoácidos, ácidos nucleicos y lípidos.

En los cultivos foto-autotróficos, la adición al medio de CO<sub>2</sub> gaseoso o soluble es determinante en el cultivo de microalgas para tratar aguas residuales por las siguientes razones (1) mejora la eficiencia del tratamiento y el crecimiento autotrófico de las microalgas, especialmente cuando las otras fuentes de carbono son limitadas, y (2) el suministro de CO<sub>2</sub> ayuda a controlar la variación del pH del agua durante la fotosíntesis (por el aumento de iones hidroxilo el pH asciende), evitando el impacto sobre la eficiencia en remoción de nutrientes, puesto que, a pH <8 se limita la volatilización de amoníaco, y a pH >9, normalmente se presenta la precipitación del fósforo. Por lo cual, el CO<sub>2</sub> impacta positivamente la eficiencia en la remoción de fósforo (K. Li et al., 2019). Es decir, en este método de cultivo el carbono es un elemento limitante, debido a que la mayoría del carbono orgánico presente en las aguas residuales no está disponible para las microalgas, por lo que se cree que es la causa probable de las eficiencias de remoción relativamente bajas de DQO, alcanzadas con sistemas de tratamiento fotoautótrofos a base de microalgas (Nagarajan et al., 2020). Por el contrario, en un cultivo mixotrófico, aunque la actividad fotosintética es promovida en presencia de altas concentraciones de CO<sub>2</sub>, mientras que, en ausencia de luz, las microalgas utilizan el carbono orgánico presente en el agua residual, y es en estas condiciones de crecimiento que la eficiencia de remoción de DQO es mayor, por lo cual, ni la irradiación de luz ni el carbono son factores limitantes (S. A. López et al., 2022).

### *La proporción C/N y N/P*

Aunque la proporción de C/N y N/P varían con el tipo de agua residual, juegan un papel importante en la asimilación de nutrientes, siendo cruciales para la productividad potencial como para la dominancia de las especies de microalgas que removerán los nutrientes gracias a estos, teniendo en cuenta que las proporciones C/N y N/P de las aguas residuales no son las óptimas para un rápido crecimiento de las microalgas; especialmente la relacionada al C/N porque su balance es una manera simple y eficiente de promover la asimilación de nitrógeno, pudiéndose alcanzar eficiencias de remoción de  $\text{NH}_4\text{-N}$ , NT, PT y DQO, de 100%, 96%, 90% y 93%, respectivamente (K. Li et al., 2019).

En el caso de la proporción de C/N en agua residual porcícola, se obtuvo una alta viabilidad celular, concentración de biomasa, reducción de amoníaco y su toxicidad, a una proporción de 25/1, lo que produjo la división celular y estimuló la absorción de amoníaco por parte de *Chlorella vulgaris* (S. A. López et al., 2022).

El alterar las proporciones de N/P es importante para el mejoramiento del crecimiento microalgal, la eficiente remoción de amonio y la acumulación de carbohidratos. Pero cabe resaltar que, incrementar la concentración de fosfatos no incrementa más la producción de biomasa ni el contenido de carbohidratos (Y. Wang et al., 2017). Por otro lado, Wang et al., 2017, describió que el disminuir la proporción de nitrógeno frente a la del fósforo, genera el aumento en las eficiencias de ciertos parámetros, pero disminuye la utilización de fósforo por las microalgas, del 100% al 46.3%; específicamente al disminuir la proporción de 15/1 a 1.5/1, la eficiencia de remoción de DQO y amonio aumenta del 66% al 81.7% y del 80.4% al 96.2%. Lo cual parece prometedor, pero Wang y colaboradores, logran determinar que es mucho mejor para el cultivo con *Neochloris aquatica*, tratanto agua residual porcícola, una proporción de N/P de 5/1 debido a que se obtienen ligeramente eficiencias de remoción de DQO y amonio más bajas, del 73.5% y 92.5%, respectivamente, pero con una eficiencia en la remoción de fósforo de 85.6%, y una producción de biomasa de  $6.10 \text{ g L}^{-1}$ .

Es de notar, que lo anterior es debido a que el bajo contenido de nitrógeno en el agua residual limita la capacidad de absorción de fósforo de las microalgas, al tiempo que aumenta la proporción de carbohidratos y lípidos en la biomasa, por lo que es menester proporcionar suficiente nitrógeno como una forma posible de mejorar la eficiencia de eliminación de fósforo por parte de las microalgas (K. Li et al., 2019).

#### *Modo de cultivo*

Teniendo en cuenta los diferentes tipos de alimentación o metabolismos que presentan las microalgas, es posible cultivarlas acorde a ellos. En el capítulo I, se mencionó que estos tipos de alimentación son, el fotoautótrofo, el heterótrofo, mixotrófico, y el foto-heterótrofo. Es usual que los tres primeros sean los más utilizados a la hora de cultivar las microalgas y tratar efluentes de aguas residuales, ya que, se utilizan la luz y compuestos de carbono orgánicos e inorgánicos para sintetizar sustancias orgánicas. Sin embargo, se han observado diferencias significativas en el tratamiento de aguas residuales bajo estos tres modos de cultivo.

Aunque el cultivo heterotrófico muestra ciertas ventajas respecto al foto-autotrófico, como el no requerimiento de luz, una productividad más alta apoyada por una concentración de fuentes de carbono más alta y también una eficiencia mayor en la eliminación de carbono orgánico, y su facilidad en la cosecha debido a la densidad celular mayor; es importante notar que las microalgas son principalmente fotosintéticas y muy pocas son heterótrofas facultativas, es por ello, que los cultivos mixotróficos traen más flexibilidad para el crecimiento de las microalgas, llevando a eficiencias mayores en la eliminación de nutrientes y productividad de biomasa, debido a que los cultivos fotoautotróficos y heterótroficos se complementan, por el hecho de asimilar carbono orgánico e inorgánico en presencia de luz mitigándose así el impacto en las eficiencias por la inhibición y la limitación de luz (K. Li et al., 2019).

También se han investigado y desarrollado cultivos que evalúan la eficiencia de cultivos de microalgas en simbiosis con bacterias, los cuales han mostrado que mejoran la eficiencia en la remoción de DQO y nutrientes de los efluentes (Cheng et al., 2020); en cultivos de *Chlorella vulgaris* se removieron

en simbiosis con bacterias indígenas en agua residual porcina, 75% de NTr, 63.88% de PTr y 57% de DQO (López-Sánchez et al., 2022). Esto es debido a las interacciones mutualistas entre algas y bacterias (dependen del tipo de especies) que promueven el cremento de las microalgas y muestran interacciones benéficas, como, por ejemplo, *Dunaliella* sp. en co-cultivo con *Alteromonas* sp, entre otras especies de bacterias, como *Rhizobium*, que tienen una compatibilidad universal con las microalgas, con especies como *Chlorella vulgaris*, *Chlamydomonas reinhardtii*, *Scenedesmus* sp. y *Botryococcus braunii* (S. A. López et al., 2022). Lo anterior se explica por el hecho de que generalmente las bacterias asimilan el carbono orgánico presente en el medio para su crecimiento, y proveen CO<sub>2</sub>, el cual el más favorable para las microalgas, mientras que éstas producen oxígeno y otros nutrientes que pueden ser utilizados por las bacterias; esta combinación puede mejorar la eficiencia en la remoción de nitrógeno y fósforo, aumentar la tasa de producción de biomasa para los dos organismos (K. Li et al., 2019). Esto representa una ventaja en el tratamiento de aguas residuales porcícolas, pues, no es necesario una dilución mayor a 5 veces del agua residual, lo que representaría un mayor gasto de agua por la gran cantidad que habría de consumirse y en los costos de esta; diluirla 5 veces parece ser óptimo (Cheng et al., 2020). Otra ventaja de los consorcios alga-bacteria es que son más robustos contra los contaminantes y las fallas del cultivo (Ali et al., 2022).

Sin embargo, a pesar de los beneficios que se han mencionado, las bacterias compiten o incluso son antagónicas para las microalgas, pudiendo inhibir significativamente su crecimiento (Qu et al., 2020), disminuyendo tanto la producción de biomasa como la tasa de eliminación de nutrientes (K. Li et al., 2019), por lo que para prevenir esto, se realiza comúnmente la esterilización con vapor en auto clave, en cultivos que no emplean consorcios bacteria-alga (C. Y. Chen et al., 2020).

Otro caso de competencia que se puede presentar en los consorcios bacteria-alga es, por ejemplo, como menciona López et al., 2022, que las bacterias nitrificantes transforman el nitrógeno amoniacal a nitritos y luego a nitratos, los cuales no son asimilados fácilmente por las microalgas (S. A. López et al., 2022), por ende, reduciéndose la eficiencia en cuanto a remoción de dicho elemento. Además, estudios han mostrado que algunas microalgas presentan metabolitos con efectos bactericidas, como la clorelina, que

impacta a las bacterias Gam positivas y Gam negativas, y que inhiben la detección de quórum de las bacterias; por su parte, algunas especies de bacterias pueden secretar sustancias tóxicas como la estreptomicina, la cual puede afectar la transcripción de genes relacionada con la fotosíntesis y bloquear el transporte de electrones de las microalgas, o secretar metabolitos con efectos alguicidas, y competir por el CO<sub>2</sub>, en el caso de las bacterias nitrificantes, cuando se encuentran bajo condiciones de limitación de carbono (Liu et al., 2017).



## **CAPÍTULO III. TIPOS DE REACTORES UTILIZADOS EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES PORCINAS**

### **Introducción**

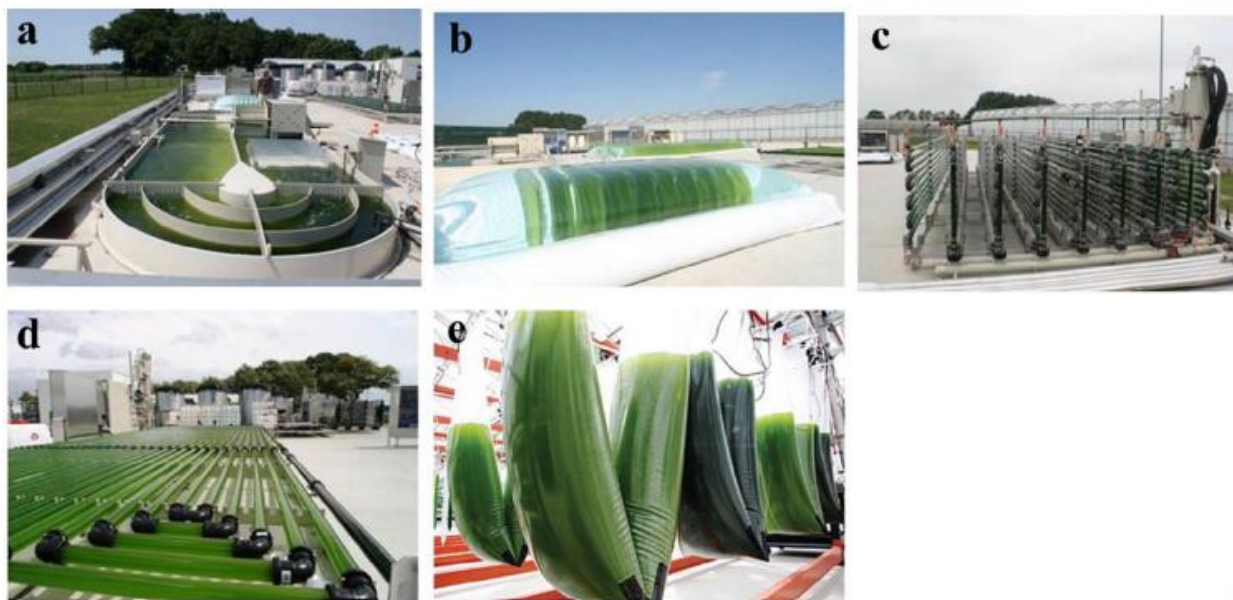
Como se ha expuesto en los anteriores capítulos, las microalgas presentan una excelente versatilidad metabólica y mecanismos de depuración de aguas residuales, logrando altas eficiencias en la remoción de DQO, NT, PT, y metales pesados de los efluentes de agua residual porcícola. Se ha expuesto los resultados de las eficiencias en remoción de parámetros fisicoquímicos, en tratamientos de aguas residuales porcícolas de diferentes países y de Colombia, además de conocer los factores bióticos y abióticos que afectan el cultivo de microalgas en los sistemas de tratamiento. Ahora, se establecerán los diferentes tipos de biorreactores usados en el tratamiento de agua residual a base de microalgas, sus ventajas y limitaciones en materia de productividad, mantenimiento y mantenimiento. Además, las limitantes y desafíos a resolver en los sistemas de tratamiento de aguas residuales a base de microalgas.

### **Desarrollo tema**

Muchos investigadores han hecho grandes esfuerzos sobre el diseño y operación de procesos tratamiento a base de microalgas, para alcanzar tanto una alta eficiencia como la rentabilidad para sistemas de tratamiento de agua residual. Los fotobiorreactores son sistemas cerrados empleados en el tratamiento de aguas residuales a base de microalgas, entre los cuales se destacan los de tipo tubular, de columna, de panel plano (FP PBR, siglas en inglés), los de marco suave (SF PBR, siglas en inglés), y sistemas híbridos de microalgas adheridas, como los fotobiorreactores de membrana (MPBR, siglas en inglés), (K. Li et al., 2019); así como los de tipo depurador de césped de algas (MTS), reactor rotativo de biopelícula de algas (RABR, siglas en inglés), reactor de biofilm fototrófico plano, el fotobiorreactor de biopelícula tubular y

los de membrana de biopelícula de algas (BMPRB) (Ali et al., 2022; Liu et al., 2017) entre otros (ver Fig 4 y 5).

*Figura 4 Sistemas (fotobiorreactores) tradicionales usados en el cultivo de microalgas*



Nota: (a) lagunas raceway (no es un fotobiorreactor), (b) fotobiorreactor de panel plano (FP PBR), (c) fotobiorreactor tubular vertical (VT PBR, siglas en inglés), (d) fotobiorreactor tubular horizontal (HT PBR, siglas en inglés) y (e) fotobiorreactor de marco suave (SF PBR). Fuente: (K. Li et al., 2019).

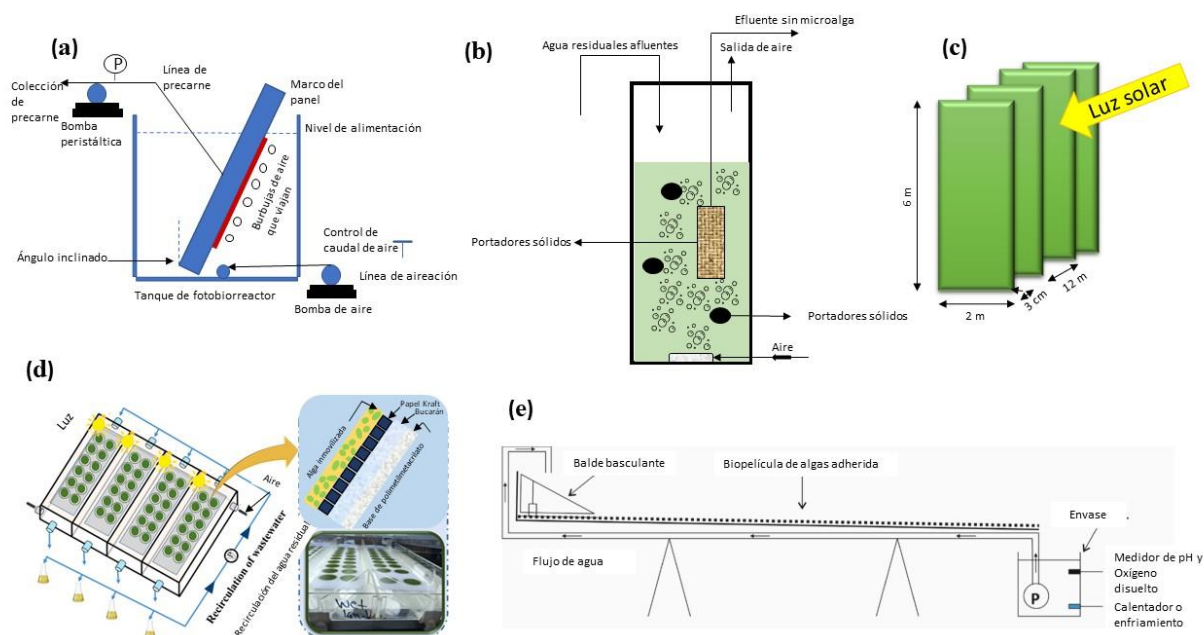
Sin embargo, la mayoría de los estudios relacionados al uso de microalgas para el tratamiento de aguas residuales porcícolas han sido desarrollados en biorreactores a pequeña escala de laboratorio (López et al., 2021) y ha habido pocos estudios en los cuales el tratamiento de agua residual a escala piloto sea en exteriores, tratando aguas residuales porcinas (Rossi et al., 2022). Por ejemplo, en una planta de tratamiento de agua residual en Brasil, se emplearon 3 fotobiorreactores de panel plano, cada uno con una capacidad de 50 L, para tratar una mezcla de agua residual municipal y porcina, como una solución económica para reducir costos de cultivo por la alta dilución que se requeriría para tratar agua residual porcícola, no sin previamente tratar la mezcla mediante un tratamiento anaeróbico (Manto de lodo anaeróbico de flujo ascendente, UASB por sus siglas en inglés), obteniendo eficiencias en remoción por parte de *C. sorokiniana* de: 19.2% (DQO), 100% (NH<sub>3</sub>) y 60% (PO<sub>3</sub>) (Leite et al., 2019).

Otros estudios publicados sobre tratamiento a escala piloto de aguas residuales porcícolas a base de microalgas al aire libre y en interiores, usando biorreactores (fotobiorreactores de columna de burbujas) y también lagunas raceways, fueron llevados a cabo por Morillas-España et al., 2021, Pizzera et al., 2019 y Ayre et al., 2017, los cuales obtuvieron eficiencias en remoción de 70.5% y 63.3% (NT), >90% (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), 30.3% y 43.1 % (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>), para los fotobiorreactores y de 95.8% y 75.2 % (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), 58% (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) para el reactor raceway, en el primer caso.

En el caso de Pizzera et al., las eficiencias alcanzadas fueron para la DQO, de 29%, 80% (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), 20% (NT) para laguna raceway. Por otra parte, el fotobiorreactor presentó aproximadamente 75% (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) y 22% (NT).

Estos bajos rendimientos en remoción de DQO, en este caso particular se deben a la naturaleza recalcitrante de la materia orgánica residual presente en el digestato que se empleó en el experimento, el cual al ser procedente de plantas de biogás que operan con largos tiempos de retención hidráulica, un alto porcentaje de materia orgánica presente en las aguas residuales porcinas había sido removido eficazmente mediante un proceso de degradación anaerobia (Pizzera et al., 2019). En otras palabras, debido a que en el proceso anaeróbico los compuestos orgánicos fácilmente degradables son convertidos en biogás, queda solo la DQO residual, correspondiente a la fracción de materia orgánica más recalcitrante. Mientras que, en el caso de nitrógeno amoniacal versus el nitrógeno total, según los autores, se explica por el hecho de que las bacterias contribuyen grandemente en la oxidación del amoniacal, y, por tanto, en la remoción de nitrógeno amoniacal total, pero no en la remoción del nitrógeno total, el cual depende del crecimiento microalgal. Crecimiento que se vio afectado posiblemente por la competencia con otros organismos por sustratos comunes como el P y el CO<sub>2</sub>. Además, los altos niveles de pH afectan la oxidación del amoniacal y del nitrito, y la concentración de fósforo, causando la precipitación de sales de fosfato.

Figura 5 Nuevos diseños de fotobiorreactores usados en el tratamiento de aguas residuales



Nota: Algunos de los nuevos diseños de fotobiorreactores usados en el tratamiento de aguas residuales: (a) fotobiorreactor secuencial de membrana por lotes (SB-MPBR, siglas en inglés), (b) fotobiorreactor de membrana de biopelícula de microalgas (BF-MPBR), (c) fotobiorreactores de elevación por aire, (d) fotobiorreactor de doble capa (imagen modificada y editada del lenguaje inglés de Saleem et al., 2022) y (e) reactor tipo depurador de césped de algas (MTS) (editado al idioma español). Fuente : (Saidu et al., 2022), (Peng et al., 2020), (K. Li et al., 2019), (Saleem et al., 2022), (Gan et al., 2023).

Tabla 4 Ventajas y desventajas de diferentes biorreactores para el cultivo de microalgas.

		Ventajas	Desventajas
Sistema abierto	Laguna Raceway	<ul style="list-style-type: none"> <li>✓ Bajo costo.</li> <li>✓ Fácil de mantener, monitorear y operar.</li> <li>✓ Igualación de flujo</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Alto riesgo de contaminación.</li> <li>▪ Se requiere un área grande.</li> <li>▪ Pérdidas por evaporación.</li> <li>▪ Dependiente del clima.</li> </ul>
Sistema cerrado	Depurador de césped de algas	<ul style="list-style-type: none"> <li>✓ Bajo costo de operación.</li> <li>✓ Alta producción en comparación con sistemas abiertos.</li> <li>✓ Bajo riesgo de contaminación.</li> <li>✓ Fácil de mantener, monitorear y operar.</li> <li>✓ Absorbe eficazmente CO<sub>2</sub> del ambiente.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Se requiere una infraestructura considerable.</li> <li>▪ Se requiere un área relativamente grande y aguas residuales (menos que un estanque abierto)</li> </ul>

	Fotobiorreactor	<ul style="list-style-type: none"> <li>✓ Alto control y productividad.</li> <li>✓ Bajo riesgo de contaminación.</li> <li>✓ Fácil de mantener, monitorear y operar.</li> <li>✓ Absorbe eficazmente CO<sub>2</sub> del ambiente.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Alto costo.</li> <li>▪ Daño celular por esfuerzo cortante.</li> <li>▪ Sobrecalentamiento y bio-incrustaciones.</li> </ul>
	Sistemas híbridos	<ul style="list-style-type: none"> <li>✓ Productividad más alta.</li> <li>✓ Bajo riesgo de contaminación.</li> <li>✓ Fácil de mantener, monitorear y operar.</li> <li>✓ Absorbe eficazmente CO<sub>2</sub> del ambiente.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Amplia infraestructura.</li> <li>▪ Alto costo.</li> <li>▪ Diseño complejo.</li> </ul>

Fuente: Modificada de Ali et al., 2022.

Como conclusión el rendimiento de la laguna raceway fue ligeramente mejor que la del fotobiorreactor, pero se ve afectada por las condiciones ambientales (luz, temperatura y precipitación) y la contaminación por microorganismos. Aunque presenta unos costos operativos más bajos, una tasa de remoción específica más alta, y productividad relativamente superior (respecto al fotobiorreactor). Con todo, el fotobiorreactor de columna de burbujas puede ser operado al aire libre durante todo un año con equipos de calefacción de bajo costo para evitar el descenso de la temperatura por debajo de los 10 °C, y funcionar con un sistema de respaldo, en paralelo a la laguna raceway para en caso de fallas, mantener el inóculo microalgal durante la temporada de invierno (Pizzera et al., 2019).

Ayre et al., 2017, al igual que el anterior investigados, empleó una laguna raceway al aire libre para tratar un digestato anaeróbico no diluido de efluentes de porcicultura, y observar el nivel de aclimatación de diferentes especies de microalgas; al final la conversión máxima de nitrógeno amoniacal a biomasa fue de solo 10%. Se demuestra que las microalgas se pueden cultivar al aire libre en dichos efluentes, los cuales contengan un rango de concentración de amonio muy alto, entre 800 y 1600 mg N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> L<sup>-1</sup>, lo que resulta significativo, en los esfuerzos tendientes a solventar la necesidad de diluir las aguas residuales porcinas para su tratamiento a base de microalgas, como comúnmente se suele hacer.

### *Desafíos de los sistemas de tratamiento de agua residual porcícola a base de microalgas*

El tratamiento de aguas residuales porcícolas a base de microalgas es un método bastante prometedor según varias investigaciones, aunque tiene aún algunos desafíos y limitaciones por resolver para su posterior aplicación.

Se encuentran entre ellos los pocos experimentos llevados a cabo usando reactores al aire libre, las condiciones climáticas, la naturaleza de las aguas residuales, es decir, las altas concentraciones de amoníaco que pueden inhibir el crecimiento; y la necesidad de encontrar soluciones para reducir el consumo de agua usada para diluir el medio y evitar inhibición de las microalgas y obtener buenas eficiencias de remoción de nutrientes, llegando al punto en que se requiera de menor consumo de agua para estos fines y poder implementar esta clase de tratamiento en lugares que no cuentan con suministro de agua dulce, como intentaron solventar Ayre et al., 2017 mediante la bioprospección de microalgas capaces de crecer bien en efluentes porcícolas sin diluir.

Existen otras cuestiones influyentes para la aplicación exitosa de los sistemas de tratamiento a base de microalgas a largo plazo, las cuales son descritas por (K. Li et al., 2019), como:

#### *Efecto de sombreado de la luz*

Como se mencionó en anteriores capítulos la intensidad de luz en un cultivo de microalgas es un factor crucial y a tener en cuenta siempre, ya que de éste depende la productividad de biomasa y eficiencia en remoción, en un cultivo donde prima la fotosíntesis. Sin embargo, debido a la concentración de biomasa algal en el medio, se genera un efecto de sombreado de la luz, lo que limita la productividad de la biomasa en fotobiorreactores cuando se alcanza el gramo por litro de microalgas. En otras palabras, la biomasa de microalgas genera un efecto de turbidez que limita el paso de la luz y, por consiguiente, la capacidad fotosintética. Es por esto, que se debe considerar cuidadosamente este aspecto en el diseño y operación de fotobiorreactores. Sin embargo, los fotobiorreactores de placa plana son los que en menor medida se ven

afectados, teniendo una alta productividad por área ( $>24 \text{ g m}^{-2}$  por día<sup>-1</sup>) y una eficiencia fotosintética mayor o igual a 2.7%; le siguen los FBR tubulares verticales, tubulares horizontales y las lagunas raceway (K. Li et al., 2019).

#### *Proporción volumen a superficie (V/S)*

Esta proporción está estrechamente ligada al efecto de sombreado de la luz. Es decir, entre más baja sea esta proporción V/S mayor será la productividad volumétrica de la biomasa algal, porque se reduce el efecto de sombreado. Por ejemplo, los fotobiorreactores de panel plano tienen una relación V/S baja debido a su diseño es de forma cuboidal (semejante a un panel solar) y compuesto de materiales transparentes, lo que permite que la luz tenga un camino corto y pueda penetrar en el medio en todas direcciones, lo que mejora la tasa de conversión de la energía solar capturada a través de la fotosíntesis, provocando una mayor productividad de biomasa; lo mismo ocurre con respecto a los fotobiorreactores tubulares. Pero si se compara a las lagunas raceway, las cuales tienen una proporción V/S alta (requieren mayor área), con los FBR, estas necesitan un volumen mucho más alto para producir la misma cantidad de microalgas (K. Li et al., 2019). Esta es la razón por la que los costos de construcción de las lagunas raceway pueden ser mayores que el de los fotobiorreactores, aunque los costos de inversión y operación de estas son bajos, debido a que los FBR de panel plano tienen como mayor obstáculo, la generación de bioincrustaciones en su superficie y una limpieza difícil, reflejándose en mayores costos de operación y mantenimiento (Ali et al., 2022).

#### *Rentabilidad*

Una cantidad limitada de estudios que utilizan el proceso de tratamiento de agua residual porcícola, han analizado y discutido los costos y beneficios del proceso, mencionando la viabilidad de la ampliación del proceso, la cual está fuertemente relacionada con la contabilidad de costos, incluido el costo de inversión y el costo de operación, como por ejemplo (Rossi et al., 2022). Mientras que, K. Li et al., 2019

menciona que la viabilidad económica de FBR tubulares (de 30 m<sup>3</sup>) cuya operación sea de 2 años, indica que la mano de obra y la depreciación representan las proporciones principales (51.6% y 42.6%, respectivamente) del costo total de producción, y que los FBR absorben el 47% del costo del equipo, mientras que, el consumo de energía contribuye con el 76% de los costos de materias primas y servicios públicos, por lo cual el diseño y operación apropiados son factores críticos que influyen decisivamente la factibilidad económica de los procesos de tratamiento de agua residual a base de microalgas (K. Li et al., 2019).

Es por tanto necesario continuar con los esfuerzos de investigación que tiendan a analizar y mejorar la factibilidad económica del proceso de tratamiento de agua residual porcícola a base de microalgas, a fin de dar solución a las limitaciones mencionadas anteriormente y mejorar la adaptabilidad del proceso a diferentes escenarios de aplicación.



## CONCLUSIONES

Debido a su versatilidad metabólica, las microalgas son organismos promisorios para tratar una variedad de tipos de agua residual, usando rutas fototróficas, heterotróficas o mixotróficas, por lo cual es muy atractiva la tecnología de tratamiento de aguas residuales basado en microalgas, para el tratamiento avanzado de aguas residuales, especialmente las de origen porcino. Los principales mecanismos empleados por las microalgas en la depuración de aguas residuales son la bioadsorción, la bioacumulación, la biodegradación y en menor medida la foto-degradación, logrando buenas eficiencias en remoción de nutrientes (N y P), metales pesados como Cu y Zn, y antibióticos presentes en las aguas residuales porcícolas.

En general las eficiencias de remoción a tanto a nivel nacional como internacional han alcanzado el 95.9% para DQO, y de 100% para NT y PT, tratando aguas residuales porcícolas a base de microalgas. El género de microalga que posee mejores características para ser empleado en el tratamiento en cuestión corresponde a *Chlorella*, (seguido por *Scenedesmus*) por su versatilidad y capacidad de adaptabilidad al medio de cultivo (expresado en un rápido crecimiento), su elevada tolerancia a compuestos orgánicos solubles como amoníaco y nitrito, y otros compuestos tóxicos, a altas temperaturas, y su resistencia a pH alcalino.

Aunque hay bastante información a nivel internacional respecto a el tratamiento de aguas residuales porcinas a base de microalgas, en el país, aún es limitado el número de estudios e investigaciones que lleven a cabo a escala piloto un prototipo de biorreactor para dicho fin, indicando que el nivel de investigación en este campo se encuentra todavía en su primera fase.

Existen varios tipos de reactores empleados para el tratamiento de aguas residuales a base de microalgas como las lagunas raceway, los FBR de tipo tubular, de columna, de panel plano, y los híbridos de microalgas adheridas como los FBR de membrana. Todos presentan sus ventajas y desventajas. Por su

alta productividad el de panel plano el más apropiado, pero las más usadas por su bajo costo son las raceway.

## **RECOMENDACIONES**

Es muy importante y pertinente continuar con el estudio relacionado a la aclimatación de cepas de microalgas a medios de cultivos con agua residual porcícola no diluida, lo que permitiría un ahorro en los costos por el consumo de agua en lugares con carencia de este recurso; o a su vez, analizar la efectividad de dilución de agua residual porcícola con otros tipos de agua residual procedente de otros sectores productivos.

La cantidad limitada de estudios llevados a Colombia no representa *per se* un aspecto negativo, sino una excelente oportunidad para la realización de más investigaciones en los próximos años que busquen llenar los vacíos de conocimiento en cuanto al uso de este sistema de tratamiento, tanto a escala de laboratorio como al aire libre. Especialmente, por el aspecto relacionado con la incertidumbre que hay en cuanto a si los mismos rendimientos y eficiencias en remoción de nutrientes son los mismos en sistemas cerrados o abiertos ubicados al aire libre como a escala de laboratorio, teniendo en cuenta los distintos factores críticos para el cultivo de microalgas (temperatura, intensidad de luz, etc.) y la selección de materiales económicos y durables para la construcción de reactores.

Es necesario continuar con los esfuerzos de investigación que tiendan a analizar y mejorar la factibilidad económica del proceso de tratamiento de agua residual porcícola a base de microalgas, a fin de dar solución a las limitaciones mencionadas anteriormente y mejorar la adaptabilidad del proceso a diferentes escenarios de aplicación.

## BIBLIOGRAFÍA

- Ali, S. S., El-Sheekh, M., Manni, A., Ruiz, H. A., Elsamahy, T., Sun, J., & Schagerl, M. (2022). Microalgae-mediated wastewater treatment for biofuels production: A comprehensive review. In *Microbiological Research* (Vol. 265). Elsevier GmbH. <https://doi.org/10.1016/j.micres.2022.127187>
- Asociación Porkcolombia Fondo Nacional de la Porcicultura. (9 de marzo de 2018). Boletín Análisis de Coyuntura del Sector Porcicultor para el año 2017 y perspectivas 2018. Recuperado de: [https://porkcolombia.co/wp-content/uploads/2019/02/Bol\\_Inf\\_2017I.pdf](https://porkcolombia.co/wp-content/uploads/2019/02/Bol_Inf_2017I.pdf)
- Asociación Porkcolombia Fondo Nacional de la Porcicultura. (2022). Boletín económico 2022. Recuperado de: <https://porkcolombia.co/boletin-economico-2022/>
- Ayre, J. M., Moheimani, N. R., & Borowitzka, M. A. (2017). Growth of microalgae on undiluted anaerobic digestate of piggery effluent with high ammonium concentrations. *Algal Research*, 24, 218–226. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2017.03.023>
- Bhatt, P., Bhandari, G., Bhatt, K., & Simsek, H. (2022a). Microalgae-based removal of pollutants from wastewaters: Occurrence, toxicity and circular economy. *Chemosphere*, 306, 135576. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135576>
- Bhatt, P., Bhandari, G., & Bilal, M. (2022b). Occurrence, toxicity impacts and mitigation of emerging micropollutants in the aquatic environments: Recent tendencies and perspectives. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(3). <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107598>
- Bhatt, P., Bhandari, G., Turco, R. F., Aminikhoie, Z., Bhatt, K., & Simsek, H. (2022c). Algae in wastewater treatment, mechanism, and application of biomass for production of value-added product. *Environmental Pollution*, 309. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119688>
- Cáceres, M. Y. L., & Martos, S. V. E. (2022). CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL DE LA POSTA DE SALUD “SAMANA CRUZ”–CAJAMARCA, 2021.
- Cardoso, V. L. M. C. V. L. M., Escalante, E. V. E., Ramírez, C. M. E., & Tomasini, O. A. C. (2021). *Guía para el tratamiento de las aguas residuales porcinas*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. <https://doi.org/10.24850/b-imta-2021-01>
- Carrera, R. J. P. (2021). Diseño, construcción y modelación de un reactor biológico de membranas MBR a escala piloto para la evaluación del tratamiento de aguas residuales de una industria farmacéutica.
- Centro de Ciencia y Tecnología de Antioquia – CTA. (2017). Informe de Avance. Misión Crecimiento Verde. Recuperado de: [https://www.dnp.gov.co/Crecimiento-Verde/Documents/ejes-tematicos/Agua/20180422\\_DIAGNOSTICO\\_Vfinal.pdf](https://www.dnp.gov.co/Crecimiento-Verde/Documents/ejes-tematicos/Agua/20180422_DIAGNOSTICO_Vfinal.pdf)
- Chen, C. Y., Kuo, E. W., Nagarajan, D., Ho, S. H., Dong, C. Di, Lee, D. J., & Chang, J. S. (2020). Cultivating *Chlorella sorokiniana* AK-1 with swine wastewater for simultaneous wastewater treatment and algal biomass production. *Bioresource Technology*, 302. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122814>
- Chen, Z., Shao, S., He, Y., Luo, Q., Zheng, M., Zheng, M., Chen, B., & Wang, M. (2020). Nutrients removal from piggery wastewater coupled to lipid production by a newly isolated self-flocculating microalga *Desmodesmus* sp. PW1. *Bioresource Technology*, 302. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122806>
- Chen, Z., Xiao, Y., Liu, T., Yuan, M., Liu, G., Fang, J., & Yang, B. (2021). Exploration of microalgal species for nutrient removal from anaerobically digested swine wastewater and potential lipids production. *Microorganisms*, 9(12). <https://doi.org/10.3390/microorganisms9122469>
- Cheng, P., Cheng, J. J., Cobb, K., Zhou, C., Zhou, N., Addy, M., Chen, P., Yan, X., & Ruan, R. (2020). *Tribonema* sp. and *Chlorella zofingiensis* co-culture to treat swine wastewater diluted with fishery

- wastewater to facilitate harvest. *Bioresource Technology*, 297. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122516>
- Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca – CAR, (2020). Permiso de vertimientos. <https://www.car.gov.co/vercontenido/1168>
- Díaz, Y. A., Martínez, E. M., García, L. C., Serrano, M. C., & Sierra, E. M. (2022). Phycoremediation as a Strategy for the Recovery of Marsh and Wetland with Potential in Colombia. In *Resources* (Vol. 11, Issue 2). MDPI. <https://doi.org/10.3390/resources11020015>
- Espigares, G. M & Pérez, L. J. A. (s.f). Aguas residuales. Composición. Recuperado de: [https://cidta.usal.es/cursos/edar/modulos/edar/unidades/LIBROS/logo/pdf/Aguas Residuales comp osicion.pdf](https://cidta.usal.es/cursos/edar/modulos/edar/unidades/LIBROS/logo/pdf/Aguas_Residuales_comp osicion.pdf)
- Jaramillo, M. A., & Paredes, T. J. J. (2019). Evaluación de la eficiencia de un sistema de dos filtros percoladores en serie para el tratamiento de aguas residuales domésticas en la urbanización Santa Lucía–Morales, 2018.
- Instituto Colombiano Agropecuario – ICA. (s.f). Censos Pecuarios Nacional. <https://www.ica.gov.co/areas/pecuaria/servicios/epidemiologia-veterinaria/censos-2016/censo-2018.aspx>
- Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (INVEMAR). (2015). *CONCEPTO TÉCNICO SOBRE LA MORTANDAD DE PECES EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA (SECTOR TASAJERA), MAGDALENA, OCURRIDA EN JUNIO DE 2015*. [http://cinto.invemar.org.co/alfresco/d/d/workspace/SpacesStore/cff22016-fe59-4f00-a4db-af539cca3743/Concepto%20CPT-CAM-011-15%20\(Mortandad%20de%20peces%20CGSM\).pdf?ticket=TICKET\\_b605766522b38160220438832354c8d0034c4cab](http://cinto.invemar.org.co/alfresco/d/d/workspace/SpacesStore/cff22016-fe59-4f00-a4db-af539cca3743/Concepto%20CPT-CAM-011-15%20(Mortandad%20de%20peces%20CGSM).pdf?ticket=TICKET_b605766522b38160220438832354c8d0034c4cab)
- Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (INVEMAR). (2016). *CONCEPTO TÉCNICO SOBRE LA MORTANDAD DE PECES EN LA CIENAGA GRANDE DE SANTA MARTA CGSM- COMPLEJO PAJARALES. INFORME FINAL*. [http://cinto.invemar.org.co/alfresco/d/d/workspace/SpacesStore/96e29efa-5b04-4ada-b051-c06ff576a34d/CPT-CAM-026-16\\_Mortandad%20Peces.pdf?ticket=TICKET\\_b605766522b38160220438832354c8d0034c4cab](http://cinto.invemar.org.co/alfresco/d/d/workspace/SpacesStore/96e29efa-5b04-4ada-b051-c06ff576a34d/CPT-CAM-026-16_Mortandad%20Peces.pdf?ticket=TICKET_b605766522b38160220438832354c8d0034c4cab)
- Khanra, A., Vasistha, S., Rai, M. P., Cheah, W. Y., Khoo, K. S., Chew, K. W., Chuah, L. F., & Show, P. L. (2022). Green bioprocessing and applications of microalgae-derived biopolymers as a renewable feedstock: Circular bioeconomy approach. *Environmental Technology and Innovation*, 28. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2022.102872>
- Lee, S. A., Lee, N., Oh, H. M., & Ahn, C. Y. (2021). Stepwise treatment of undiluted raw piggery wastewater, using three microalgal species adapted to high ammonia. *Chemosphere*, 263. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127934>
- Leite, L. de S., Hoffmann, M. T., & Daniel, L. A. (2019). Microalgae cultivation for municipal and piggery wastewater treatment in Brazil. *Journal of Water Process Engineering*, 31. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.100821>
- Li, G., Zhang, J., Li, H., Hu, R., Yao, X., Liu, Y., Zhou, Y., & Lyu, T. (2021). Towards high-quality biodiesel production from microalgae using original and anaerobically-digested livestock wastewater. *Chemosphere*, 273. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128578>
- Li, H., Watson, J., Zhang, Y., Lu, H., & Liu, Z. (2020). Environment-enhancing process for algal wastewater treatment, heavy metal control and hydrothermal biofuel production: A critical review. In *Bioresource Technology* (Vol. 298). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122421>

- Li, K., Liu, Q., Fang, F., Luo, R., Lu, Q., Zhou, W., Huo, S., Cheng, P., Liu, J., Addy, M., Chen, P., Chen, D., & Ruan, R. (2019). Microalgae-based wastewater treatment for nutrients recovery: A review. In *Bioresource Technology* (Vol. 291). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121934>
- Li, S., Qu, W., Chang, H., Li, J., & Ho, S. H. (2022). Microalgae-driven swine wastewater biotreatment: Nutrient recovery, key microbial community and current challenges. In *Journal of Hazardous Materials* (Vol. 440). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.12978>
- Liu, J., Wu, Y., Wu, C., Muylaert, K., Vyverman, W., Yu, H. Q., Muñoz, R., & Rittmann, B. (2017). Advanced nutrient removal from surface water by a consortium of attached microalgae and bacteria: A review. In *Bioresource Technology* (Vol. 241, pp. 1127–1137). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.06.054>
- López, S. A., Silva, G. A. L., Aguilar, J. O., Senés, G. C., Orozco, N. D. A., Carrillo, N. D., & Gradilla, H. M. S. (2022). Microalgae-based livestock wastewater treatment (MbWT) as a circular bioeconomy approach: Enhancement of biomass productivity, pollutant removal and high-value compound production. In *Journal of Environmental Management* (Vol. 308). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114612>
- López, P. I. Y., Silva, N. A., García, P. J. S., Carrillo, N. D., Salinas, S. C., Castillo, Z. C., Afewerki, S., Barceló, D., Iqbal, H. N. M., & Parra, S. R. (2021). Phyco-remediation of swine wastewater as a sustainable model based on circular economy. In *Journal of Environmental Management* (Vol. 278). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111534>
- López-Sánchez, A., Silva-Gálvez, A. L., Zárate-Aranda, J. E., Yebra-Montes, C., Orozco-Nunnelly, D. A., Carrillo-Nieves, D., & Gradilla-Hernández, M. S. (2022). Microalgae-mediated bioremediation of cattle, swine and poultry digestates using mono- and mixed-cultures coupled with an optimal mixture design. *Algal Research*, 64. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2022.102717>
- Martínez, R. A. G., Méndez, C. J. M., & Vallejo, C. N. A. (2019). Evaluación de la remoción de nitrógeno y fósforo contenidos en aguas residuales de origen porcícola por medio de *Spirulina maxima* y *Chlorella spp* (Doctoral dissertation).
- Ministerio de Vivienda, Ciudad y Territorio. (2017). Colombia supera la meta en el tratamiento de aguas residuales. Disponible en: <https://minvivienda.gov.co/sala-de-prensa/colombia-supera-la-meta-en-el-tratamiento-de-aguas-residuales-en-el-pais>
- Morillas-España, A., Sánchez-Zurano, A., Gómez-Serrano, C., Ciardi, M., Ación, G., Clagnan, E., Adani, F., & Lafarga, T. (2021). Potential of the cyanobacteria *Anabaena* sp. and *Dolichospermum* sp. for being produced using wastewater or pig slurry: Validation using pilot-scale raceway reactors. *Algal Research*, 60. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2021.102517>
- Nagarajan, D., Kusmayadi, A., Yen, H. W., Dong, C. di, Lee, D. J., & Chang, J. S. (2019). Current advances in biological swine wastewater treatment using microalgae-based processes. In *Bioresource Technology* (Vol. 289). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121718>
- Nagarajan, D., Lee, D. J., Chen, C. Y., & Chang, J. S. (2020). Resource recovery from wastewaters using microalgae-based approaches: A circular bioeconomy perspective. In *Bioresource Technology* (Vol. 302). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122817>
- Nagarajan, D., Lee, D.-J., Varjani, S., Lam, S. S., Allakhverdiev, S. I., & Chang, J.-S. (2022). Microalgae-based wastewater treatment – Microalgae-bacteria consortia, multi-omics approaches and algal stress response. *Science of The Total Environment*, 845, 157110. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157110>

- Narváez, C. C & Silva, G. J. (2020). Efecto de un consorcio microalgal autóctono de la región en la reducción de contaminantes de aguas residuales generadas en el proyecto de porcinos de la Universidad Francisco de Paula Santander Ocaña. Recuperado de: <http://repositorio.ufpso.edu.co/bitstream/123456789/492/1/33311.pdf>
- Oliveira, C. Y. B., Jacob, A., Nader, C., Oliveira, C. D. L., Matos, Á. P., Araújo, E. S., Shabnam, N., Ashok, B., & Gálvez, A. O. (2022). An overview on microalgae as renewable resources for meeting sustainable development goals. *Journal of Environmental Management*, 320, 115897. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115897>
- Paredes, G. J. M., & Roldán, P. D. M. (2022). Detergentes y eutrofización en lagos y ríos: Una revisión sistemática, 2022.
- Pedrerros, M., & Rodríguez, D. (2019). *Evaluación de un cultivo mixto de microalgas para la remoción de Nitratos (NO<sub>3</sub>-) y Fosfatos (PO<sub>4</sub>-3) en aguas residuales porcinas*. <https://repositorio.ucundinamarca.edu.co/handle/20.500.12558/4503>
- Peng, Y. Y., Gao, F., Yang, H. L., Wu, H. W. J., Li, C., Lu, M. M., & Yang, Z. Y. (2020). Simultaneous removal of nutrient and sulfonamides from marine aquaculture wastewater by concentrated and attached cultivation of *Chlorella vulgaris* in an algal biofilm membrane photobioreactor (BF-MPBR). *Science of the Total Environment*, 725. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138524>
- Pizzera, A., Scaglione, D., Bellucci, M., Marazzi, F., Mezzanotte, V., Parati, K., & Ficara, E. (2019). Digestate treatment with algae-bacteria consortia: A field pilot-scale experimentation in a sub-optimal climate area. *Bioresource Technology*, 274, 232–243. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.11.067>
- Polo, I. A. R., & Vargas, V. I. C. (2019). *Eliminación de fosfatos y nitratos de agua residual municipal mediante un inóculo optimizado de Chlorella sp. en un sistema de fotobiorreactores verticales con columna de burbujeo a escala piloto* (Doctoral dissertation, Universidad de la Costa).
- Qu, W., Loke Show, P., Hasunuma, T., & Ho, S. H. (2020). Optimizing real swine wastewater treatment efficiency and carbohydrate productivity of newly microalga *Chlamydomonas* sp. QWY37 used for cell-displayed bioethanol production. *Bioresource Technology*, 305. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123072>
- Ramírez, M., G. (2020). Microalgas para el manejo de aguas residuales, actualidad y perspectivas. <https://doi.org/10.4322/mp.2020.001.02>
- Ramírez, D. H., & Gutiérrez, J. F. (2022). *DESARROLLO DE UN SISTEMA AUTÓTROFO PARA EL SANEAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES PROVENIENTES DE PORQUERIZAS EN EL MUNICIPIO DE GIRARDOT (CUNDINAMARCA)*. Universidad de Cundinamarca. <https://repositorio.ucundinamarca.edu.co/handle/20.500.12558/4786>
- Rojas, J. S., Peralta, R. J., Hernández, R. C & Cea, N. N. (2019). Dinámica de microalgas frente a la costa de las Peñitas-Poneloya, Nicaragua. *Revista Universitaria del Caribe*, 22(1), 114-123.
- Romero, A. G. (2019). *EVALUACIÓN DE LA REMOCIÓN DE NITRÓGENO Y FÓSFORO CONTENIDOS*. <http://repositorios.orizaba.tecnm.mx:8080/xmlui/handle/123456789/291?locale-attribute=en>
- Rossi, S., Pizzera, A., Bellucci, M., Marazzi, F., Mezzanotte, V., Parati, K., & Ficara, E. (2022). Piggery wastewater treatment with algae-bacteria consortia: Pilot-scale validation and techno-economic evaluation at farm level. *Bioresource Technology*, 351. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127051>

- Saidu, H., Mohammed Ndejiko, J., Abdullahi, N., Bello Mahmoud, A., & Eva Mohamad, S. (2022). Microalgae: a cheap tool for wastewater abatement and biomass recovery. In *Environmental Technology Reviews* (Vol. 11, Issue 1, pp. 202–225). Taylor and Francis Ltd. <https://doi.org/10.1080/21622515.2022.2147453>
- Saleem, S., Zeshan, Iftikhar, R., Arshad, M., Zeeshan, M., & Hassan, M. (2022). Operation of microalgal horizontal twin layer system for treatment of real wastewater and production of lipids. *Journal of Water Process Engineering*, 48. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.102932>
- Secretaría del Medio Ambiente. (5 de octubre de 2022). Agua residual. Gobierno de la Ciudad de México. <http://www.sadsma.cdmx.gob.mx:9000/datos/glosariodefinition/Agua%20residual>
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2020). Guía para el tratamiento de las aguas residuales porcinas. <https://doi.org/10.24850/b-imta-2021-01>
- Song, Y., Wang, L., Qiang, X., Gu, W., Ma, Z., & Wang, G. (2022). The promising way to treat wastewater by microalgae: Approaches, mechanisms, applications and challenges. *Journal of Water Process Engineering*, 49, 103012. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.10301>
- Torres, C. M. I. (2022). Recogida y tratamiento de las aguas residuales urbanas. El caso de España. *Revista IUS*, 16(49), 5-17.
- Vargas, A. K., Calderón, J., Velásquez, D., Castro, M., & Núñez, D. A. (2020). Análisis de los principales sistemas biológicos de tratamiento de aguas residuales domésticas en Colombia. *Ingeniare. Revista chilena de ingeniería*, 28(2), 315-322.
- Wang, J., & Zhang, Z. (2020). Phytoplankton, dissolved oxygen and nutrient patterns along a eutrophic river-estuary continuum: Observation and modeling. *Journal of environmental management*, 261, 110233.
- Wang, L., Wang, H., Chen, X., Zhuang, Y., Yu, Z., & Zhou, T. J. (2018). Acclimation process of cultivating *Chlorella vulgaris* in toxic excess sludge extract and its response mechanism. *Science of the Total Environment*, 628–629, 858–869. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.020>
- Wang, Y., Ho, S. H., Cheng, C. L., Nagarajan, D., Guo, W. Q., Lin, C., Li, S., Ren, N., & Chang, J. S. (2017). Nutrients and COD removal of swine wastewater with an isolated microalgal strain *Neochloris aquatica* CL-M1 accumulating high carbohydrate content used for biobutanol production. *Bioresource Technology*, 242, 7–14. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.03.122>
- Xing, D., Li, X., Jin, C., Zhao, Y., Yang, X., Gao, M., Ji, J., Xu, X., She, Z., & Guo, L. (2022). Coupling of wastewater treatment and microalgae products recovery: Effect of phosphorus components on the biochemical composition and phosphorus absorption of *Chlorella pyrenoidosa*. *Journal of Water Process Engineering*, 49. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.102968>
- Zhang, D., Wang, X., & Zhou, Z. (2017). Impacts of small-scale industrialized swine farming on local soil, water and crop qualities in a hilly red soil region of subtropical China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14(12). <https://doi.org/10.3390/ijerph14121524>
- Zhao, G., Wang, X., Hong, Y., Liu, X., Wang, Q., Zhai, Q., & Zhang, H. (2022). Attached cultivation of microalgae on rational carriers for swine wastewater treatment and biomass harvesting. *Bioresource Technology*, 351. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127014>