

Alternativas biotecnológicas para el tratamiento de agua del río Bogotá y aguas residuales porcícolas y piscícolas en la región del Alto Magdalena

Biotechnological alternatives for the treatment of water from the Bogotá River and swine and fish Farming wastewater in the Alto Magdalena Region.

Diana Carolina Molina León¹, Dalia Xiomara Suárez Pulido², Dayro Arley Torres Vargas³
y Hernán Darío Fontecha Tarazona⁴

¹ <https://orcid.org/0000-0002-9274-6736>, Universidad de Cundinamarca, Colombia, dcmolina@ucundinamarca.edu.co.

² <https://orcid.org/0000-0001-7969-7231>, Universidad de Cundinamarca, Colombia, dxsuarez@ucundinamarca.edu.co.

³ <https://orcid.org/0000-0002-8908-0259>, Universidad de Cundinamarca, Colombia, darleytorres@ucundinamarca.edu.co

⁴ <https://orcid.org/0000-0001-6602-4732>, Universidad de Cundinamarca, Colombia, hfontecha@ucundinamarca.edu.co.



Esta obra está bajo una licencia de Creative Commons
Reconocimiento-No comercial-SinObraDerivada 4.0 internacional.

DOI: [https://doi.org/10.18041/1794-4953/avances.2%20\(junio-diciembre\).12200](https://doi.org/10.18041/1794-4953/avances.2%20(junio-diciembre).12200)

Como citar: D. A. Torres Vargas, D. C. Molina León, D. X. Suárez Pulido, and H. D. Fontecha Tarazona, "Alternativas biotecnológicas para el tratamiento de agua del río Bogotá y aguas residuales porcícolas y piscícolas en la región del Alto Magdalena", *Avances*, vol. 21, no. 2 (junio-diciembre), Apr. 2025, doi: 10.18041/1794-4953/avances.2 (junio-diciembre).12200.

Resumen

El río Bogotá, una de las principales arterias fluviales de Cundinamarca, enfrenta una grave contaminación debido a vertimientos industriales, agrícolas y domésticos. Este estudio analiza alternativas biotecnológicas para el tratamiento de aguas del río Bogotá y aguas residuales porcícolas y piscícolas en la región del Alto Magdalena. Se evaluaron métodos combinados que incluyen fitorremediación con *Heliconia psittacorum* en humedales artificiales y el uso de cultivos mixtos de microalgas en reactores abiertos.

Se realizaron ensayos de fitorremediación y tratamiento con microalgas en muestras de aguas residuales y superficiales. Las muestras se caracterizaron por parámetros fisicoquímicos como pH, turbidez, conductividad, temperatura y oxígeno disuelto. Los tratamientos incluyeron sistemas de biofiltración y fitodegradación con *Capsicum annuum* en aguas residuales piscícolas.

Los sistemas de microalgas mostraron eficiencias de remoción de nitratos y fosfatos de hasta 65,5 % y 60,14 %, respectivamente. El humedal con *Heliconia psittacorum* logró una remoción promedio de 98 % para NH_4^+ , 60 % para NO_2^- , 22,5 % para NO_3^- y 97,5 % para PO_4^{3-} . En el tratamiento de aguas residuales piscícolas se observó una reducción parcial de amonio, estabilizándose el biofiltro a partir del quinto día.

Los procesos biotecnológicos evaluados demostraron ser eficaces y sostenibles para la remoción de contaminantes en aguas residuales, ofreciendo una alternativa viable y de bajo costo para la recuperación del recurso hídrico en la región del Alto Magdalena.

Palabras clave: Aguas residuales, biotecnología, fitodegradación, recurso hídrico, río Bogotá.

Abstract

The Bogotá River, one of the main waterways of Cundinamarca, faces severe pollution due to industrial, agricultural, and domestic discharges. This study analyzes biotechnological alternatives for the treatment of water from the Bogotá River and swine and fish farming wastewater in the Alto Magdalena region. Combined methods were evaluated, including phytoremediation with *Heliconia psittacorum* in constructed wetlands and the use of mixed cultures of microalgae in open reactors.

Methodology: Phytoremediation and microalgae treatment trials were conducted on samples of wastewater and surface water. The samples were characterized by physicochemical parameters such as pH, turbidity, conductivity, temperature, and dissolved oxygen. The treatments included biofiltration and phytodegradation systems with *Capsicum annuum* in fish farming wastewater.

Results: The microalgae systems showed nitrate and phosphate removal efficiencies of up to 65.5% and 60.14%, respectively. The wetland with *Heliconia psittacorum* achieved average removal rates of 98% for NH_4^+ , 60% for NO_2^- , 22.5% for NO_3^- , and 97.5% for PO_4^{3-} . In the treatment of fish farming wastewater, partial ammonium reduction was observed, with the biofilter stabilizing from the fifth day.

Conclusions: The evaluated biotechnological processes proved to be effective and sustainable for the removal of contaminants in wastewater, offering a viable and low-cost alternative for the recovery of water resources in the Alto Magdalena region.

Keywords: Biotechnology, Bogotá River, Hydric Resource, Phytodegradation, Wastewater.

1. Introducción

Desde su nacimiento en el páramo de Guacheneque (Villapinzón) hasta su desembocadura en el municipio de Girardot, el río Bogotá recibe diversos tipos de vertimientos, debido a que por la conformación de su sistema hídrico alberga al rededor del 19 % de la población del país, en la que se genera cerca del 26 % de la actividad económica nacional. Esta situación hace que dicha fuente hídrica tenga un deterioro progresivo en su calidad, afectando los servicios ecosistémicos que presta a lo largo de su cauce y convirtiéndolo en uno de los ríos más contaminados del país [1].

Según el Estudio Nacional del Agua, ENA 2022, en el área hidrográfica Magdalena-Cauca los monitoreos presentan concentraciones que superan los niveles de referencia establecidos. Por ejemplo, en la estación La Campiña, ubicada en el río Bogotá antes de la desembocadura al río Magdalena, se identificaron valores de carbono orgánico total (COT) de 14 a 24

mg/l, nitrógeno amoniacal de 19 $\text{N-NH}_3\text{L}$ mg/l, oxígeno disuelto de 1,87 mg O_2 /l y sólidos suspendidos totales entre 500 y 1200 mg/l, arrojando un indicador de calidad de agua malo, lo cual representa una dificultad para la adecuada gestión en los procesos de descontaminación del río, además del impacto que se genera sobre el componente biótico y las poblaciones a lo largo del cauce [2]. El deterioro en la calidad del agua redundaba en resoluciones jurídicas, como la sentencia del río Bogotá, en la que se establece que los derechos colectivos a un ambiente sano, a la salud pública y a la eficiente prestación de los servicios a los habitantes de la región se deben amparar, ordenando acciones a corto, mediano y largo plazo, que deben ejecutar en beneficio del río las entidades públicas y privadas [3].

En consecuencia, la importancia de estudiar procesos que permitan mitigar dichos impactos se establece como una prioridad para la recuperación del recurso hídrico, es allí donde los tratamientos combinados cobran relevancia dada la capacidad que tienen para eliminar contaminantes de diferentes tipos con un bajo costo económico, energético y

ambiental [4]. Por esta razón, en este trabajo de investigación se analizaron diversos métodos biotecnológicos para el tratamiento de aguas con carga contaminante provenientes de la desembocadura del río Bogotá, ubicada en el municipio de Girardot, Cundinamarca, y aguas residuales de la pecuarias porcícolas y piscícolas. Para esto se articularon técnicas físicas y biológicas que garantizaran su estudio, de acuerdo con la normatividad vigente, cuyo objetivo principal es la búsqueda de elementos que hagan de estos métodos, procesos ambientalmente sostenibles y económicamente viables.

1.1. Planteamiento del problema y justificación

En el mundo, más de 1000 millones de toneladas de aguas residuales se vierten anualmente a aguas subterráneas, ríos, lagos y océanos, contaminándolos con metales pesados, disolventes, aceites, grasas, detergentes, ácidos, sustancias radioactivas, fertilizantes, pesticidas u otros productos químicos que generan un desequilibrio entre la oferta, la creciente demanda y la presión sobre este [5].

Los vertimientos ocasionados por las actividades productivas a lo largo de las cuencas alta, media y baja del río Bogotá han provocado un aumento en la capacidad de carga del cuerpo de agua, presentando condiciones anóxicas debido a los porcentajes de contaminantes orgánicos e inorgánicos disueltos que alteran los parámetros de calidad para reuso y abastecimiento [6]. El principal factor de alteración de la calidad del agua en este río es el sector industrial que vierte sus aguas con altas concentraciones de plomo, cadmio, mercurio o cromo, sumado a la contaminación por materia orgánica, sólidos suspendidos, nitrógeno y fósforo, derivados de las actividades domésticas, agrícolas, pecuarias y mineras que se desarrollan a lo largo del curso del río Bogotá [7].

El deterioro de la calidad del agua superficial y la demanda por parte de los sectores productivos, especialmente la producción agropecuaria, generan riesgos en la salud pública, producto del reuso, sin cumplir con los niveles máximos permisibles para esta actividad, como se estipula en el Acuerdo 043 del 2006, "Por el cual se establecen los objetivos de calidad del agua para la cuenca del río Bogotá a lograr en el año 2020", y la Resolución 1207 de 2014 en el caso de aguas residuales tratadas. Además de la alteración directa sobre el suelo y el ecosistema acuático por procesos de eutrofización.

Así mismo, se ha identificado que el sector pecuario tiene un alto impacto en la provincia del Alto Magdalena y se considera una actividad con elevada producción de aguas residuales (AR) que se vierten sin previo tratamiento a los cuerpos de agua. Las granjas porcinas representan una fuente de contaminación por el aumento de patógenos y nutrimentos (N y P), que producen eutrofización [8].

Las granjas porcícolas no tienen sistemas de tratamiento que reduzcan la carga contaminante del vertimiento. Esto se atribuye principalmente a la elevada inversión y los costos de operación y mantenimiento, lo cual implica que la disposición final de los efluentes se haga directamente a los cuerpos de agua.

En cuanto a la piscicultura, el 53,3 % del uso de agua en la producción de especies como tilapia, trucha y cachama se concentra en los departamentos de Huila, Antioquia, Cundinamarca, Meta y Valle del Cauca, que junto con Tolima y Boyacá alcanzan el 68 % del uso total de agua en este sector. De acuerdo con el ENA 2022, el 69 % de la huella hídrica azul del sector piscícola se ubica en Huila, Tolima, Meta, Cundinamarca y Antioquia. Existe una correlación directa entre el aprovechamiento del recurso hídrico y los vertimientos. Las aguas residuales generadas en las granjas piscícolas provienen

del alimento no consumido por los peces y de las heces que estos producen [9], lo que conduce a la acumulación de materia orgánica y al aumento de metabolitos que desencadenan procesos de eutrofización en los cuerpos de agua receptores.

Para solucionar este problema, las tecnologías convencionales que se han investigado para el tratamiento de aguas crudas y residuales como los lodos activos, lagunas de oxidación y reactores de flujo ascendente han demostrado ser altamente eficientes en todo el mundo. Sin embargo, suponen costos elevados, de construcción y operación; por lo tanto, se requiere desarrollar nuevos sistemas, sostenibles con el medioambiente, que mejoren la calidad del recurso y no incrementen los costos de inversión ni de gestión en los subproductos [10].

En consecuencia, se requieren metodologías que permitan hacer tratamiento tanto de las aguas superficiales afectadas por vertimientos, como de las aguas residuales directamente en los puntos de generación. De tal forma que se promueva el reúso en todos los sectores, sin generar impactos sobre la calidad del suelo, los ecosistemas, los alimentos y la salud humana.

Entre los sistemas de tratamiento potencialmente alternativos para la remoción de contaminación están los biológicos, entre los que se destacan procesos de fitorremediación en humedales artificiales de flujo subsuperficial [11], así como el uso de reactores de microalgas y filtros biológicos. Estos procesos se posicionan como sistemas de bajo consumo energético, con alta eficiencia en la remoción de contaminantes y la producción y aprovechamiento de biomasa en diferentes sectores.

1.2. Objetivo general

Evaluar alternativas de tratamiento para las aguas del río Bogotá y aguas residuales porcícolas y piscícolas en la región del Alto Magdalena.

1.3. Objetivos específicos

- Determinar la eficiencia de un cultivo mixto de microalgas como alternativa para la remoción de nitratos y fosfatos de aguas residuales porcícolas.
- Evaluar la eliminación de nitratos y fosfatos del agua en la cuenca baja del río Bogotá a partir de procesos de fitorremediación con *Heliconia psittacorum* Andrómeda.
- Evaluar el comportamiento de los parámetros fisicoquímicos del agua en un sistema acuapónico para la producción de tilapia roja (*Oreochromis* sp).

2. Metodología

La evaluación de métodos combinados para el tratamiento de aguas crudas incluyó ensayos de procesos de fitorremediación con *Heliconia psittacorum* andrómada en un humedal de flujo subsuperficial y el uso de un cultivo mixto de microalgas en reactores abiertos para el tratamiento de las aguas residuales porcícolas. Además, el establecimiento de un sistema acuapónico con un biofiltro para la eliminación de amonio en aguas residuales producto del cultivo de tilapia roja (*Oreochromis* sp) y un sistema de fitodegradación con ají. Para los ensayos, las muestras de aguas residuales y superficiales se tomaron en el rancho La Angostura, producto de los procesos de cría y engorde de porcinos y del río Bogotá, en la vereda Portachuelo. De cada muestra se tomaron 20 litros, en los que se evaluaron los parámetros de pH, turbidez, conductividad, temperatura y oxígeno disuelto. Posteriormente, se realizó la caracterización de cloruros, dureza, alcalinidad, nitratos y fosfatos.

El agua residual porcícola se sometió a un cultivo mixto de microalgas, que se extrajo de la quebrada La Cajita, ubicada en el municipio de Melgar, Tolima. Para el tratamiento se implementaron dos tipos de sistemas (tipo pecera y tipo botella) (figura 1). Se evaluaron tres concentraciones de agua

residual, cada reactor tuvo un inoculo de microalgas de 1×10^6 células/ml. En los dos sistemas se controlaron los parámetros de temperatura, pH, luminosidad y aireación constante. La réplica de cada tratamiento tuvo un fotoperiodo de luz y de aireación durante las 24 horas. Se determino la concentración inicial y final de nitratos y fosfatos con el fin de establecer la eficiencia de los reactores.



Figura 1. Reactores de microalgas abiertos tipo pecera (TP) y tipo botella (TB).

Por su parte, la muestra del río Bogotá se sometió a un tratamiento en humedal de flujo subsuperficial con la especie *Heliconia psittacorum* Andrómeda (figura 2). Una vez finalizada la fase de acondicionamiento de las plántulas, se cargó el humedal con 20 litros de agua del río Bogotá y se mantuvo en el sistema durante tres días, evaluando a diario los parámetros fisicoquímicos. La caracterización de la muestra evaluó los siguientes parámetros: NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^- , color, turbidez, sólidos suspendidos, alcalinidad y dureza por espectrofotometría. Los datos se registraron para muestras tomadas en periodo de lluvias y en periodo de sequía.

Las aguas residuales piscícolas se tomaron de un sistema acuapónico de cría de tilapia roja ya estabilizado. Los parámetros evaluados de manera permanente fueron oxígeno disuelto y pH, con una periodicidad de cuatro días, en los que se monitoreó amonio, nitritos y nitratos. Además, con una periodicidad de diez días, se hizo seguimiento a la alcalinidad, dureza, salinidad y CO_2 .



Figura 2. Humedal de flujo subsuperficial con *Heliconia psittacorum* Andrómeda.

3. Resultados y discusión

3.1. Caracterización de las muestras

Como se observa en la tabla 1, el comportamiento de la temperatura se asocia particularmente al origen de cada una de las muestras. En general, las aguas residuales son más cálidas que las de abastecimiento. La conductividad eléctrica (CE) está relacionada con la cantidad de sólidos disueltos, en su mayoría compuestos iónicos de calcio y magnesio. La muestra de agua residual porcícola (M-ARP) y la de agua del río Bogotá (M-RB) reportaron valores de $268 \mu\text{S}/\text{cm}$ y $243 \mu\text{S}/\text{cm}$, respectivamente. Esto se puede asociar con lo establecido por Ternus et al. (2011), quienes señalan que la conductividad alta se relaciona con carga de materia orgánica, nutrientes y concentración de iones producto del impacto humano, así como la entrada de sedimentos para el caso del agua del río Bogotá. En el caso de la M-ARP, la mayor CE es consecuencia de la cantidad de sales disueltas (aniones de cloruro, nitrato, sulfato y fosfato) característicos de un efluente rico en materia orgánica, como el de esta actividad productiva [12]. Los resultados arrojaron una turbidez de 62 NTU para el agua del río, debido a la presencia de sólidos en suspensión, como consecuencia del arrastre de materia viva y muerta

de los asentamientos en la ronda del río durante el periodo lluvioso y al exceso de sedimentos vertidos al cuerpo de agua por las canteras ubicadas en el municipio de Mosquera. En relación con el oxígeno

disuelto (OD), la muestra de AR porcícolas arrojó valores del OD de 3,8 mg/L de O₂. Es decir, presenta condición de hipoxia, producto de una elevada concentración de compuestos orgánicos.

Tabla 1. Caracterización de muestras de agua del río Bogotá y agua residual porcícola

Tipo de AR	Temperatura °C	pH	Conductividad (µS/cm)	Turbidez UNT	Oxígeno disuelto (OD)	Alcalinidad (mg/L)	Cloruros (mg/L)	Dureza (ppm)
Río Bogotá (M-RB)	24	7,3	243	62	6,6	120	53,96	90
AR Porcícola (M-ARP)	26	7,8	268	22,5	3,8	3500	315,95	146

Para la alcalinidad, la M-ARP arrojó un valor promedio tomando como referencia las caracterizaciones realizadas por Garzón & Buelna (2014) [13], quienes reportan valores de alcalinidad de 6405 y 4930 mg/l para granjas de diferentes tamaños de ciclo completo. La M-RB arrojó valores de 120 mg/l, que pueden asociarse a los vertimientos de tipo industrial generados por las curtiembres en la cuenca alta, los vertimientos provenientes de las canteras en la cuenca media y los vertimientos de aguas residuales domésticas de los municipios de Tocaima y Girardot. En cuanto a la dureza, la M-ARP arrojó un valor de 146 mg/L, es decir, se considera agua semidura y esto puede correlacionarse con la composición de la porquinaza sólida, que contiene entre 0,38 y 0,40 % de calcio. Para la M-RB, el valor registrado es de 90 mg/l, lo que significa una condición blanda por baja presencia de los iones calcio y magnesio.

La M-RB arrojó un valor de 53,96 mg/l. La presencia de cloruros en aguas puede atribuirse a la disolución de depósitos minerales de sal o a la contaminación proveniente de vertimientos de origen industrial y aguas de riegos agrícolas [14]. El cloruro en forma de ion, CL⁻, es uno de los

aniones inorgánicos principales en el agua natural y residual, por ello su presencia en los dos tipos de muestras. La concentración de cloruro es mayor en las aguas residuales que en las naturales, debido a que el cloruro de sodio (NaCl) es común en la dieta y pasa inalterado a través del sistema digestivo. Por esta razón, es evidente el incremento en la concentración de este parámetro para las aguas residuales porcícolas, ya que la orina de los animales aporta, en promedio, 5g/l de ion CL⁻.

3.2.Tratamiento con microalgas de agua residual porcícola

El agua residual porcícola se sometió al tratamiento con microalgas, obteniendo los resultados que se registran la tabla 2.

Tabla 2. Resultados del tratamiento de aguas residual porcícola con cultivo mixto de microalgas

SISTEMA	Nitratos (NO_3^-) mg/L				
	Día 0	Día 8	% remoción D8	Día 15	% remoción D15
TP-12-50%	229	307	-	203	11,35
TP-12-100%		268	-	187	18,34
TP-24-50%		372	-	187	18,34
TP-24-100%		428	-	79	65,50
TB-12-50%		207	9,61	143	37,55
TB-12-100%		148	35,37	134	41,48
TB-24-50%		161	29,69	137	40,17
TB-24-100%		210	8,30	137	40,17
SISTEMA	Fosfatos (PO_4^{3-}) mg/L				
TP-12-50%	127,7	130,6	-	88,6	30,62
TP-12-100%		122,3	4,23	84,4	33,91
TP-24-50%		155,1	-	86,4	32,34
TP-24-100%		181,8	-	80,4	37,04
TB-12-50%		87,1	31,79	50,9	60,14
TB-12-100%		85,2	33,28	60,3	52,78
TB-24-50%		70,1	45,11	52,8	58,65
TB-24-100%		78,5	38,53	59,8	53,17

*(TP) Sistema Tipo Pecera *(TB) Sistema Tipo Botella

Se evidenció una remoción de nitratos en los sistemas TB que oscilaron entre 9 y 35 % a los ocho días del tratamiento. Esta eficiencia se homogenizó para los cuatro reactores en cada dilución, alcanzando eficiencias entre 37 y 40 %. Las bajas eficiencias en los reactores se pueden atribuir a que las microalgas obtienen los compuestos nitrogenados generalmente en forma de ion amonio (NH_4^+), debido a que evita los pasos de reducción de nitrógeno que consumen más energía. Luego, asimilan nitritos, y por último, los nitratos; sin embargo, hay casos en que el nitrato, nitrito y amonio se asimilan simultáneamente. Su et al. (2012) [15], indican que la asociación de microorganismos en cultivos mixtos contribuye a la remoción

de nutrientes a través del proceso de nitrificación y desnitrificación, es decir, catalizan el proceso de remoción de los nitratos presentes en el medio, permitiendo el crecimiento microalgas.

Respecto a los fosfatos, al día 8 se observó una eficiencia de remoción entre 31 y 45 % en los reactores TB. Esta eficiencia se incrementó tanto en los reactores TB y TP, alcanzando valores hasta del 60 %. Los bajos porcentajes de remoción al día 8 pueden relacionarse con un incremento del pH, pues la absorción de fosfatos por parte de las microalgas disminuye en medios alcalinos, ya que reduce la disponibilidad e induce la eliminación de fosfatos vía co-precipitación

química con Ca^{2+} y la formación de fosfato de calcio $[\text{Ca}(\text{PO}_4)_2]$ [16,17]. En contraste, algunas investigaciones han establecido que a través de cultivos de microalgas es posible remover hasta un 55 % de los fosfatos presentes en las aguas residuales provenientes de granjas porcinas, gracias a la adsorción superficial de fósforo en la pared celular de las microalgas [18].

3.3.Tratamiento en humedal de flujo sub-superficial de agua del río Bogotá

Por su parte, el agua superficial del río Bogotá se sometió al tratamiento con *Heliconia psittacorum* en un humedal de flujo subsuperficial, obteniendo los resultados que se registran en la tabla 3.

Tabla 3. Eficiencias de remoción de contaminantes en el humedal de flujo subsuperficial

Parámetro	Unidad	Muestra 1				Muestra 2			
		Muestra Inicial	Día 1	Día 2	Día 3	Muestra inicial	Día 1	Día 2	Día 3
NH_4^+	mg/l	3,86	5,04	1,44	0,1	1,93	3,36	0,96	0,02
Solido Suspendidos	mg/l	557	38	36	28	48	32	28	21
NO_2^-	mg/l	0,13	0,04	0,08	0,05	0,12	0,05	0,06	0,05
NO_3^-	mg/l	150,4	128,8	96,2	98,1	94,7	90,5	86,7	85
PO_4^{3-}	mg/l	30	0,2	0,5	0,2	1,34	0,1	0,1	0,05

Las dos muestras tratadas registraron variaciones en las especies nitrogenadas, asociadas a procesos de nitrificación y desnitrificación. Las fluctuaciones de NH_4^+ , NO_2^- y NO_3^- evidenciaron que la estructura del humedal favoreció el proceso de nitrificación y afectó la desnitrificación por la disponibilidad O_2 , producto de la translocación de O_2 al sistema radicular de *Heliconia psittacorum* y la limitada profundidad del sistema, que no permitió la formación de una fase anaerobia o anóxica dentro del humedal. En cuanto a fosfatos, la remoción para la muestra N.º 1 fue de 29,8 mg/l y para la muestra N.º 2 fue de 1,29 mg/l. Principalmente, por la deposición e inmovilización de los fosfatos en los sedimentos y las extracciones de fósforo por parte de la *Heliconia psittacorum* para la formación del ATP durante la fase luminosa de la fotosíntesis.

Finalmente, se registró una disminución en la alcalinidad y dureza de la muestra, asociada a la reducción en la concentración de iones calcio, que son absorbidos por las raíces de la planta, incrementando su contenido en los tejidos vegetales. El calcio se absorbe y transporta en forma iónica, su movilidad es mayor en los canales entre paredes celulares y es ligado en forma intercambiable en las paredes celulares y en la superficie interior de la membrana plasmática. Por su parte, el magnesio es requerido en el proceso de fotosíntesis y en todos los procesos de fosforilación de la planta, promoviendo la transferencia, conversión y acumulación de la energía. Al manejar tiempos de retención prolongados y disminuir el volumen de agua que se va a tratar aumenta la eficiencia del humedal, favoreciendo principalmente la sedimentación por acción de la gravedad y, por lo tanto, la reducción de parámetros como el color, la turbidez y los sólidos suspendidos totales.

3.4. Tratamiento de aguas residuales piscícolas (biofiltración y fitodegradación)

Las aguas residuales generadas durante el cultivo y cría de peces se sometió a dos unidades de tratamiento que involucraron un proceso de biofiltración previamente estabilizado y uno de fitodegradación con la especie *Capsicum annuum* (ají), que se monitorearon durante 53 días (figura 3).



Figura 3. Cultivo de ají en un sistema acuapónico.

De acuerdo con los datos obtenidos, se observó una fluctuación en la concentración de amonio (mg/L) durante el periodo experimental de 18 días, con valores que oscilaron entre un mínimo de 0,8 mg/L y un máximo de 16,1 mg/L. Se registró una concentración inicial de 9,9 mg/L, que aumentó a 16,1 mg/L. Este aumento puede atribuirse a la acumulación de alimento no consumido por los peces y al incremento de compuestos nitrogenados, producto de la actividad metabólica de los peces, antes de que el biofiltro lograra estabilizarse. Además, parte de la descomposición del alimento no ingerido ocurre en el fondo del tanque, por la acción de las bacterias nitrificantes. Sin embargo, al no tener un sustrato para su adhesión, estas pueden tardar entre cuatro a ocho semanas en colonizar el fondo y descomponer eficazmente el amonio en esta unidad operativa. También es necesario destacar que el sistema radicular de las plantas de *Capsicum annuum* en el prototipo

aún no era lo suficientemente extenso como para estar completamente sumergido en el agua de recirculación.

A partir del quinto día de evaluación, se evidenció una disminución en las concentraciones de amonio, llegando a niveles mínimos de 0,8 mg/L, lo que sugiere que el biofilm adherido al sustrato (tapas de polipropileno, tubos de policloruro de vinilo) en el biofiltro, alcanzó las condiciones óptimas de aireación, luz y temperatura para la oxidación del amonio (NH_4^+) a nitrito (NO_2^-) y del nitrito a nitrato (NO_3^-). El aumento gradual de las concentraciones de amonio en días posteriores se asocia, en su gran mayoría, a la excreción de los peces [19] y su variación durante los 18 días puede atribuirse al consumo de alimento y metabolismo de las proteínas. Si bien es cierto, las muestras se tomaron siempre previo a la alimentación, los niveles de amonio en el agua aumentan después de administrar la ración de alimento [20], como resultado de la excreción a través de branquias, piel y las heces por parte de los peces [21], [22], [23].

Además de la reducción parcial en las concentraciones de amonio, otros parámetros fisicoquímicos del sistema como la alcalinidad, la salinidad, el CO_2 disuelto y la dureza del agua también mostraron variaciones. La alcalinidad osciló entre 60 mg/L y 135 mg/L, lo que indica una capacidad tampón moderada, suficiente para prevenir fluctuaciones drásticas en el pH. Estas variaciones en la alcalinidad pueden estar relacionadas principalmente con el proceso de nitrificación, que consume carbonatos y bicarbonatos para neutralizar los ácidos generados, lo que provoca una disminución gradual de la alcalinidad. No obstante, también puede producirse un ligero aumento de este parámetro, debido a la reposición de agua perdida por evaporación.

Respecto a la salinidad, se mantuvo constante en 2 g/kg, lo que confirma que el sistema no experimentó cambios en la concentración de sales disueltas. Este parámetro puede influir en la actividad y el crecimiento de

las bacterias nitrificantes. En una salinidad demasiado baja, las bacterias nitrificantes pueden tener dificultades para mantener su estructura celular y actividad metabólica adecuadas, lo que puede resultar en una disminución de la nitrificación, mientras que en condiciones de salinidad alta las bacterias nitrificantes pueden experimentar un estrés osmótico y una reducción en su actividad enzimática, lo que también puede afectar negativamente la nitrificación. Finalmente, la dureza del agua arrojó valores entre 105 mg/L y 162 mg/L, es decir, se mantuvo dentro de rangos aceptables para el crecimiento de las plantas y el desarrollo de los peces. La información de las mediciones y parámetros obtenidos mencionados se muestran en las figuras 4, 5, 6 y la tabla 4.

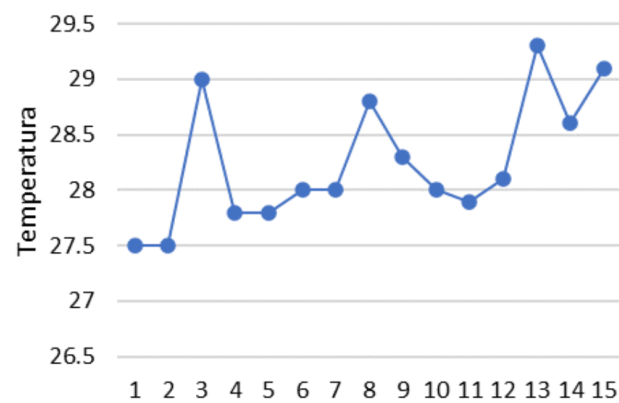


Figura 4. Comportamiento de la temperatura en el sistema acuapónico.

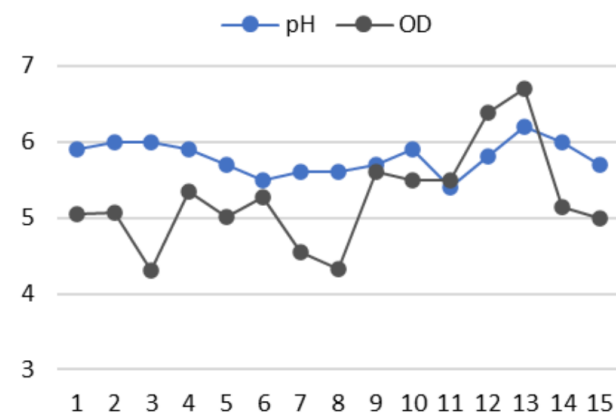


Figura 5. Comportamiento del pH y OD en el sistema acuapónico.

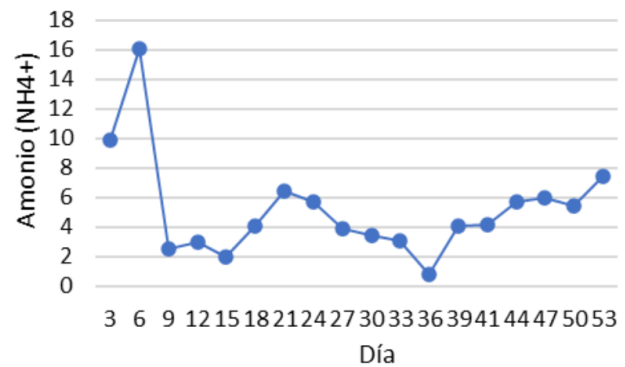


Figura 6. Comportamiento del amonio en el sistema acuapónico.

Tabla 4. Análisis de los parámetros fisicoquímicos.

Alcalinidad mg/L	Salinidad g/kg	CO2 mg/L	Dureza mg/L
135	2	15	162
60	2	30	105

4. Conclusiones

- Los resultados demuestran que las microalgas son organismos que a través de mecanismos como la bioadsorción, la bioacumulación, la biodegradación y, en menor medida, la fotodegradación logran la remoción de nutrientes como el nitrógeno y el fósforo en aguas residuales.
- El humedal artificial de flujos subsuperficial con *Heliconia psittacorum* Andrómeda obtuvo una eficiencia de remoción promedio de 98 % para NH_4^+ , 60 % para NO_2^- , 22,5 % para NO_3^- y 97,5 % de PO_4 .
- El tratamiento de aguas residuales piscícolas mediante biofiltración y fitodegradación con *Capsicum annum* demostró ser eficaz para reducir parcialmente las concentraciones de amonio, una vez que el biofiltro se estabilizó. El sistema alcanzó condiciones aceptables para la nitrificación a partir del quinto día, logrando una conversión eficiente de amonio a nitritos y nitratos.

Sin embargo, las fluctuaciones en los niveles de amonio durante el periodo experimental estuvieron altamente influenciadas por el metabolismo de los peces y el consumo de alimento.

- Respecto a los parámetros fisicoquímicos, como la alcalinidad, la salinidad y la dureza del agua, también mostraron variaciones moderadas, asociadas principalmente a los procesos de nitrificación. No obstante, mantuvieron las concentraciones necesarias para garantizar la funcionalidad del sistema y la supervivencia de las plantas y los peces.
- Los procesos biotecnológicos para la eliminación de compuestos orgánicos y nutrientes en el recurso hídrico se consolidan como tecnologías ambientalmente sostenibles que garantizan la calidad del agua para reusó, a bajo costo, mínimo consumo energético y fácil operación.

Referencias bibliográficas

1. S. Pérez-Mora, "Estado de la calidad del agua del río Bogotá: una mirada desde la gestión ambiental", *Revista Gestión y Ambiente*, vol. 23, no. 2, pp. 111-124, 2020.
2. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM), *Estudio Nacional del Agua ENA 2022*. Bogotá, Colombia: IDEAM, 2022.
3. Corporación Autónoma Regional (CAR), *Sentencia del río Bogotá*. Consejo de Estado, Sala de lo Contencioso Administrativo, Sección Tercera, Bogotá, Colombia, 2020.
4. M. Gil, "Tratamiento combinado de aguas residuales: una alternativa para la recuperación de recursos hídricos", *Revista de Educación y Pedagogía*, vol. 35, no. 71, pp. 23-32, 2012.
5. H. Rodríguez, "Gestión integral del agua en Colombia: desafíos y oportunidades", *Revista Gestión y Ambiente*, vol. 28, no. 2, pp. 77-90, 2015.
6. 6 Secretaría Distrital de Planeación, *Plan de saneamiento y manejo de vertimientos de la cuenca alta, media y baja del río Bogotá*. Bogotá, D.C.: Secretaría Distrital de Planeación, 2014.
7. A. Valencia et al., "Contaminación de las aguas superficiales del río Bogotá: un análisis desde la perspectiva de la gestión ambiental", *Revista Gestión y Ambiente*, vol. 23, no. 1, pp. 11-23, 2010.
8. J. R. García, "Contaminación de las aguas superficiales por vertimientos de aguas residuales porcícolas en la provincia del alto Magdalena, Colombia", *Revista Luna Azul*, vol. 39, pp. 37-51, 2013.
9. M. A. Pérez Rincón, I. C. Hurtado, S. Restrepo, S. P. Bonilla, H. Calderón, y A. Ramírez, «Metodología para la medición de la huella hídrica en la producción de tilapia, cachama y trucha: estudios de caso para el Valle del Cauca (Colombia)», *incomp*, vol. 19, n.º 2, pp. 109-120, jul. 2017.
10. M. Jaramillo y E. Flores, "Tratamiento de aguas residuales: tecnologías convencionales y alternativas", *Revista Ingeniería y Desarrollo*, vol. 29, no. 2, pp. 143-163, 2012.
11. L. Miranda y Quiroz, "Fitorremediación de aguas residuales domésticas en un humedal artificial de flujo subsuperficial", *Revista Ingeniería y Desarrollo*, vol. 29, no. 2, pp. 164-179, 2013.
12. M. A. Garzón-Zúñiga y G. Buelna, "Caracterización de aguas residuales porcícolas y su tratamiento por diferentes procesos en México," *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, vol. 30, no. 1, pp. 65-79, 2014.
13. M. A. Garzón y G. Buelna, "Caracterización de aguas residuales porcícolas y su tratamiento por diferentes procesos en México", *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, vol. 30, no. 1, pp. 11-23, 2014.
14. C. A. Díaz, "Caracterización fisicoquímica de las aguas superficiales del río Bogotá", *Revista Ingeniería y Desarrollo*, vol. 35, no. 2, pp. 174-187, 2018.
15. Y. Su, J. Wu, Z. Chen, y H. Zhang, "Enhanced nitrogen removal from wastewater by using a mixed culture of microalgae and anaerobic bacteria", *Bioresource Technology*, vol. 113, pp. 372-377, 2012.
16. G. Markou y V. Georgakakis, "Phosphate removal from wastewater by microalgae: A review", *Journal of Environmental Management*, vol. 92, no. 1, pp. 162-172, 2011.

17. Y. Cai, X. Li, Y. Zhang, y L. Yang, "Phosphate removal from wastewater by microalgae cultivation: A review", *Environmental Science and Technology*, vol. 47, no. 21, pp. 11526-11538, 2013.
18. J. Martínez, J. García, y M. Moreno, "Adsorción de fósforo por microalgas en aguas residuales de granjas porcinas", *Ingeniería y Ciencia del Agua*, vol. 1, no. 2, pp. 11-20, 2000.
19. S. Chatvijitkul, C. Boyd, y D. Davis, "Nitrogen, Phosphorus, and Carbon Concentrations in Some Common Aquaculture Feeds", *Journal of the World Aquaculture Society*, vol. 49, pp. 477-483, 2018.
20. P. Obirikorang, B. Campion, R. Edziyie, C. Duodu, y D. Adjei-Boateng, "Effects of oilseed meals on pellet characteristics, faecal matter production, postprandial ammonia and phosphorus excretion rates in Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*", *Journal of Applied Animal Research*, vol. 48, no. 1, pp. 525-533, 2020.
21. L. G. Muñoz-Chumo, Y. Cruz-Quintana, A. M. Santana-Piñeros, y J. C. Vélez-Chica, "Efecto de la ración alimentaria en la acumulación amonio y supervivencia de *Dormitator latifrons*", *Revista MVZ Córdoba*, vol. 28, no. 3, e3067, 2023.
22. M. Cong, H. Wu, T. Cao, C. Ji, y J. Lv, "Effects of ammonia nitrogen on gill mitochondria in clam *Ruditapes philippinarum*", *Environmental Toxicology and Pharmacology*, vol. 65, pp. 46-52, 2019.
23. C. N. Glover, C. Bucking, y C. M. Wood, "The skin of fish as a transport epithelium: a review", *Journal of Comparative Physiology*, vol. 183, no. 7, pp. 877-891, 2013.