

Biorremediación en Aguas Residuales Acuícolas: Una Revisión

Ana Milena Alonso Fernández¹

anamilenalonsof@live.com,

<https://orcid.org/0000-0001-9430-8775>

Centro Agropecuario La Granja,
Servicio Nacional de Aprendizaje
Espinal, Colombia

Diana Palacios Arrieta

diapal80@gmail.com

<https://orcid.org/0000-0002-3660-5875>

Centro de Industria y Construcción,
Servicio Nacional de Aprendizaje
Ibagué, Colombia

Norma Guadalupe Martínez

Centro Agropecuario La Granja,
Servicio Nacional de Aprendizaje
Espinal, Colombia

RESUMEN

A pesar de los altos rendimientos, los sistemas de producción acuícola intensivo han tenido un impacto negativo en el medio ambiente, debido al uso incontrolado de alimento y la producción masiva de residuos que se liberan sin previo tratamiento, lo cual conduce al deterioro de la calidad de los cuerpos de agua y eutroficación. La biorremediación es una técnica de tratamiento de las aguas residuales que es conocida por ser amigable con el medio ambiente, eficiente y rentable para mejorar la calidad de los residuos que se generan. Existen diferentes agentes biorremediadores que se han evaluado en los últimos años en las aguas residuales acuícolas. El objetivo del presente artículo es revisar y comparar las diferentes técnicas de biorremediación que se están llevando a cabo para el tratamiento de las aguas residuales producto de la acuicultura, y de esta manera abarcar las limitaciones, alcances y aplicabilidad. Diferentes fuentes de información fueron consideradas para esta revisión, que incluye tesis universitarias, documentos gubernamentales y artículos científicos en idioma español e inglés de revistas científicas indexadas. El alcance de este artículo se extiende para discutir los diversos tipos de biorremediación, sus aplicaciones e inconvenientes en el contexto del tratamiento de aguas residuales de la producción acuícola. Existe un gran potencial de las diferentes técnicas de biorremediación para poderlas aterrizar al contexto regional y así mismo se evidencia los escasos estudios en cuanto a la biorremediación de otros compuestos originados en la industria piscícola como hormonas y antibióticos.

Palabras clave: *bacteria; biorremediación; efluente; microalgas; tratamiento.*

¹ Autor principal.

Correspondencia: anamilenalonsof@live.com

Aquaculture Wastewater Bioremediation: A Review

ABSTRACT

Despite high yields, aquaculture production systems have negatively impacted the environment due to uncontrolled food use and massive production of waste that is released without prior treatment, leading to deteriorating water body quality and eutrophication. Bioremediation is a wastewater treatment technique that is known to be environmentally friendly, efficient and cost-effective to improve the quality of waste generated. Different bioremediation agents have been evaluated in recent years in aquaculture wastewater. The objective of this article is to review and compare the different bioremediation techniques that are carried out for the treatment of wastewater produced from aquaculture, and therefore to cover limitations, scopes and applicability. Different sources of information were considered for this review, which includes university theses, government documents and scientific articles mainly in the Spanish and English language of scientific journals indexed. This Article's scope to discuss the various types of bioremediation, their applications and disadvantages in the context of wastewater treatment of aquaculture production. There is a great potential of the different bioremediation techniques to land them in the regional context, and the scarce studies regarding the bioremediation of compounds other origins in the fish pond stock industry such as hormones and antibiotics are also evident.

Key words: *bacteria; bioremediation; effluent; microalgae; treatment.*

Artículo recibido 30 julio 2023

Aceptado para publicación: 30 agosto 2023

INTRODUCCIÓN

La calidad y cantidad de la oferta Hídrica a nivel mundial y del país, se está viendo amenazada por el impacto de las actividades industriales y agropecuarias. La degradación del recurso hídrico se debió inicialmente a la contaminación por desperdicios orgánicos y salinización de los sistemas de riego, agravándose posteriormente por la presencia de sólidos en suspensión, metales pesados, desperdicios radiactivos, nitratos, micro contaminantes orgánicos, la acidificación de lagos y corrientes y la eutrofización de lagos y aguas costeras (Salazar, 2004).

La acuicultura intensiva es una de las actividades productivas que cada vez toma mayor auge en la seguridad alimentaria, lo cual genera mayores riesgos de impacto ambiental. En Colombia se ha dado un crecimiento del sector pesquero y acuícola, con una producción de 151.579 toneladas promedio anual entre el año 2009 y 2018 (Minagricultura, 2019). Gondwe *et al.* (2012) y Vezzulli *et al.* (2008) mencionan que la acuicultura es una de las actividades principales que contribuyen a los niveles crecientes de desechos orgánicos y compuestos tóxicos. Las aguas residuales de la actividad acuícola son una amenaza ambiental para los hábitats marinos dado que pueden cambiar las características fisicoquímicas del agua, como la reducción del oxígeno disuelto y el exceso en la concentración de nutrientes (Claudett & Frascetti, 2010).

Los efluentes de aguas residuales de la industria acuícola contienen compuestos nitrogenados (amoníaco, nitrito y nitrato), fósforo y carbono orgánico disuelto que en altas concentraciones pueden ocasionar un deterioro ambiental (Ali *et al.* 2005). El amoníaco (NH_3) es producto de la descomposición del exceso de materia orgánica y la respiración de los peces. Las bacterias quimioautotróficas (Nitrosomonas y Nitrobacter) oxidan iones de amonio (NH_4) a nitritos (NO_2) e iones de nitrato (NO_3). Estos iones son absorbidos por las plantas acuáticas, las algas y las bacterias, ya que se asimilan en la biomasa como fuente de nitrógeno. Sin embargo, los compuestos nitrogenados presentes en cantidades excesivas son responsables de generar eutrofización, lo cual interrumpe el equilibrio del ecosistema acuático y podría conducir a la afectación de la fauna y flora acuática (Lananan *et al.* 2014).

La conservación del recurso hídrico permite optimizar la producción en términos de rentabilidad y sostenibilidad para la industria piscícola, puesto que debe entregarse nuevamente en igual o mejores condiciones a las encontradas al momento de captarlo, cumpliendo con los estándares de calidad (Botero

et al. 2006), además de promover la sostenibilidad ambiental de este recurso que es uno de los más afectados. El tratamiento de aguas residuales llevado a cabo con métodos convencionales resulta más costoso debido a que los productos químicos que se utilizan son de mayor valor en el mercado, por lo que es de interés la implementación de una tecnología más económica y amigable con el medio ambiente (Cardona & García, 2008).

Para el tratamiento de efluentes de la acuicultura, se han desarrollado varios tipos de filtración mecánica como filtros de pantallas, filtros de bolsa y de cartucho, filtros de medios porosos y granulares y filtros de bolas (True *et al.* 2004; Sharrer *et al.* 2009; Martins *et al.* 2010; Dolan *et al.* 2013), tanques de sedimentación (Cripps & Bergheim, 2000; Maigual *et al.* 2013; Ramos & Navarro, 2019), osmosis inversa (Qin *et al.* 2005; Liu *et al.* 2007; Leo *et al.* 2013) y procesos de biorremediación (humedades, biofiltros, biopelículas, hidrofitos, microalgas), la cual ha emergido como una técnica prometedora para el tratamiento (Luna, 2011).

La biorremediación es un proceso en el que hongos, bacterias, plantas (fitorremediación) o biorreactores de membrana anaeróbicos o aeróbicos se utilizan para tratar y mantener en condiciones naturales un medio ambiente alterado por contaminantes. Entre las ventajas esta la restauración *in situ* a bajo costo y la ausencia de contaminación secundaria, lo cual es considerado como un atributo para el tratamiento de aguas residuales provenientes de la acuicultura (Shah & Shah, 2020; Dong *et al.* 2021). El objetivo del presente artículo es revisar y comparar las diferentes técnicas de biorremediación que se están llevando a cabo para el tratamiento de las aguas residuales producto de la acuicultura, y de esta manera abarcar las limitaciones, alcances y aplicabilidad.

MATERIALES Y MÉTODOS

La información fue sistematizada y analizada para ser presentada en los siguientes temas: Caracterización de las aguas residuales acuícolas, técnicas de biorremediación en el tratamiento de aguas residuales acuícolas: acuicultura integrada multitrófica, bacterias en biorremediación, fitorremediación, microrremediación, ficoremediación, consorcio bacteria microalga y futuro y limitaciones de las técnicas de biorremediación.

Diferentes fuentes de información fueron consideradas para esta revisión, que incluye tesis universitarias, documentos gubernamentales y principalmente artículos científicos en idioma español e

inglés de revistas científicas indexadas con disponibilidad virtual, seleccionando las fuentes bibliográficas posteriores al año 2000. La búsqueda se realiza en las siguientes bases de datos digitales: Springer link, Science direct y google académico; las revistas científicas: Biotechnology Reports, Science of the Total Environment, Aquaculture, International Biodeterioration & Biodegradation, Reviews in Aquaculture, Ecological Modelling, Environmental Technology & Innovation, Aquaculture Environment Interactions, Journal of Aquaculture in the Tropics, Groundwater for Sustainable Development, Algal Research, Bioresource Technology, entre otras.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización de las Aguas Residuales Piscícolas

Nitrógeno. En los ambientes acuáticos, las formas de nitrógeno inorgánico más comunes son amonio (NH_4), nitrito (NO_2) y nitrato (NO_3), los cuales están presentes naturalmente en estos ecosistemas debido a la deposición atmosférica, escorrentía de las aguas superficiales y subterráneas, disolución de depósitos geológicos ricos en nitrógeno, fijación de nitrógeno por algunos procariontes y degradación de la materia orgánica; sin embargo, como resultado de la acuicultura intensiva usualmente sus concentraciones incrementan (Rabalais, 2002; Camargo *et al.* 2005; Robles *et al.* 2020).

Se ha encontrado que en los sistemas que usan alimento para peces rico en proteína, en promedio solo el 25% del nitrógeno consumido por los peces es convertido en biomasa, el resto del nitrógeno es excretado como amoníaco (NH_3), subproducto del metabolismo proteico (Hu *et al.* 2013). A causa de sus propiedades fisicoquímicas el amoníaco en agua es principalmente encontrado como amonio (NH_4^+) y la proporción de cada forma es definida por el pH, temperatura y salinidad (Khodami *et al.* 2011). El amonio es tóxico para los peces incluso en bajas concentraciones, puede ser oxidado a nitrito (NO_2) por bacterias oxidantes de amonio y este a su vez en nitrato (NO_3) por bacterias oxidantes de nitrato, en condiciones aeróbicas. El nitrato a su vez puede ser reducido a nitrógeno gaseoso mediante la desnitrificación, predominantemente en condiciones anóxicas (Rassamee *et al.*, 2011), siendo la acuicultura una importante fuente de emisiones antrópicas de N_2O (Hu *et al.*, 2013). Debido a la oxidación, las concentraciones de nitrato en ecosistemas marinos y de agua dulce son más altas que las de amonio y nitrito (Rabalais, 2002; Camargo *et al.* 2005; Robles *et al.* 2020).

El nitrito es considerado como el compuesto nitrogenado más tóxico derivado del metabolismo (Robles *et al.* 2020), el cual induce una toxicidad aguda incluyendo daños en el metabolismo energético y el deterioro tisular en los animales acuáticos (Kim *et al.* 2019).

El nitrato es menos tóxico que el amonio y el nitrito; no obstante, causa la oxidación de la hemoglobina a metahemoglobina, una condición definida como metahemoglobinemia, que genera una reducción en la capacidad de los glóbulos rojos para liberar oxígeno en los tejidos (Kim *et al.* 2019). Los peces tienen diversos mecanismos de defensa para adaptarse a los niveles de compuestos nitrogenados en cultivos acuícolas; sin embargo, la excesiva exposición a amonio, nitrito y nitrato en concentraciones por encima de su capacidad de protección, dan lugar a la toxicidad (Kim *et al.* 2019).

Fósforo. Además del nitrógeno, el fósforo es otro elemento encontrado en las aguas residuales producto de la acuicultura. La producción acuícola depende de un suministro externo de fósforo, ya sea directamente a través de los alimentos en el caso de especies carnívoras, o mediante fertilizantes que mejoran la productividad primaria de los ecosistemas acuáticos en el caso de las especies omnívoras y herbívoras (Huang *et al.* 2020). El exceso de fósforo se debe a alimento no consumido, fósforo no digerido en las heces, orina y materia orgánica diversa, que es descargado en fase sólida (o particulada) y disuelta (True *et al.* 2004; Jasmin *et al.* 2020). El grado del exceso depende del sistema de cultivo, tipo y proporción de los ingredientes usados en la formulación del alimento y las especies cultivadas (Jahan *et al.* 2003; Jasmin *et al.* 2020).

Existen tres clases de fósforo en las aguas residuales: fósforo particulado el cual se deposita en el fondo, fósforo en suspensión (menos denso que el fósforo particulado) y fósforo soluble (completamente disuelto en el agua). Los peces excretan en las heces el fósforo particulado, algunas partículas se pueden recolectar en tanques de sedimentación, pero el fósforo soluble es eventualmente descargado al medio ambiente (Sugiura, 2018; Jasmin *et al.* 2020).

Los contaminantes de las aguas residuales especialmente el fósforo, pueden conducir a la degradación en la calidad del agua mediante la eutroficación, debido a que las algas pueden asimilar una gran cantidad de fósforo, que provoca una rápida proliferación de algas liberando ficotoxinas, las cuales conducen a la hipoxia del cuerpo de agua (True *et al.* 2004; Rocha *et al.* 2018; Huang *et al.* 2020; Dong *et al.* 2021).

Azufre. El azufre es un elemento importante para los organismos, que existe naturalmente en los cuerpos de agua y estanques de acuicultura principalmente como ion sulfato (Jasmin *et al.* 2020). En condiciones aeróbicas el azufre se descompone en sulfuro, el cual puede ser oxidado a sulfato. Este es altamente soluble en agua por lo que se dispersa gradualmente en los sedimentos. Por otro lado, en condiciones anaeróbicas el sulfato se puede utilizar como receptor de electrones terminal del metabolismo microbiano, conduciendo a la producción de gas sulfuro de hidrogeno, que puede ser metabolizado anaeróbicamente por bacterias púrpuras del azufre (Musyoka, 2016). El sulfuro de hidrogeno es soluble en agua y causa daño branquial y otras dolencias en los peces. El H₂S sin ionizar es extremadamente tóxico para los peces tanto en la naturaleza como en cultivos acuícolas. Algunos bioensayos sugieren que cualquier concentración de H₂S debe considerarse como perjudicial para la producción (Prabu & vivek, 2016).

El sulfuro es una toxina reactiva que se une a la subunidad hem de citocromo C oxidasa, una enzima clave en la cadena de transporte de electrones, lo cual evita la liberación de oxígeno y producción de ATP. Los altos niveles de sulfuro interfieren con la respiración de organismos acuáticos y genera efectos citotóxicos (Thulasi *et al.* 2020).

Otros contaminantes. Por otra parte, los productores acuícolas manejan algunos medicamentos en los cultivos para evitar brotes de enfermedades y mejorar el rendimiento. Se han detectado diferentes niveles de una amplia gama de productos farmacéuticos (hormonas, esteroides, antibióticos, parasiticidas) en suelos, aguas superficiales y aguas subterráneas. Estos productos han provocado desequilibrio en los ecosistemas; sin embargo, sus implicaciones ambientales han sido poco estudiadas (Martínez & Martínez, 2012).

Los antibióticos más utilizados en acuicultura son la ampicilina, oxacilina, penicilina, ceftazidima y cefazolina; no obstante, uno de los problemas del abuso de los antibióticos es la presencia de antibióticos residuales en productos de la acuicultura, cuyo consumo se ha incrementado. Por otro lado, la resistencia a los antibióticos causada por estos productos residuales ha sido considerada como una gran problemática ambiental (Han *et al.* 2019).

Técnicas de biorremediación en el tratamiento de aguas residuales acuícolas

Los mecanismos de biorremediación que posiblemente se relacionan con la eliminación de metales específicos, oxianiones y los contaminantes orgánicos son la bioaumentación y la bioestimulación (Prabu & Vivek, 2016). En la bioestimulación, los microorganismos naturales reciben condiciones ambientales que favorecen su crecimiento y reproducción. La presencia de fertilizantes nutritivos como nitrógeno, fósforo, así como oxígeno, aumentan la capacidad del microorganismo de descomponer el contaminante orgánico (Musyoka & Fernández, 2016). Mientras que la bioaumentación es la adición directa de microorganismos que pueden descomponer los contaminantes y acelerar su destrucción (Prabu & vivek, 2016).

Acuicultura Multitrofica Integrada (AMTI)

La acuicultura multitrofica integrada es considerada una de las metodologías más prometedoras para mejorar el rendimiento en la producción acuícola y a su vez minimizar la huella ambiental de la actividad, reduciendo los desechos. La acuicultura integrada se ha utilizado durante siglos, combinando diferentes productos (terrestres y acuáticos, vegetales y animales). La AMTI combina compartimentos biológicos a diferentes niveles tróficos en el mismo cultivo, optimizando la utilización de nutrientes, reduciendo el impacto ambiental e incrementando la producción total de biomasa (Milhazes-Cunha & Otero, 2017; Li *et al.* 2019).

El funcionamiento general del método consiste en que las aguas residuales del primer producto (como peces o camarones), son utilizadas por especies extractivas (macro y microalgas), las cuales pueden convertirse en un producto comercializable o usarse como recurso alimenticio para consumidores primarios (ej. Bivalvos, pepinos de mar), los cuales pueden alimentarse de residuos orgánicos generados, a su vez estas últimas especies detritívoras son considerados como segundo producto (Milhazes-Cunha & Otero, 2017; Li *et al.* 2019; Lopes *et al.* 2020).

Las algas marinas eliminan amonio, nitrato y el fósforo excretado por los peces en la columna de agua y al mismo tiempo obtienen nutrientes y eliminan contaminantes de la acuicultura. Los mariscos y otros organismos filtradores convierten cantidades significativas de alimentos no consumidos y heces de peces en biomasa corporal y los animales bentónicos también se pueden integrar al sistema para remover compuestos orgánicos, sedimentos y mejorar la bioirrigación (Chaves & Obreque, 2010).

Ju y colaboradores (2014) estudiaron un sistema multitrófico de la ascidia *Styela clava*, el pepino de mar *Stichopus japonicus* y una mezcla de microalgas compuesta por *Platymonas helgolandica*, *Chlorella vulgaris*, *Chaetoceros debilis*, y la diatomea *Navicula parva*, concluyendo que este modelo AMTI solo es viable cuando la ascidia y el pepino de mar se cultivaron junto con las microalgas, debido a la absorción efectiva de nutrientes llevada a cabo por estas últimas, las cuales disminuyeron los niveles de nitrógeno y fósforo derivados del cultivo de pepino de mar.

Algunos estudios han evaluado el sistema AMTI con poliquetos dentro de los organismos involucrados. Nederlof y colaboradores (2020) analizaron el potencial de biorremediación de los poliquetos *Capitella* sp. y *Ophryotrocha craigsmithi*, observando que los más altos valores de requerimiento de nutrientes se obtienen con *O. Craigsmithi* alimentado con heces de salmón y se necesitan densidades mayores de poliquetos que las encontradas naturalmente para la biorremediación de los desechos de los peces. Por otra parte, Lopes y colaboradores (2020) realizaron una modelación para predecir el proceso metabólico del poliqueto *Hediste diversicolor* dentro de un sistema multitrófico. El potencial de biorremediación se estimó con base en las tasas de asimilación acumuladas y se concluyó que los desechos de los peces podrían constituir la fuente de alimento exclusiva para el poliqueto.

En Colombia, Gómez y colaboradores (2017) realizaron un estudio acerca de tanques de acuicultura con la metodología AMTI para peces ornamentales, encontrando que la falta de suministro de alimento en los tanques no altera su productividad, debido a que la columna de agua entra en un proceso de sucesión ecológica donde aumenta la complejidad de las relaciones tróficas de la comunidad, llegando al mayor aprovechamiento de los recursos que hay en el tanque. Sin embargo, en el país este sistema ha sido poco implementado y tiene potencial para una producción acuícola sostenible.

Biorremediación Bacteriana

La biorremediación con bacterias se ha utilizado ampliamente para el tratamiento de aguas residuales provenientes de la industria. Diferentes tipos de bacterias endófitas, *Pseudomonas* y especies de *Bacillus* se han empleado para el tratamiento. Algunas bacterias tienen un rol importante en el ciclo del nitrógeno, a través de la amonificación, nitrificación, desnitrificación y fijación de nitrógeno. Específicamente las *Nitrosomonas* y *Nitrobacter* están involucradas principalmente en la nitrificación y algunas veces en la desnitrificación (Liu *et al.* 2020; Hlordzi *et al.* 2020). Las bacterias heterotróficas utilizan fuentes de

carbón orgánico e inorgánico para el crecimiento, por lo cual son fundamentales en la descomposición de la materia orgánica (Hlordzi *et al.* 2020).

En el caso de las aguas residuales producto de la acuicultura, las bacterias del género *Bacillus* han sido las más estudiadas, encontrándose que reducen los compuestos nitrogenados principalmente (Zokaeifar *et al.* 2014; Muthukrishnan *et al.* 2015; Naderi-Samani *et al.* 2016; Mohamad *et al.* 2017; Dash *et al.* 2018; Jhon *et al.* 2020).

Por otra parte, las bacterias púrpuras no del azufre pueden metabolizar el excremento de los animales utilizados en la acuicultura, alimento residual, nitrógeno inorgánico y sulfuro de hidrogeno para una rápida reproducción. Dong y colaboradores (2021) aislaron *Rhodobacter sphaeroides* de un cultivo de camarones, esta bacteria mostro una alta capacidad para remover amonio y fosfato.

Se realizó una evaluación del potencial de biorremediación de *Marichromatium gracile* YL28 una bacteria aislada de manglares marinos, la cual eliminó eficazmente una alta concentración de amonio y nitrito mientras evitaba la pérdida excesiva de N por desnitrificación (eliminación de nitrógeno), reducción por asimilación de nitratos y asimilación de amonio. Esta remoción de contaminantes de nitrógeno inorgánico se observó a escala de laboratorio en tanques con *Oryzias melastigma* y en campo con *Penaeus vannamei* (Zhu *et al.* 2019).

Ficorremediación

Las algas, microalgas y cianobacterias son utilizadas en el tratamiento de aguas residuales, ya que pueden eliminar fosfatos, nitratos, metales pesados, pesticidas e hidrocarburos, en un proceso conocido como Ficorremediación. La capacidad de utilizar el nitrógeno y fósforo para su crecimiento, las convierte en especies promisorias para la bioremediación de aguas residuales (Kaloudas *et al.* 2021). Adicionalmente, adquieren un valor agregado debido a su posterior uso como fuente de biomasa y energía alternativa (Shah & Shah, 2020). Esta biomasa se puede utilizar además para la generación de fertilizantes, ácidos grasos, terapéuticos, nutraceúticos y como alimento para animales, contribuyendo de esta manera a la sostenibilidad económica de la industria del tratamiento de aguas residuales (Kaloudas *et al.* 2021).

En ficorremediación, se utilizan dos sistemas para el tratamiento de aguas residuales: los sistemas abiertos y cerrados. Los sistemas abiertos están compuestos por estanques naturales o artificiales, que

pueden estar sin agitación o con agitación. Los estanques sin agitación son más económicos y fáciles de manejar; sin embargo, son más susceptibles a la depredación de las algas por el zooplancton y la afectación del crecimiento de las algas por poblaciones mixtas de algas. Los sistemas agitados proporcionan aireación y en algunos casos, suplemento de CO₂, luz y distribución de nutrientes, mejorando así el crecimiento de algas. Por otra parte, los sistemas cerrados utilizan fotobiorreactores como medio para controlar los factores que afectan la fitorremediación de las aguas residuales, estos sistemas incluyen fotobiorreactores tubulares, fotobiorreactor de panel plano, fotobiorreactor de columna y fotobiorreactor de bolsas de polietileno, en este sistema el control de factores (abióticos, bióticos, químicos, físicos y mecánicos) es más sencillo, pero el mantenimiento es más costoso y requiere personal altamente calificado. Los fotobiorreactores de membrana y biopelículas de microalgas, intentan proporcionar sistemas híbridos que combinan sistemas abiertos y cerrados (Kaloudas *et al.* 2021).

Viega y colaboradores (2021), utilizaron diferentes microalgas por separado: *Chlorella vulgaris*, *Scenedesmus obliquus*, *Isochrysis galbana*, *Nannochloropsis salina* y *Spirulina major*, para remediar los efluentes del cultivo del cangrejo. Las eficiencias de remoción fueron de 100% en Nitrógeno total y Fósforo Total para todas las microalgas, mientras que las dos algas con mayor productividad fueron *C. vulgaris* y *S. obliquus*.

Algunas macroalgas como *Gracilaria edulis*, *Gracilaria changii*, *Codium fragile*, *Ulva pertusa*, *Ecklonia stolonifera*, *Saccharina japónica*, *Gracilariopsis chorda*, *Chaetomorpha linum* y *Cladophora prolifera* han sido evaluadas como potenciales agentes biorremediadores. En el caso de *Gracilaria edulis* y *Gracilaria changii* se investigó el rendimiento y capacidad de absorción de nutrientes utilizando un sistema de recirculación de agua al aire libre, alcanzando una tasa máxima de remoción de amonio y nitrato del 72,5% (Mawi *et al.* 2020). Por otra parte, la tasa y eficiencia de absorción total de nitrógeno amoniacal fueron más altas en *U. pertusa* y las más bajas en *S. japonica*. La eficiencia de absorción de fosfato osciló entre el 43% de *S. japonica* y el 30% de *G. chorda* (Kang *et al.* 2021).

Chaetomorpha linum demostró ser más eficiente para remover Nitrógeno y Fosforo de agua de mar que *Cladophora prolifera*, de tal manera que a una densidad de 10g/L puede ser una excelente candidata para biorremediación de aguas residuales de la acuicultura. En estos procesos de biorremediación es

preferible usar la menor biomasa que pueda asegurar una eficiente remoción de nutrientes y evitar la competencia por nutrientes y luz, lo cual puede limitar el crecimiento de las algas (Aquilino *et al.* 2020).

Consortio Bacteria Microalga

Las bacterias y microalgas pueden estar en una relación simbiótica, que puede cambiar dependiendo del tipo de sustrato, disponibilidad de luz, aireación, fuente de alimento, entre otros (Akao *et al.* 2021). Las bacterias y las microalgas pueden convertir los compuestos orgánicos líquidos, nitrógeno y fosforo en biomasa. Las microalgas generan oxígeno, el cual pueden utilizar las bacterias como aceptor de electrones para la degradación de compuestos orgánicos y a su vez el dióxido de carbono liberado por el metabolismo bacteriano puede ser fijado por las microalgas (Fan *et al.* 2021).

Este consorcio se puede hacer en una biopelícula de microalgas y bacterias en estanques de aguas residuales. Akao y colaboradores (2021) para la fase de enriquecimiento examinaron diferentes tipos de sustratos: tapones de botella (polipropileno), coral plástico (corales artificiales), soportes de biorreactores de lecho móvil (polietileno) y dos tipos de esponjas de poliéter. Finalmente, se sumergieron esponjas de poliéter estándar en muestras de aguas residuales sin procesar para mejorar el desarrollo de biopelículas en ellas. La demanda química de oxígeno (DQO) se redujo en un 36% en 24h y un 71% en 4 días; los valores de demanda bioquímica de oxígeno (DBO) amonio y fosfato disminuyeron en un 80%, 64% y 95% respectivamente en 7 días. Por otra parte, Han y colaboradores (2020) evaluaron cuatro portadores de biopelícula diferentes (algodón trenzado, cepillo de polipropileno, espuma de poliestireno y esponja de fibra de carbono). El algodón trenzado presento una mejor compatibilidad con la biopelícula derivada de las aguas residuales de la acuicultura y podría promover el crecimiento de la biopelícula de algas y bacterias. Además, tuvo una mayor eficiencia de eliminación de nitrógeno y fósforo que los otros materiales usados en el estudio.

Fan y colaboradores (2021) evaluaron el lodo granular microalgal-bacteriano en aguas residuales piscícolas, esta técnica se utiliza en el tratamiento de aguas residuales domésticas. La microalga dominante fue *Coelastrella* y la bacteria identificada fue Rhodobacteraceae, las cuales fueron capaces de eliminar respectivamente el 64,8%, 84,9%, 70,8%, 50,0% y 84,2% de la demanda química de oxígeno, amoníaco-nitrógeno, nitrato-nitrógeno, nitrito-nitrógeno y fosfato-fósforo en condiciones no aireadas.

Micorremediación

Existen diferentes cepas de esporas de hongos como *Aspergillus niger*, *Aspergillus fumigatus* y *Aspergillus niveus* que se pueden utilizar para los procesos de biorremediación; no obstante, ciertas cepas de hongos tienen limitaciones debido a que poseen un ciclo largo de formación de esporas (Shah y Shah, 2020).

Lalitha y colaboradores (2019) utilizaron *Pleurotus ostreatus* para la degradación de oxitetraciclina de sistemas acuícolas en un medio de cultivo líquido, encontrando una reducción del 44-64% a los 14 días. Por otra parte, la función ligninolítica de las enzimas peroxidasa y lacasa se evidencio con una cepa colombiana de *Leptosphaerulina sp*, para la degradación de isoxazocil-penicilinas como axacilina y dicloxacilina (Copete-Pertuz *et al.* 2018). Teniendo en cuenta lo anterior, el papel de agentes fúngicos como biorremediadores de aguas residuales acuícolas, se centra sobre todo en la remoción de antibióticos producto de la actividad.

Fitorremediación

La fitoremediación es un enfoque ecológico de bajo costo que ha adquirido gran interés debido a la capacidad de las plantas de eliminar contaminantes, las cuales pueden absorber compuestos orgánicos e inorgánicos en el agua y el suelo. La fitoremediación se puede desarrollar como un tratamiento in situ con la ventaja de generar biomasa que se puede utilizar como materia prima para la generación de bioenergía renovable (Kurade *et al.* 2021). Este método de remediación es dependiente de las interacciones físicas, químicas, bioquímicas, microbiológicas y biológicas de la planta con los contaminantes tóxicos (Shah & Shah, 2020).

Dentro de las estrategias de tratamiento de aguas residuales utilizando plantas, se encuentra la construcción de humedales tanto naturales como artificiales. Esta tecnología ha demostrado el tratamiento efectivo de aguas residuales que contienen una amplia gama de contaminantes, teniendo como ventajas la alta capacidad de remoción, facilidad de operación, bajo costo y un potencial significativo en el reciclaje de agua y nutrientes (Kurade *et al.* 2021).

Gorito y colaboradores (2018) evaluaron la remoción de más de 30 contaminantes de efluentes de la acuicultura en un humedal en flujo subterráneo vertical con *Phragmites australis*, reportando la remoción de >87% de todos los microcontaminantes orgánicos evaluados cada semana, con excepción

del 2-etilhexil-4-metoxicinamato de efluentes de la acuicultura enriquecidos y no enriquecidos. Se concluyó que la posible razón de la eliminación es la combinación de la degradación microbiana y de las plantas; sin embargo, se requiere investigación adicional para comprender el proceso de eliminación de estos microcontaminantes utilizando humedales.

Mohd-Nizam y colaboradores (2020) examinaron la capacidad de cinco plantas acuáticas de remover contaminantes: *Centella asiatica*, *Ipomoea aquatica*, *Salvinia molesta*, *Eichhornia crassipes* y *Pistia stratiotes*. Todas las plantas se lavaron, secaron y se dejaron en un tanque lleno con 15 L de agua destilada durante una semana, para asegurarse de que las plantas fueran neutralizadas antes del experimento. El proceso se realizó en tanques de 5L de aguas residuales de acuicultura para cada planta, no se agregaron nuevas aguas residuales a los tanques durante todo el experimento para permitir un patrón constante de reducción de la contaminación. Se encontró que *P. stratiotes* es el mejor eliminador de sólidos suspendidos totales (SST) de aguas residuales de acuicultura, *C. asiatica* fue la mejor para reducir el NH₃-N, y *E. crassipes* la más eficiente para la remoción de fosfato.

Ni y colaboradores (2018) evaluaron una presa ecológica, la cual estaba compuesta de un biofiltro sumergido y una cama de plantas flotantes que forman un recinto a través del cual pasa el agua del lago de una cría de cangrejos. Las plantas acuáticas estaban compuestas por *Lythrum salicaria*, *Thalia dealbata*, *Pontederia cordata*, *Iris tectorum*, *Iris wilsonii*, y *Canna warscewiczii* y las bacterias más abundantes a nivel de filo fueron Proteobacteria, Actinobacteria, Cianobacteria, Firmicutes, Planctomicetes, Bacteroidetes y Nitrospirae. La capacidad de remoción máxima estimada de la ecorepresa fue 0.609 kg COD/(m₂.d), 0.512 kg NH₄⁺-N/(m₂.d), 0.482 kg NO₂⁻-N/(m₂.d), y 0.112 kg NO₃⁻-N/(m₂.d).

Hui y colaboradores (2017) analizaron la remoción de algunos metales pesados como el Al, Fe y Cd por parte de las plantas *Colocasia esculenta*, *Pistia stratiotes*, y *Limnocharis flava* en lagos de cultivo de tilapia, encontrando que *Colocasia esculenta* fue el mejor para el proceso de fitorremediación en comparación con las otras dos plantas, debido a su capacidad para reducir las concentraciones de Fe, Cd y P en más del 50%, acumula Al, Fe y Cd y aumenta en promedio el OD en 2,26 mg / L en cada lote.

Por otra parte, utilizando *Chrysopogon zizanioides* para disminuir la carga contaminante en efluentes provenientes de los estanques donde se cultivan tilapia roja (*Oreochromis sp*), cachama blanca

(*Piaractus brachypomus*) y yamú (*Brycon siebenthalae*), se observó que los parámetros DBO, Fosforo Total, Oxígeno Disuelto, pH y solidos Suspendidos Totales tuvieron una remoción significativa (Gomez & Rico, 2017). De esta manera se evidencia la efectividad en la utilización de plantas como agentes biorremediadores de efluentes producto de la actividad acuícola.

Discusión de los hallazgos.

Las tecnologías de tratamiento físico, químico y de oxidación de aguas residuales que se aplican en la actualidad, tienen ciertas limitaciones como los subproductos tóxicos y altos costos de operación. Teniendo en cuenta esto, surge como un tratamiento alternativo la biorremediación, que ha presentado un auge de investigación en los últimos años (Shah & Shah, 2020).

A pesar de los buenos resultados en la remoción de contaminantes en el agua de uso acuícola por parte de diferentes agentes biorremediadores, existen varios desafíos para tener una biorremediación exitosa. La biorremediación se limita a compuestos que pueden ser degradados biológicamente, además, algunos productos de la biodegradación son más tóxicos que los originales (Jasmin *et al.* 2020).

Por otra parte, muchos factores afectan la efectividad del proceso de biorremediación. Se requieren algunas condiciones ambientales adecuadas, nivel de pH, temperatura, oxígeno disuelto, alcalinidad y salinidad, así como también niveles apropiados de contaminantes para el proceso de biorremediación, ya que algunos agentes no pueden soportar un alto nivel de contaminantes y algunos desperdicios del sector acuícola pueden no ser adecuados para la degradación mediada por bacterias (Ebeling *et al.* 2006; Jasmin *et al.* 2020).

Otro desafío del proceso de biorremediación es pasar de la escala de laboratorio, donde se llevan a cabo muchos de los estudios para determinar la eficacia de remoción de contaminantes, a poder implementarlos en campo. Se requiere investigación para desarrollar tecnologías que sean apropiadas para zonas con mezclas complejas de contaminantes (Jasmin *et al.* 2020).

La mayoría de los estudios evalúan la remoción de nitratos, nitritos, amonio, fosfatos y sulfatos de las aguas residuales acuícolas; sin embargo, se requieren más estudios que analicen la remoción de algunos productos farmacéuticos (hormonas, esteroides, antibióticos, parasiticidas) que también son compuestos que se encuentran en las aguas residuales acuícolas y pueden causar alteraciones y efectos ambientales negativos en los cuerpos de agua.

Se han evaluado diferentes agentes biorremediadores en la remoción de contaminantes de aguas residuales piscícolas, siendo la ficorremediación la más utilizada (algas y microalgas) con la ventaja que su biomasa se puede utilizar como un subproducto para la industria cosmética, alimentación, biocombustibles, entre otros. De esta manera, se fomenta la economía circular aprovechando todos los recursos en el ciclo productivo.

También ha tenido buenos resultados la utilización de consorcios microalga bacteria y la acuicultura multitrofica integrada, en la cual no se utiliza uno sino varios agentes biorremediadores, que optimizan la remoción de contaminantes y el sistema productivo de tal manera que sea de fácil implementación para el productor, quien finalmente debe apropiarse de este tipo de tecnologías, disminuyendo costos y obteniendo mejores resultados.

En conclusión, debido al desarrollo actual de la industria acuícola para contribuir con la seguridad alimentaria, se producirán cada vez más desechos y por ende impactos ambientales del sector. Es por esto que la industria acuícola requiere una mejor gestión de los residuos que garantice una mayor producción sin dejar de proteger el medio ambiente. La biorremediación al ser una tecnología menos costosa, se plantea como una óptima alternativa para el productor. Una mejor comprensión de la relación entre comunidades microbianas y contaminantes y cómo los microbios responden en presencia de cierto nivel de contaminantes puede conducir a un gran avance en los estudios de investigación de gestión de residuos.

El funcionamiento natural de los microorganismos, algas y plantas y sus interacciones en el medio acuático ayuda a diseñar métodos de biorremediación para el tratamiento de los desechos de la acuicultura. La mayoría de los métodos de biorremediación no solo biomitigan los desechos de la acuicultura, sino que también mejoran la biodiversidad y contribuyen a la economía circular mediante la diversificación de productos, además de la prestación de servicios ambientales.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Sistema de Investigación, Innovación y Desarrollo Tecnológico (SENNOVA) del Servicio Nacional de Aprendizaje por la financiación del proyecto.

CONFLICTOS DE INTERESES

El manuscrito fue preparado y revisado con la participación de todos los autores, quienes declaramos que no existe ningún conflicto de intereses que ponga en riesgo la validez de los resultados presentados.

LITERATURA CITADA

- AKAO, P.K.; SINGH, B.; KAUR, P.; SOR, A.; AVNI, A.; DHIR, A.; VERMA, S.; KAPOOR, S.; GUPTA-PHUTELA, U.; SATPUTE, S.; SHARMA, S.; AVISAR, D.; SINGH-SANDHA, K.; MAMANE, H. 2021. Coupled microalgal–bacterial biofilm for enhanced wastewater treatment without energy investment. *Journal of Water Process Engineering*, 41, 102029. ISSN 2214-7144. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102029>.
- ANDREOTTI, V.; CHINDRIS, A.; BRUNDU, G.; VALLAINC, D.; FRANCAVILLA, M.; GARCÍA, J. 2017. Bioremediation of aquaculture wastewater from *Mugil cephalus* (Linnaeus, 1758) with different microalgae species. *Chemistry and Ecology*, 33(8), 750-761, <https://doi.org/10.1080/02757540.2017.1378351>.
- ALI, N.; MOHAMMAD, A.W.; JUSOH, A.; HASAN, M.R.; GHAZALI, N.; KAMARUZAMAN, K. 2005. Treatment of aquaculture wastewater using ultra-low pressure asymmetric polyethersulfone (PES) membrane. *Desalination* 185, 317-326. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2005.03.084>.
- AQUILINO, F.; PARADISO, A.; TRANI, R.; LONGO, C.; PIERRI, C.; CORRIERO, G.; CONCETTA DE PINTO, M. 2020. *Chaetomorpha linum* in the bioremediation of aquaculture wastewater: Optimization of nutrient removal efficiency at the laboratory scale. *Aquaculture*, 523, 735133. ISSN 0044-8486. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2020.735133>.
- BOTERO-AGUIRRE, M.; OCHOA S, J.; JIMÉNEZ, H. A.; URIBE, V.J.; BOTERO, M. 2006. Disminución de la reproducción, el crecimiento y la sobrevivencia de peces, debido a una alteración en la cantidad y calidad del agua: reporte de caso. *Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias*, 19 (2), 228-232. ISSN 2256-2958.
- CAMARGO, J.A.; ALONSO, A.; SALAMANCA, A. 2005. Nitrate toxicity to aquatic animals: a review with new data for freshwater invertebrates. *Chemosphere*, 58 (9), 1255-1267. ISSN 0045-6535. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.10.044>.

- CARDONA, J.; GARCÍA, L.A. 2008. Evaluación del efecto de los microorganismos eficaces (EM) sobre la calidad de un agua residual doméstica (Tesis de pregrado). Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá, Colombia.
- CHÁVEZ-CROOKER, P.; OBREQUE-CONTRERAS, J. 2010. Bioremediation of aquaculture wastes. *Curr Opin Biotechnol*, 21(3), 313-7. doi: 10.1016/j.copbio.2010.04.001.
- CHAUX-F, G.; CAICEDO-B, J. R.; FERNÁNDEZ-M, J.E. 2013. Tratamiento de efluentes piscícolas (tilapia roja) en lagunas con *Azolla pinnata*. *Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial*, 11(2), 46-56.
http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1692-35612013000200006&lng=en&tlng=es.
- CLAUDET, J.; FRASCHETTI, S. 2010. Human-driven impacts on marine habitats: A regional meta-analysis in the Mediterranean Sea. *Biological Conservation*, 143 (9), 2195-2206. ISSN 0006-3207, <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.06.004>.
- COPETE-PERTUZ, L.; PLÁCIDO, J.; SERNA-GALVIS, E.; TORRES-PALMA, R.; MORA, A. 2018. Elimination of Isoxazolyl-Penicillins antibiotics in waters by the ligninolytic native Colombian strain *Leptosphaerulina sp.* considerations on biodegradation process and antimicrobial activity removal. *Science of The Total Environment*, 630, 1195-1204.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.244>.
- CRIPPS, S.J.; BERGHEIM, A. 2000. Solids management and removal for intensive land-based aquaculture production systems. *Aquacultural Engineering*, 22(1-2), 33-56. ISSN 0144-8609, [https://doi.org/10.1016/S0144-8609\(00\)00031-5](https://doi.org/10.1016/S0144-8609(00)00031-5).
- DASH, P.; TANDEL, R.; BHAT, R.; MALLIK, S.; PANDEY, N.; SINGH, A.; SARMA, D. 2018. The addition of probiotic bacteria to microbial floc: Water quality, growth, non-specific immune response and disease resistance of *Cyprinus carpio* in mid-Himalayan altitude. *Aquaculture*, 495, 961-969. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2018.06.056>.
- DONG, D.; SUN, H.; QI, Z.; LIU, X. 2021. Improving microbial bioremediation efficiency of intensive aquacultural wastewater based on bacterial pollutant metabolism kinetics análisis.

- DOLAN, E.; MURPHY, N.; O'HEHIR, M. 2013. Factors influencing optimal micro-screen drum filter selection for recirculating aquaculture systems. *Aquacultural Engineering*, 56, 42-50. ISSN 0144-8609, <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2013.04.005>.
- EBELING, J.M.; TIMMONS, M.B.; BISOGNI, J.J. 2006. Engineering analysis of the stoichiometry of photoautotrophic, autotrophic, and heterotrophic removal of ammonia–nitrogen in aquaculture systems. *Aquaculture*. 257 (1–4), 346–358.
- GÓMEZ GARCÍA, F. S.; GUZMÁN LENIS, A. R.; OLARTE BLANDÓN, O. J. 2017. Estabilización de tanques de acuicultura para la producción artesanal y autosostenible de peces ornamentales, en el municipio de Acacías, Meta. Documentos de Trabajo ECAPMA, 0(2). <https://doi.org/10.22490/ECAPMA.1817>.
- GÓMEZ-PARDO, N.Y.; RICO-TORRES, F.R. 2017. Uso del *Chrysopogon zizanioides* como alternativa natural para disminuir la carga contaminante en efluentes provenientes de la actividad piscícola en la colonia agrícola de Acacías –Meta. Trabajo de grado para optar al título en Ingeniería Ambiental. Universidad Nacional Abierta y a Distancia (UNAD), Colombia.
- GONDWE, M.J.; GUILDFORD, S.J.; HECKY, R.E. 2012. Tracing the flux of aquaculture derived organic wastes in the southeast arm of Lake Malawi using carbon and nitrogen stable isotopes. *Aquaculture*, 350-353, 8-18. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2012.04.030>.
- GORITO, A.M.; RIBEIRO, A.R.; ROCHA-GOMES, C.; ALMEIDA, C.M.R.; SILVA, A.M.T. 2018. Constructed wetland microcosms for the removal of organic micropollutants from freshwater aquaculture effluents. *Science of The Total Environment*, 644, 1171-1180. ISSN 0048-9697. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.371>.
- GUIMARÃES-CARDOSO, L.; HARTWIG-DUARTE, J.; BOMFIM-ANDRADE, B.; FRANÇA-LEMO, P.V.; VIEIRA-COSTA, J.A.; DRUZIAN, J.I.; CHINALIA, F.A. 2020. *Spirulina sp.* LEB 18 cultivation in outdoor pilot scale using aquaculture wastewater: High biomass, carotenoid, lipid and carbohydrate production. *Aquaculture*, 525, 735272. ISSN 0044-8486. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2020.735272>.

- HAN, P.; LU, Q.; FAN, L.; ZHOU, W. 2019. A Review on the Use of Microalgae for Sustainable Aquaculture. *Applied Sciences*, 9(11), 2377. <https://doi.org/10.3390/app9112377>.
- HAN, W.; MAO, Y.; WEI, Y.; SHANG, P.; ZHOU, X. 2020. Bioremediation of Aquaculture Wastewater with Algal-Bacterial Biofilm Combined with the Production of Selenium Rich Biofertilizer. *Water*, 12, 2071.
- HLORDZI, V.; KUEBUTORNYE, F.K.A.; AFRIYIE, G.; DELWIN ABARIKE, E.; LU, Y.; CHI, S.; ANOKYEWAA, M.A. 2020. The use of *Bacillus* species in maintenance of water quality in aquaculture: A review. *Aquaculture Reports*, 18, 100503. ISSN 2352-5134. <https://doi.org/10.1016/j.aqrep.2020.100503>.
- HU, Z.; WOO LEE, Y.; CHANDRAN, K.; KIM, S.; SHARMA, K.; COELHO BROTTTO, A.; KUMAR KHANAL, S. 2013. Nitrogen transformations in intensive aquaculture system and its implication to climate change through nitrous oxide emission. *Bioresource Technology*, 130, 314-320. ISSN 0960-8524. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.12.033>.
- HUANG, Y.; CIAIS, P.; GOLL, D. S.; SARDANS, J.; PEÑUELAS, J.; CRESTO-ALEINA, F.; ZHANG, H. 2020. The shift of phosphorus transfers in global fisheries and aquaculture. *Nature Communications*, 11(1), 355. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-14242-7>.
- HUI, A.; HIZAR, N.H.; RONG, L.; AMIN, M.; HASSIN, N.; MOHD.; RASAT, S.M.; AHMAD, M.I.; RAZAB, M.; HAKIMIN, N.; & ABDULLAH, N. 2017. Phytoremediation of Aquaculture Wastewater by *Colocasia esculenta*, *Pistia stratiotes*, and *Limnocharis flava*. *Journal of Tropical Resources and Sustainable Science*, 5, 93-97. <http://www.jtrss.org/.../5-2-93-97.pdf>.
- HUO, Y.; WU, H.; CHAI, Z.; XU, S.; HAN, F.; DONG, L.; HE, P. 2012. Bioremediation efficiency of *Gracilaria verrucosa* for an integrated multi-trophic aquaculture system with *Pseudosciaena crocea* in Xiangshan harbor, China. *Aquaculture*, 326–329, 99-105. ISSN 0044-8486. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2011.11.002>.
- JAHAN, P.; WATANABE, T.; SATOH, S.; KIRON, V. 2003. Reduction in elemental waste loading from commercial carp feeds by manipulating the dietary phosphorus levels. *Fisheries science*, 69 (1), 58-65. ISSN 0919-9268, <https://doi.org/10.1046/j.1444-2906.2003.00588>.

- JASMIN, M.Y.; SYUKRI, F.; KAMARUDIN, M.S.; KARIM, M. 2020. Potential of bioremediation in treating aquaculture sludge: Review article. *Aquaculture*, 519, 734905. ISSN 0044-8486. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2019.734905>.
- JOHN, E.M.; KRISHNAPRIYA, K.; SANKAR, T.V. 2020. Treatment of ammonia and nitrite in aquaculture wastewater by an assembled bacterial consortium. *Aquaculture*, 526, 735390. ISSN 0044-8486. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2020.735390>.
- JU, B.; CHEN, L.; XING, R.; JIANG, A. 2015. A new integrated multi-trophic aquaculture system consisting of *Styela clava*, microalgae, and *Stichopus japonicus*. *Aquaculture International*, 23(2), 471-497. <https://doi.org/10.1007/s10499-014-9829-8>.
- KALOUDAS, D.; PAVLOVA, N.; PENCHOVSKY, R. 2021. Phycoremediation of wastewater by microalgae: a review. *Environ Chem Lett*, 19, 2905–2920. <https://doi.org/10.1007/s10311-021-01203-0>.
- KANG, Y.H.; KIM, S.; CHOI, S.K.; LEE, H.J.; CHUNG, I.K.; PARK, S.R. 2021. A comparison of the bioremediation potential of five seaweed species in an integrated fish-seaweed aquaculture system: implication for a multi-species seaweed culture. *Rev. Aquacult.*, 13, 353-364. <https://doi.org/10.1111/raq.12478>.
- KHATOON, H.; PENZ-PENZ, K.; BANERJEE, S.; REDWANUR-RAHMAN, M.; MAHMUD-MINHAZ, T.; ISLAM, Z.; ARA-MUKTA, F.; NAYMA, Z.; SULTANA, R.; ISLAM-AMIRA, K. 2021. Immobilized *Tetraselmis* sp. for reducing nitrogenous and phosphorous compounds from aquaculture wastewater. *Bioresource Technology*, 338, 125529. ISSN 0960-8524. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125529>.
- KHODAMI, S.; ATTARAN-FARIMAN, G.; GHASEMZADEH, J.; MORTAZAVI, M.S. 2011. Comparison of different nitrogen compounds in three different environments of the Gwatar shrimp farms complex in the Gwatar Gulf region (Baluchestan-Iran). *Iranian Journal of Fisheries Sciences*, 10 (4), 663-677. URL: <http://jifro.ir/article-1-275-en.html>.
- KIM, J.H.; KANG, Y.J.; KIM, K.I.; KIM, S.K.; KIM, J.H. 2019. Toxic effects of nitrogenous compounds (ammonia, nitrite, and nitrate) on acute toxicity and antioxidant responses of

- juvenile olive flounder, *Paralichthys olivaceus*. Environ Toxicol Pharmacol, 67,73-78. doi: 10.1016/j.etap.2019.02.001. Epub 2019 Feb 2. PMID: 30763818.
- KURADE, M.B.; HA, YOON-HEE.; XIONG, JIU-QIANG.; GOVINDWAR, S.P.; JANG, M.; JEON, BYONG-HUN. 2021. Phytoremediation as a green biotechnology tool for emerging environmental pollution: A step forward towards sustainable rehabilitation of the environment. Chemical Engineering Journal, 415, 129040. ISSN 1385-8947. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.129040>
- LALITHA, N.; KUMAR- PATIL, P.; RAJESH, R.; MURALIDHAR, M. 2019. Usage of *Pleurotus ostreatus* for Degradation of Oxytetracycline in Varying Water Salinities in Brackishwater Aquaculture System. Journal of Coastal Research, 86(1), 138-141. <https://doi.org/10.2112/SI86-021.1>
- LANANAN, F.; ABDUL, S.H.; SAKINAH, W.N.; ALI, N.; KHATOON, H.; JUSOH, A.; ENDUT, A. 2014. Symbiotic bioremediation of aquaculture wastewater in reducing ammonia and phosphorus utilizing Effective Microorganism (EM-1) and microalgae (*Chlorella* sp.). International Biodeterioration & Biodegradation, 95, 127-134. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2014.06.013>.
- LEO, C.P.; YAHYA, M.Z.; KAMAL, S.N.M.; AHMAD, A.L.; MOHAMMAD, A.W. 2013. Potential of nanofiltration and low pressure reverse osmosis in the removal of phosphorus for aquaculture. Water Science and Technology, 67 (4), 831–837. <https://doi.org/10.2166/wst.2012.625>.
- LI, M.; CALLIER, M.D.; BLANCHETON, J.P.; GALÈS, A.; NAHON, S.; TRIPLET, S.; GEOFFROY, T.; MENNITI, C.; FOUILLAND, E.; ROQUE D'ORBCASTEL, E. 2019. Bioremediation of fishpond effluent and production of microalgae for an oyster farm in an innovative recirculating integrated multi-trophic aquaculture system. Aquaculture, 504, 314-325. ISSN 0044-8486. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2019.02.013>.
- LIU, C.C.K.; XIA, W.; PARK, J.W. 2007. A wind-driven reverse osmosis system for aquaculture wastewater reuse and nutrient recovery. Desalination, 202(1–3), 24-30. ISSN 0011-9164. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2005.12.034>.

- LIU, T.; HE, X.; JIA, G.; XU, J.; QUAN, X.; YOU, S. 2020. Simultaneous nitrification and denitrification process using novel surface-modified suspended carriers for the treatment of real domestic wastewater. *Chemosphere*, 247, 125831. ISSN 0045-6535. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.125831>.
- LOPES GALASSO, H.; LEFEBVRE, S.; ALIAUME, C.; SADOUL, B.; CALLIER, M.D. 2020. Using the Dynamic Energy Budget theory to evaluate the bioremediation potential of the polychaete *Hediste diversicolor* in an integrated multi-trophic aquaculture system. *Ecological Modelling*, 437, 109296. ISSN 0304-3800. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2020.109296>.
- LUNA, M.A. 2011. Efluente Piscícolas: Características Contaminantes, Impactos y Perspectivas de Tratamiento. *Journal de Ciencia e Ingeniería*, 3(1), 12-15.
- MAIGUAL E, Y.; SÁNCHEZ O, I.; MATSUMOTO, T. 2013. Desempeño de tanques decantadores de sólidos en un sistema de recirculación para producción de tilapia. *Revista MVZ Córdoba*, 18(2), 3492-3500. <https://doi.org/10.21897/rmvz.173>.
- MARTINS, C.I.M.; EDING, E.H.; VERDEGEM, M.C.J.; HEINSBROEK, L.T.N.; SCHNEIDER, O.; BLANCHETON, J.P.; ROQUE D'ORBCASTEL, E.; VERRETH, J.A.J. 2010. New developments in recirculating aquaculture systems in Europe: A perspective on environmental sustainability. *Aquacultural Engineering*, 43(3), 83-93. ISSN 0144-8609, <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2010.09.002>.
- MARTINEZ-PORCHAS, M.; MARTINEZ-CORDOVA, L. R. 2012. World Aquaculture: Environmental Impacts and Troubleshooting Alternatives. *The Scientific World Journal*, 389623. <https://doi.org/10.1100/2012/389623>.
- MAWI, S.; KRISHNAN, S.; MD DIN, M.F.; ARUMUGAM, N.; CHELLIAPAN, S. 2020. Bioremediation potential of macroalgae *Gracilaria edulis* and *Gracilaria changii* co-cultured with shrimp wastewater in an outdoor water recirculation system. *Environmental Technology & Innovation*, 17, 100571. ISSN 2352-1864. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2019.100571>.
- MILHAZES-CUNHA, H.; Y OTERO, A. 2017. Valorisation of aquaculture effluents with microalgae: The Integrated Multi-Trophic Aquaculture concept. *Algal Research*, 24 (Part B), 416-424. ISSN 2211-9264. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2016.12.011>.

- MINISTERIO DE AGRICULTURA Y DESARROLLO RURAL (MINAGRICULTURA). 2019. Estrategia de Política para el Sector de Pesca y Acuicultura. Colombia, 1-18.
- MOHAMAD, K. A.; MOHD, S. Y.; SARAH, R. S.; MOHD, H. Z.; RASYIDAH, A. 2017. Total nitrogen and total phosphorus removal from brackish aquaculture wastewater using effective microorganism. AIP Conference Proceedings, 1885(1), 020127. <https://doi.org/10.1063/1.5002321>.
- MOHD-NIZAM, N.U.; MOHD-HANAFIAH, M.; MOHD-NOOR, I.; ABD-KARIM, H.I. 2020. Efficiency of Five Selected Aquatic Plants in Phytoremediation of Aquaculture Wastewater. Applied Sciences, 10(8), 2712. <https://doi.org/10.3390/app10082712>.
- MUSYOKA, S.N. 2016. Concept of microbial bioremediation in aquaculture wastes; Review. International Journal of Advanced Scientific and Technical Research, 5(6), 1-10. <http://rspublication.com/ijst/2016/oct16/2.pdf>.
- MUTHUKRISHNAN, S.; SABARATNAM, V.; GEOK-YUAN, A.T.; VING, C.C. 2015. Identification of Indigenous Bacteria Isolated from Shrimp Aquaculture Wastewater with Bioremediation Application: Total Ammoniacal Nitrogen (TAN) and Nitrite Removal. Sains Malaysiana, 44(8), 1103–1110. DOI: 10.17576 / jsm-2015-4408-04.
- NADERI SAMANI, M.; JAFARYAN, H.; GHOLIPOUR, H.; HARSIJ, M.; FARHANGI, M. 2016. Effect of different concentration of profitable Bacillus on bioremediation of common carp (*Cyprinus carpio*) pond discharge. Iranian journal Aquatic Animal Health, 2 (2), 44-54. URL: <http://ijaah.ir/article-1-122-en.html>.
- NAKPHET, S.; RITCHIE, R.J. & KIRIRATNIKOM, S. 2017. Aquatic plants for bioremediation in red hybrid tilapia (*Oreochromis niloticus* × *Oreochromis mossambicus*) recirculating aquaculture. Aquacult Int, 25, 619–633. <https://doi.org/10.1007/s10499-016-0060-7>.
- NEDERLOF, M.A.J.; FANG, J.; DAHLGREN, T.G.; RASTRICK, S.P.S.; SMAAL, A.C.; STRAND, O.; SVEIER, H.; VERDEGEM, M.C.J.; JANSEN, H.M. 2020. Application of polychaetes in (de)coupled integrated aquaculture: an approach for fish waste bioremediation. Aquacult Environ Interact, 12, 385-399. <https://doi.org/10.3354/aei00371>.

- NI, Z.; WU, X.; LI, L.; LV, Z.; ZHANG, Z.; HAO, A.; ISERI, Y.; KUBA, T.; ZHANG, X.; WU, WEI-MIN.; LI, C. 2018. Pollution control and in situ bioremediation for lake aquaculture using an ecological dam. *Journal of Cleaner Production*, 172, 2256-2265. ISSN 0959-6526. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.11.185>.
- PRABU, E.; VIVEK SANTHIYA, A.A. 2016. An overview of bioremediation towards aquaculture. *Journal of Aquaculture in the Tropics*, 31(3-4),155-164.
- QIN, G.; LIU, C.C.K.; RICHMAN, N.H.; MONCUR, J.E.T. 2005. Aquaculture wastewater treatment and reuse by wind-driven reverse osmosis membrane technology: a pilot study on Coconut Island, Hawaii. *Aquacultural Engineering*, 32(3-4), 365-378. ISSN 0144-8609, <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2004.09.002>.
- RABALAIS, N.N. 2002. Nitrogen in aquatic ecosystems. *Ambio: A Journal of the Human Environment*, 31(2), 102-112. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-31.2.102>.
- RAMOS, R.; NAVARRO, A. 2019. Tratamiento de efluentes del cultivo de *Seriola lalandi* por sedimentación, filtración y absorción en diferentes tiempos de retención hidráulica. *Revista de biología marina y oceanografía*, 54(3), 297-307. <https://dx.doi.org/10.22370/rbmo.2019.54.3>.
- RAMOS, ROBERTO, PIZARRO, ROBERTO. 2018. Crecimiento y capacidad de biorremediación de *Chlorella vulgaris* (Trebouxiophyceae, Chlorophyta) cultivada en aguas residuales generadas en el cultivo del pez dorado *Seriola lalandi* (Perciformes: Carangidae). *Revista de biología marina y oceanografía*, 53(1), 75-86. <https://dx.doi.org/10.4067/S0718-19572018000100075>.
- RASSAMEE, V.; SATTAYATEWA, C.; PAGILLA, K.; CHANDRAN, K. 2011. Effect of oxic and anoxic conditions on nitrous oxide emissions from nitrification and denitrification processes. *Biotechnology and Bioengineering*, 108(9), 2036-2045. doi:10.1002/bit.23147.
- ROBLES - PORCHAS, G.R.; GOLLAS - GALVÁN, T.; MARTÍNEZ - PORCHAS, M.; MARTÍNEZ - CORDOVA, L.R.; MIRANDA - BAEZA, A.; VARGAS - ALBORES, F. 2020. The nitrification process for nitrogen removal in biofloc system aquaculture. *Reviews in aquaculture*, 12(4), 2228-2249. <https://doi.org/10.1111/raq.12431>.
- ROCHA, G. S.; PARRISH, C. C.; LOMBARDI, A. T.; DA GRAÇA GAMA MELÃO, M. 2018. Biochemical and physiological responses of *Selenastrum gracile* (Chlorophyceae) acclimated

- to different phosphorus concentrations. *Journal of Applied Phycology*, 30(4), 2167-2177.
<https://doi.org/10.1007/s10811-018-1418-1>
- SALAZAR CANO, R. 2004. Tratamiento de aguas residuales en la acuicultura. *Revista electrónica de ingeniería en producción agrícola*, 1(1), 1-48.
- SHAH, A.; SHAH, M. 2020. Characterisation and bioremediation of wastewater: A review exploring bioremediation as a sustainable technique for pharmaceutical wastewater. *Groundwater for Sustainable Development*, 11, 100383. ISSN 2352-801X.
<https://doi.org/10.1016/j.gsd.2020.100383>.
- SHARRER, M.J.; RISHEL, K.; SUMMERFELT, S. 2009. Evaluation of geotextile filtration applying coagulant and flocculant amendments for aquaculture biosolids dewatering and phosphorus removal. *Aquacultural Engineering*, 40(1), 1-10.
<https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2008.10.001>.
- SIRAKOV, I.N.; VELICHKOVA, K.N. 2014. Bioremediation of wastewater originate from aquaculture and biomass production from microalgae species - *Nannochloropsis oculata* and *Tetraselmis chuii*. *Bulgarian Journal of Agricultural Science*, 20 (1), 66-72.
- SUGIURA, S.H. 2018. Phosphorus, Aquaculture, and the Environment. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, 26(4), 515-521, DOI: 10.1080/23308249.2018.1471040.
- TRUE, B.; JOHNSON, W.; CHEN, S. 2004. Reducing phosphorus discharge from flow-through aquaculture: III: assessing high-rate filtration media for effluent solids and phosphorus removal. *Aquacultural Engineering*, 32(1), 161-170. ISSN 0144-8609,
<https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2004.08.004>.
- THULASI, D.; MURALIDHAR, M.; SARASWATHY, R. 2020. Efecto del sulfuro en camarón blanco del Pacífico *Penaeus vannamei* bajo diferentes niveles de oxígeno y pH. *Aquaculture Research*, 51, 2389 - 2399 . <https://doi.org/10.1111/are.14582>.
- TUAN, L.C.; HUY, N.D.; NGOC, L.M.T.; LANH, D.T.M.; SON, T.M.; LOC, N.H. 2021. Nitrogen removal efficiency of some bacterial strains isolated from seawater in Thua Thien Hue. *Advancements in Life Science*, 8(2), 184-189.

- VEZZULLI, L.; MORENO, M.; MARIN, V.; PEZZATI, E.; BARTOLI, M.; FABIANO, M. 2008. Organic waste impact of capture-based Atlantic bluefin tuna aquaculture at an exposed site in the Mediterranean Sea. *Estuar. Coast. Shelf Sci*, 78(2), 369-384. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.01.002>.
- VIEGAS, C.; GOUVEIA, L.; GONÇALVES, M. 2021. Aquaculture wastewater treatment through microalgal. Biomass potential applications on animal feed, agriculture, and energy. *Journal of Environmental Management*, 286, 112187. ISSN 0301-4797. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112187>.
- ZHAO, Y.G.; ZHENG, Y.; TIAN, W.; BAI, J.; FENG, G.; GUO, L.; GAO, M. 2016. Enrichment and immobilization of sulfide removal microbiota applied for environmental biological remediation of aquaculture area. *Environmental Pollution*, 214, 307-313. ISSN 0269-7491. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.03.028>.
- ZHU, B.; CHEN, S.; ZHAO, C.; ZHONG, W.; ZENG, R.; YANG, S. 2019. Effects of *Marichromatium gracile* YL28 on the nitrogen management in the aquaculture pond water. *Bioresour Technol*, 292, 121917. doi: 10.1016/j.biortech.2019.121917.
- ZOKAEIFAR, H.; BABAEI, N.; SAAD, C.R.; KAMARUDIN, M.S.; SIJAM, K., BALCAZAR, J.L. 2014. Administration of *Bacillus subtilis* strains in the rearing water enhances the water quality, growth performance, immune response, and resistance against *Vibrio harveyi* infection in juvenile white shrimp, *Litopenaeus vannamei*. *Fish Shellfish Immunol*, 36(1), 68-74. doi: 10.1016/j.fsi.2013.10.007.

ANEXOS

Tabla 1. Investigaciones en biorremediación bacteriana en aguas residuales acuícolas.

| ESPECIE | EFECTOS | REFERENCIAS |
|--|---|---------------------------|
| <i>Pseudomonas sp.</i> y <i>Cupriavidus oxalaticus</i> | Remueve compuestos nitrogenados como amonio, nitrito y nitrato en cultivo de camarón. | Tuan et al, 2021 |
| <i>Rhodobacter sphaeroides</i> | Remoción de amonio (97,5%) y fosfato (93,24%) | Dong et al, 2021 |
| <i>Bacillus cereus</i> , <i>Bacillus amyloliquefaciens</i> , <i>Pseudomonas stutzeri</i> | Redujo amonio, nitrito y nitrato en aguas residuales de acuicultura. | Jhon et al, 2020 |
| <i>Marichromatium gracile</i> YL28 | Remueve 99,96% de nitrito en 7 días. | Zhu et al, 2019 |
| <i>Bacillus sp.</i> y <i>Lactobacillus sp.</i> | Redujo el amonio total después de 7 semanas | Dash et al, 2018 |
| <i>Nitrobacter sp.</i> , <i>Acetobacter sp.</i> , <i>Lactobacteria sp.</i> y <i>Bacillus Subtilis sp.</i> | Eficiencia de remoción de Nitrógeno Total de 81,5% y Fósforo total de 38,94%. | Mohamad et al, 2017 |
| <i>Bacillus sp.</i> | Reduce niveles de amonio total en agua de cultivo de la carpa común. | Naderi-Samani et al, 2016 |
| <i>Marinobacter</i> , <i>Pseudomonas sp.</i> , <i>Prochlorococcus sp.</i> , <i>Pediococcus</i> y <i>Thiobacillus</i> | Remoción de un máximo de 1000mg/L de sulfuro en 12h con 10% de inóculo. | Zhao et al, 2016 |
| <i>Bacillus sp.</i> y <i>Gordonia sp.</i> | Mejorar la calidad del agua mediante la asimilación de amonio total y nitrito. | Muthukrishnan et al, 2015 |
| <i>Bacillus sp.</i> | Reduce niveles de amonio total, nitrito y nitrato en agua de cultivo de <i>Litopenaeus vannamei</i> . | Zokaeifar et al, 2014 |

Fuente de consulta: Autores

Tabla 2. Investigaciones en ficorremediación de aguas residuales acuícolas.

| ESPECIE | EFFECTOS | REFERENCIA |
|---|---|-----------------------|
| <i>Tetraselmis sp.</i> | El nitrógeno amoniacal total, el nitrito y el fósforo reactivo soluble se redujeron en un 98,9, 97,7 y 91,1% respectivamente en 48 h. | Khatoon et al, 2021 |
| <i>Codium fragile</i> , <i>Ulva pertusa</i> , <i>Ecklonia stolonifera</i> , <i>Saccharina japonica</i> y <i>Gracilariopsis chorda</i> | La tasa de absorción y la eficiencia de absorción total de nitrógeno amoniacal fueron las más altas en <i>U. pertusa</i> y las más bajas en <i>S. japonica</i> . La eficiencia de absorción de fosfato entre todas las especies osciló entre el 43% para <i>S. japonica</i> al 30% para <i>G. chorda</i> . | Kang et al, 2021 |
| <i>Chlorella vulgaris</i> , <i>Scenedesmus obliquus</i> , <i>Isochrysis galbana</i> , <i>Nannocloropsis salina</i> , y <i>Spirulina major</i> . | Las eficiencias de remoción fueron del 100% para nitrógeno total y fósforo total y superior al 96% para DQO. | Viegas et al, 2021 |
| <i>Chaetomorpha linum</i> y <i>Cladophora prolifera</i> | <i>C. linum</i> fue más eficiente en remover Nitrógeno y Fósforo que <i>C. prolifera</i> , aunque la eficiencia de bioremediación de <i>C. linum</i> está afectada significativamente por la estación. | Aquilino et al, 2020 |
| <i>Spirulina sp.</i> | <i>Spirulina sp.</i> removió fosfato (99.97%); Demanda química de Oxígeno (89.34%) y nitrato (81.10%) de efluentes acuícolas. | Guimarães et al, 2020 |
| <i>Gracilaria edulis</i> y <i>Gracilaria changii</i> | La tasa de remoción de amonio y nitrato para las dos especies fue de 72.5%, 71.0%, y 58.8%, 56.8% respectivamente. | Mawi et al, 2020 |
| <i>Chlorella vulgaris</i> | Remoción de nitrito, alcanzando valores de 91,67 y 88,41%, en las condiciones indoor y outdoor, respectivamente. El nitrato fue removido en un 57,47 y 29,31% para las condiciones indoor y outdoor. En amonio el valor fue similar con 42,22% para ambas condiciones experimentales y el fosfato registró una remoción del 65,78% en indoor y 75,78% en outdoor. | Ramos y Pizarro, 2018 |

| | | |
|--|---|----------------------------|
| <i>Tetraselmis suecica</i> , <i>Isochrysis galbana</i> , <i>Dunaliella tertiolecta</i> | <i>T. suecica</i> y <i>D. tertiolecta</i> remueven más del 90% del nitrógeno inorgánico disuelto y el fósforo inorgánico disuelto, mientras que <i>I. galbana</i> remueve solo el 32% de Nitrógeno y 79% de Fosforo. | Andreotti et al, 2017 |
| <i>Nannochloropsis oculata</i> y <i>Tetraselmis chuii</i> . | <i>N. oculata</i> eliminó el 78,4% del nitrógeno total y el 92% del nitrato. <i>T. chuii</i> disminuyó el fósforo en un 79%, que fue un 26,7% más alto, en comparación con la tasa de eliminación de fósforo de <i>N. oculata</i> . | Sirakov y Velichkova, 2014 |
| <i>Gracilaria verrucosa</i> | Eficiencia de reducción de PO ₄ -P, NO ₂ -N, NH ₄ -N and NO ₃ -N fue 58%, 48%, 61% y 47%, respectivamente. | Huo et al, 2012 |

Nota: DQO (Demanda Química de Oxígeno), PO₄ (Fosfato), NO₂(Dióxido de Nitrógeno), NH₄ (Amonio), NO₃ (Nitrato).

Fuente de consulta: Autores

Tabla 3. Investigaciones en biorremediación consorcio bacteria microalga en aguas residuales acuícolas.

| ESPECIES | EFFECTOS | REFERENCIA |
|---|---|---------------------|
| Microalgas y bacterias autóctonas | La demanda química de oxígeno (DQO) se redujo en un 36% en 24h y un 71% en 4 días; los valores de demanda bioquímica de oxígeno (DBO) amonio y fosfato disminuyeron en un 80%, 64% y 95% respectivamente en 7 días. | Akao et al, 2021 |
| <i>Coelastrrella</i> y Rhodobacteraceae | El lodo granular de microalgas y bacterias fue capaz de eliminar respectivamente el 64,8%, 84,9%, 70,8%, 50,0% y 84,2% de la demanda química de oxígeno, amoníaco-nitrógeno, nitrato-nitrógeno, nitrito-nitrógeno y fosfato-fósforo en condiciones no aireadas. | Fan et al, 2021 |
| Microalgas y bacterias autóctonas | la tasa de remoción de N y P de las aguas residuales de acuicultura cruda fue 88.5± 6.2% y 99.8± 0.2%, respectivamente. | Han et al, 2020 |
| Microorganismos eficientes y <i>Chlorella</i> sp. | En este estudio, los microorganismos eficientes y la microalga presentaron un alto porcentaje de remoción y tasa de remoción de fosforo de 99,15% y 0,534mg L ⁻¹ d ⁻¹ . | Lananan et al, 2014 |

Fuente de consulta: Autores

Tabla 4. Investigaciones en fitorremediación de aguas residuales acuícolas.

| ESPECIES | EFFECTOS | REFERENCIA |
|---|--|------------------------|
| <i>Centella asiatica, Ipomoea aquatica, Salvinia molesta, Eichhornia crassipes, and Pistia stratiotes</i> | <i>C. asiatica</i> removió 98% de NH ₃ -N, 90% de SST, y 64% de fosfato, mientras que <i>I. aquatica</i> eliminó 73% de SST y NH ₃ -N, y 50% de fosfato. <i>E. crassipes</i> removió 98% de fosfato, 96% de SST, y 74% de NH ₃ -N, <i>P. stratiotes</i> eliminó 98% of SST, 78% de NH ₃ -N, y 89% de fosfato. <i>S. molesta</i> fue eficiente removiendo 89.3% de SST y 88.6% de fosfato, pero solo removió 63.9% de NH ₃ -N. | Mohd-Nizam et al, 2020 |
| <i>Phragmites australis</i> | Se observaron altas eficiencias de remoción semanal (>87%) para todos los microcontaminantes orgánicos evaluados. | Gorito et al, 2018 |
| <i>Lythrum salicaria, Thalia dealbata, Pontederia cordata, Iris tectorum, Iris wilsonii, y Canna warszewiczii</i> | La capacidad de remoción máxima estimada de la ecopresa fue 0.609 kg DQO/(m ² .d), 0.512 kg NH ₄ ⁺ -N/(m ² .d), 0.482 kg NO ₂ ⁻ -N/(m ² .d), y 0.112 kg NO ₃ ⁻ -N/(m ² .d). | Ni et al, 2018 |
| <i>Chrysopogon zizanioides</i> | Reducción de niveles de DBO del 50%, SST del 70,6% y fosforo del 43,10%. | Gómez y Rico, 2017 |
| <i>Colocasia esculenta, Pistia stratiotes, y Limnocharis flava</i> | <i>Colocasia esculenta</i> fue el mejor para el proceso de fitorremediación en comparación con las otras dos plantas, debido a su capacidad para reducir las concentraciones de Fe, Cd y P en más del 50%, acumula Al, Fe y Cd y aumenta en promedio el OD en 2,26 mg / L en cada lote. | Hui et al, 2017 |
| <i>Canna generalis L., Typha angustifolia L., Echinodorus cordifolius L. y Cyperus involucratus</i> | Las cuatro especies de plantas acuáticas utilizadas removieron de manera eficiente (>90%) residuos nitrogenados en 7 días. <i>Echinodorus cordifolius</i> fue la mejor planta acuática porque tuvo la mayor eficiencia de remoción por unidad de biomasa. | Nakphet et al, 2017 |
| <i>Azolla pinnata</i> | Las eficiencias de remoción obtenidas fueron: 56% DBO5; 49% DQO; 56% SST; 28% N-NTK; 64% fósforo total. | Chaux et al, 2013 |

Nota: DQO (Demanda Química de Oxígeno), DBO (Demanda Bioquímica de Oxígeno) SST (Solidos Suspendidos Totales), OD (Oxígeno Disuelto), NH₃ (Amoniac), NH₄ (Amonio), NO₂ (Dióxido de Nitrógeno), NO₃ (Nitrato), NTK (Nitrógeno total Kjeldahl).

Fuente de consulta: Autores