



## MÉTODOS DE FILTRACIÓN BIOLÓGICA EN SISTEMAS DE RECIRCULACIÓN ACUÍCOLA COMO UNA ALTERNATIVA PARA EL MANTENIMIENTO DE LA CALIDAD DE AGUA: UNA REVISIÓN

### BIOLOGICAL FILTRATION METHODS IN RECIRCULATING AQUACULTURE SYSTEMS AS AN ALTERNATIVE FOR MAINTAINING WATER QUALITY: A REVIEW

Paula Marcillo-Caguasango <sup>a</sup>, <https://orcid.org/0000-0001-8961-6976>

Jorge Sacro-Arciniegas <sup>a</sup>, <https://orcid.org/0000-0003-2593-0274>

Yemall Maigual-Enriquez <sup>b</sup>, <https://orcid.org/0000-0002-9873-2538>

<sup>a</sup> Ingeniero en Producción Acuícola, Universidad de Nariño, Pasto, Colombia. [paulaxm0303@gmail.com](mailto:paulaxm0303@gmail.com), [cro0623@gmail.com](mailto:cro0623@gmail.com)

<sup>b</sup> Ingeniero en Producción Acuícola, M.Sc, PhD, Universidad de Nariño, Universidad Cooperativa de Colombia, Pasto, Colombia. [alex.eng@udenar.edu.co](mailto:alex.eng@udenar.edu.co)

Recibido: 14-11-2020

Aceptado: 06-02-2021

#### RESUMEN

La producción de peces y camarones en sistemas de recirculación se ha convertido en una alternativa muy importante a los sistemas abiertos tradicionales, basada en la reutilización de agua previamente tratada con procesos físicos, químicos y biológicos. Para que un sistema de recirculación sea eficiente y proporcione un ambiente adecuado, debe cumplir con cinco procesos básicos: circulación de agua, aireación u oxigenación, remoción de sólidos en suspensión y materia orgánica e intercambio de gases. La filtración biológica es una fase importante de cualquier sistema de recirculación para acuicultura (SRA) donde se utilizan organismos vivos, principalmente bacterias, para eliminar NAT (nitrógeno amoniacal total) del agua, tóxico para peces y camarones en concentraciones bajas. Por tanto, el dimensionamiento de un filtro biológico (FB) se basa en las características del efluente como: Carga orgánica, concentración de NAT, Nitritos, DBO, DQO, Tiempo de Retención Hidráulica (TRH). Existe una variedad de FBs que se utilizan en la acuicultura para proporcionar un área de superficie que permita el crecimiento de bacterias en una biopelícula para usar los desechos tóxicos provenientes del alimento no consumido y del metabolismo de los peces, mejorando la calidad del agua en el cultivo. Algunos FBs utilizados en SRA son filtros percoladores, filtros de tambor rotatorio, filtros de medios fijos sumergidos, FB de medios granulares, reactores de lecho fluidizado aeróbico y los filtros biológicos de lecho móvil (FBLM). En este trabajo, se hace una revisión de los métodos de FB utilizados en los SRA como alternativa para mantener la calidad del agua.

**Palabras clave:** Especies hidrobiológicas, Sistema de recirculación, Biofiltración, Acuicultura.

#### ABSTRACT

Production of fish and shrimp in recirculation systems has become a very important alternative to traditional open systems, based on the reuse of water previously treated with physical, chemical, and biological processes. For recirculating system to be efficient and provide a suitable environment, it must come along with five basic processes: water circulation, oxygenation, removal of suspended

solids, biofiltration and gas exchange. Biofiltration is an important phase of any recirculating aquaculture system (RAS) where living organisms, mainly bacteria, are used to remove TAN (total ammonia nitrogen) from water, toxic to fish and shrimp in low concentrations. Therefore, the sizing of a biofilter is based on the characteristics of the effluent (organic load, concentration of TAN, Nitrites, BOD, COD, etc.). There are a variety of biological filters that are used in aquaculture to provide a surface area that allows bacteria to grow in a biofilm and to use up toxic waste, improving the water quality in the culture. Some biological filters used in RAS are trickling filters, rotary drum filters, submerged fixed media filters, granular media biofilters, aerobic fluidized bed reactors, moving bed biofilm reactors. In this work, a review is made of the biological filtration methods used in RAS as an alternative to maintain water quality.

**Keywords:** Hydrobiological species, Recirculating system, biofiltration, aquaculture.

## INTRODUCCIÓN

Actualmente el desarrollo de la producción acuícola ha obligado establecer sistemas alternativos de producción intensiva, que involucren menores estándares de consumo de agua, reducción de residuos descargados al medio ambiente y mayor control de parámetros físico-químicos dentro del sistema.

Los SRA proporcionan la recuperación de la calidad del efluente mediante el tratamiento y la reutilización del agua, entre el 90% y 99% se recicla en un SRA junto con un proceso de tratamiento altamente eficiente <sup>[1]</sup>, convirtiéndose en un medio alternativo para una producción intensiva, que brinda condiciones ambientales controladas.

Los procesos de tratamiento mecánicos y biológicos buscan mantener una calidad de agua óptima, de acuerdo con los requisitos y usos establecidos, siendo necesario el control de parámetros críticos como la concentración de oxígeno disuelto, la concentración de compuestos nitrogenados, especialmente el amonio (NH<sub>3</sub>), la concentración de CO<sub>2</sub> y otras sustancias nocivas del agua utilizada en la acuicultura <sup>[2]</sup>.

En los SRA la acumulación de amoníaco se controla mediante el intercambio de agua y la incorporación de FB, que cumplen la función de oxidar el amoníaco a compuestos menos tóxicos como los nitritos y los nitratos, a través de procesos de nitrificación realizados por bacterias aerobias oxidantes de amoníaco, arqueas y bacterias aerobias oxidantes de nitritos.

Estos microorganismos nitrificantes pueden crecer en suspensión o sobre un sustrato fijo <sup>[3]</sup>, donde la biomasa se adhiere a un medio de soporte sólido inerte, internamente en los espacios porosos o directamente en la superficie, formando una biopelícula <sup>[4]</sup>.

El adecuado funcionamiento del sistema depende de FB eficientes, donde las bacterias interactúan con el efluente rico en nutrientes, formando un ecosistema micro funcional dentro del FB. Por lo tanto, una comunidad microbiana sana y estable puede realizar la eliminación de desechos de manera eficiente <sup>[5]</sup>.

Este documento realiza una revisión literaria del proceso FB y su aplicabilidad en la acuicultura, tipos de FB, la inoculación utilizada en SRA en remoción biológica de compuestos nitrogenados y de fósforo.

## REVISIÓN DE LA TEMÁTICA

### Importancia de los biofiltros

Los FB son un elemento indispensable en la mayoría de los sistemas de recirculación acuícola <sup>[6]</sup>. Los SRA con FB proporcionan la conversión de los desechos solubles en sólidos a través del crecimiento bacteriano y además reduce la cantidad de agua utilizada y desechada por la acuicultura <sup>[7]</sup>.

En el caso del nitrógeno, los FB pueden tener alrededor del 75% al 85% del nitrógeno en formas disueltas, lo que significa que la mayor parte de la eliminación del nitrógeno depende de procesos biológicos <sup>[8]</sup>.

El alimento no consumido, desechos metabólicos o material particulado proveniente de las heces pueden dar lugar a niveles tóxicos de amoníaco llegando a repercutir en la salud de los organismos acuáticos, generando intoxicación directa, aumento de brotes patógenos, y la reducción en el crecimiento de los organismos en cultivo, por esta razón es importante eliminar los compuestos nitrogenados como el amoníaco, hasta ser oxidados a nitrito y nitrato a través de las diversas bacterias quimio autótrofas conocidas también como microorganismos nitrificantes que tienen lugar en los FB <sup>[9,10]</sup>.

Por lo tanto, la eficiencia de los FB en un SRA se determina a partir de la exclusión del nitrógeno de la masa de agua o de la tasa de eliminación volumétrica de este compuesto, las cuales dependen en gran medida de parámetros ambientales como la temperatura, pH, alcalinidad, concentración de oxígeno disuelto, cargas de N y C, así como de la gestión operativa del FB (distribución de flujo y regímenes de retro lavado) <sup>[11]</sup>.

### Inoculación de filtro biológico en un SRA

En los SRA los FB posibilitan el reúso de aguas residuales, su desempeño depende de factores, como el tipo de filtro e inóculo utilizado <sup>[12]</sup>. Es

importante resaltar que a la hora de poner en funcionamiento un FB se haya establecido un cultivo bacteriano en el sistema, de no ser así, la eficiencia será nula o muy baja.

Dicho lo anterior, normalmente el tiempo de puesta en marcha de un filtro es de veinte a cuarenta días <sup>[13]</sup>, este tiempo se puede reducir mediante la inoculación de cultivos bacterianos maduros en el filtro. Las bacterias para el inóculo pueden venir de otros filtros donde ha sido identificada la actividad biológica de los grupos bacterianos de interés en el SRA.

En el comercio existe gran variedad de productos disponibles para este propósito, con la ventaja de garantizar que se establezca el cultivo de bacterias correcto en el FB. Sin embargo, en el agua se encuentra gran cantidad de bacterias que pueden crecer, como el caso de las bacterias heterótrofas que pueden llegar a desempeñar el rol de un FB a una alta relación C:N <sup>[13]</sup>.

Según estudios <sup>[14]</sup> las bacterias heterótrofas suelen tener una tasa de crecimiento de cinco veces más que las autótrofas y rendimientos de dos a tres veces mayor que las nitrificantes, por lo que en los sistemas de FB con gran carga orgánica se puede inhibir la nitrificación. Cuando se tiene una proporción carbono-nitrógeno C:N de 1:2 hay una reducción de la capacidad de nitrificación del 70%, comprada con la relación de cero, cuando no hay carbono.

Esto sugiere que la eficiencia de nitrificación decrece cuando aumenta la concentración de materia orgánica.

Según los autor <sup>[15]</sup> recomiendan en sistemas de biofloc una relación C:N de 20:1 ya que es esencial para ofrecer las condiciones básicas para producción de proteína microbiana. Así, hay dos maneras de calcular la adición de carbono en el medio acuático, por la concentración de NAT ( $\text{NH}_3^+ - \text{NH}_4^-$ ) en el medio

acuático y por el nitrógeno presente en el alimento diariamente proporcionado y excretado por los animales en cultivo.

Por otro lado, se encuentra los medios de soporte, los cuales están conformados por sólidos que presenta alta porosidad y diversidad en su configuración geométrica (pueden ser circulares, cuadrados o rectangulares) en los cuales se adhieren los microorganismos en la superficie creando una película biológica <sup>[16]</sup>.

Hay que tener en cuenta que las dimensiones y el volumen del material de soporte van a depender directamente de la naturaleza del agua residual a tratar, con el fin de garantizar el contacto entre la biopelícula y el contenido de la materia orgánica del efluente <sup>[16]</sup>.

Algunos de los materiales granulares reportados <sup>[12]</sup> para un FB, conformado por tres capas de material granular son: una primera capa de triturado con tamaños de 3/8" a #4, seguido por una capa de material de tamaño #4 a #8, cada una con altura de 0,05 m, una segunda capa de 0,60 m de la arena utilizada como medio filtrante tamaños #20 a #40, localizadas en ese orden según el sentido del flujo ascendente o descendente.

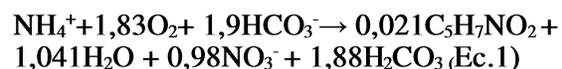
Existen gran variedad de materiales de soporte, entre los más comunes se encuentra la piedra, elementos cerámicos, conchas de ostras, cilindros de plástico, entre otros.

Otro estudio prueban la eficiencia de un FB utilizado como material de soporte conchas marinas a diferentes concentraciones de carga orgánica, donde se evaluaron, sólidos suspendidos totales (SST), sólidos suspendidos volátiles (SSV) y sólidos suspendidos fijos (SSF), con tiempos de retención hidráulica de: 12,85; 10,71; 8,57 y 6,43 h, obteniendo la mejor eficiencia en la remoción con TRH de 6,43 h (SST 29%, SSV 23,8% y SSF 50%) evidenciando que las conchas marinas logran reducciones satisfactorias de materia orgánica <sup>[16]</sup>.

La principal finalidad del material de soporte es acumular grandes cantidades de biomasa, con un consecuente aumento de tiempos de retención celular (TRC) y actuar como una barrera física evitando que los sólidos sean arrastrados en el efluente y mejorar el contacto entre los constituyentes del afluente y los lodos biológicos contenidos en el FB <sup>[17,18]</sup>.

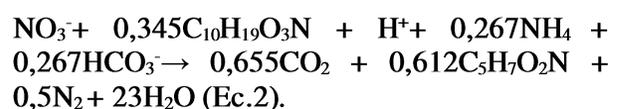
### Tipos de filtros biológicos

Los FB son unidades, donde existen conglomerados bacterianos formando biopelículas, compuestas por polisacáridos, altamente organizados, que incluyen un medio para la unión y crecimiento de microorganismos que se desarrollan por la segregación de miembros de comunidades individuales en distintas capas, las cuales cambian de acuerdo a las condiciones nutricionales y características del efluente <sup>[19]</sup>, la oxidación del amonio es un proceso de dos pasos, los cuales consisten en la sucesiva oxidación del amoniaco primero a nitrito y finalmente a nitrato. En la ecuación 1 se presenta la reacción global de nitrificación <sup>[20]</sup>.



La desnitrificación heterotrófica es una forma eficiente de eliminar los nitratos en el tratamiento de aguas residuales, en este proceso, los microorganismos heterótrofos utilizan carbono orgánico como donador de electrones y finalmente transforman el nitrato en nitrógeno gaseoso (N<sub>2</sub>). Por lo tanto, una concentración suficiente de carbono orgánico o una relación C: N adecuada es un factor crucial para asegurar el proceso de desnitrificación <sup>[21]</sup>.

En la ecuación 2 se presenta la reacción global de desnitrificación, incluido síntesis, agua residual como fuente de carbono y amonio como fuente de nitrógeno.



La fuente de carbono orgánico alimenta las bacterias desnitrificantes anaeróbicas facultativas, entre los géneros más conocidos se encuentran: *Pseudomonas*, *Archromobacter*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Hyphomicrobium*, las cuales están presentes en plantas de tratamiento de aguas residuales, otros géneros que también realizan este proceso son: *Chromobacterium*, *Halobacterium*, *Moraxella*, *Micrococcus*, *Neisseria*, *Paracoccus*, *Azospirillum*, *Rhodopseudomonas*, *Proteus*, *Thiobacillus*, *Vibrio*, *Xanthomonas* y *Klebsiella*, *Alcaligenes*, *Paracoccus*, *Thiosphaera* [20,22,23].

Las bacterias desnitrificantes heterótrofas tienen una tasa de crecimiento más alta que las autótrofas y son el tipo más abundante de desnitrificantes que se encuentran en el medio natural [24].

La eficiencia del proceso de desnitrificación depende de una serie de factores como: temperatura, pH, oxígeno disuelto, concentración de nitritos y la cantidad de sustrato de carbono orgánico [25].

Existen muchos sistemas para el tratamiento biológico de aguas residuales, algunos ejemplos de estos son: BF percoladores, rotativos, sumergidos de medios granulares, de lecho fijo y móvil, de lecho fluidizado [26].

En acuicultura existe la tendencia a la utilización de filtros biológicos de lecho fijo (FBLF) con preferencia a los de crecimiento en suspensión, dentro de este tipo de filtros los de medio soporte granular fijo [12], como se indica en la (figura 1), siendo uno de los sistemas más utilizados en la eliminación de contaminantes orgánicos de las aguas residuales debido a su configuración mecánica simple, que soporta una alta tasa de carga orgánica, bajos requisitos de energía y costos operativos [26].

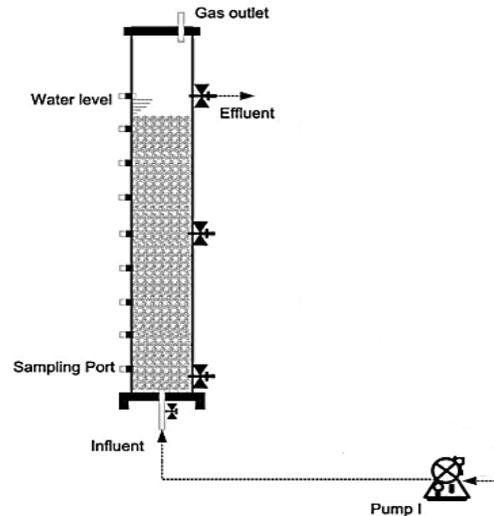


Figura 1. Representación esquemática de un (FBLF) [21].

Según el estudio [27], donde se determinaron las características de rendimiento de un biofiltro de micro perlas instalado en un SRA, con un TRH de 3-5 min, obteniendo como resultado que, las concentraciones de NAT y las concentraciones de nitrito-nitrógeno durante un período de cultivo de 52 días se mantuvieron en 1,6 mg/L y 0,9 mg/L.

El flujo de agua producido por el movimiento recíproco de los medios sirve para lavar los sólidos en suspensión, asegurando la ocurrencia de procesos óptimos de nitrificación. Además, el movimiento recíproco del medio mejora significativamente la eficiencia del tratamiento con amoníaco al optimizar el transporte de nutrientes y la actividad de nitrificación.

El estudio [28] afirma que existen algunos procesos de biopelícula fija que han sido utilizados en el tratamiento de aguas residuales de origen acuícola e incluyen los contactores biológicos rotativos (CBR), los FB de lecho fluidizado, FB sumergidos y diversos tipos de filtros de arena.

El autor sostiene [28] que una de las ventajas de este tipo de filtros es la alta tasa de desnitrificación en relación al volumen de filtro requerido. Por ejemplo, la tasa volumétrica de

desnitrificación para los FB sumergidos (Figura 2) es del orden de  $2 \text{ kg NO}_3^-/\text{m}^3/\text{d}$ , oscilando entre  $1 \text{ a } 7 \text{ kg NO}_3^-/\text{m}^3/\text{d}$ .

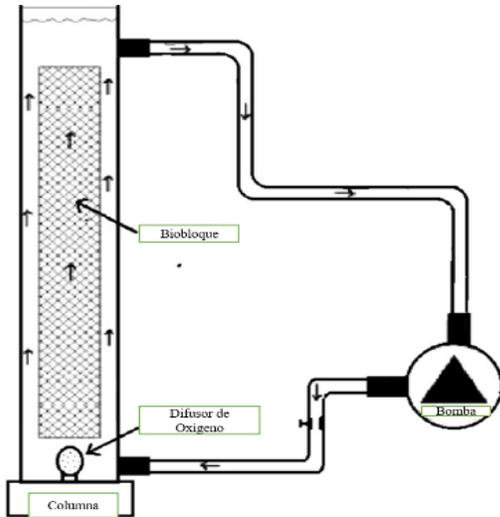


Figura 2. Esquema de un FB sumergido en SRA [4].

Los FB de lecho fluidizado reportan una tasa volumétrica de desnitrificación del orden de  $4 \text{ kg NO}_3^-/\text{m}^3/\text{d}$ , oscilando entre  $3 \text{ a } 7 \text{ kg NO}_3^-/\text{m}^3/\text{d}$ . En comparación, un sistema de lodos en suspensión posee una tasa volumétrica de desnitrificación del orden de  $0,2 \text{ kg NO}_3^-/\text{m}^3/\text{d}$  cuando se utiliza metanol como fuente de carbón.

Los FBLM como se muestra en la Figura 3, son otro tipo de sistemas confiables para la remoción de nitrógeno debido a las altas tasas de carga volumétrica y la baja acumulación de sólidos en el reactor. Uno de los rasgos característicos de este FB es el movimiento de los medios de soporte en el fluido.

Una ventaja importante es que la fracción de llenado del medio de biopelícula en el reactor está sujeta a preferencias [26]. Para mover la suspensión del medio libremente, se recomienda que las fracciones de llenado sean del 30 al 70% [29].

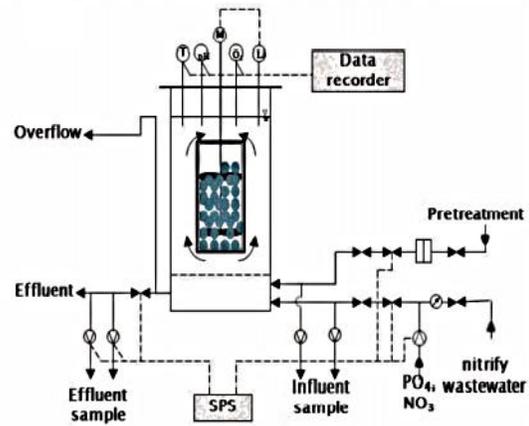


Figura 3. Esquema de un FBLM con bio-película [26].

### Proceso de nitrificación en filtros biológicos

En un SRA las conexiones de nitrógeno inorgánico como el amoníaco ( $\text{NH}_3$ ), amonio ( $\text{NH}_4^+$ ), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) y nitrógeno en forma gaseosa ( $\text{N}_2$ ), principalmente se incluyen en el agua o en los lodos generados por el sistema, así como, diferentes formas de conexiones de nitrógeno orgánico, incluidas las formas unidas a partículas, como la urea, aminoácidos, péptidos y proteínas [7].

Los FB en un SRA tienen la función de mantener las concentraciones de NAT en niveles no letales para los peces, considerando el rango de seguridad para la supervivencia entre  $0,1 \text{ y } 3 \text{ mg/L}$  y el  $\text{NH}_4$  debe mantenerse en concentraciones  $<0,6 \text{ mg/L}$ . [30] En la tabla 1 se muestra la tasa remoción del NAT de algunos FB usualmente utilizados en acuicultura.

La eficacia de eliminación y la tasa de eliminación de NAT, se ven afectadas por el tiempo de retención hidráulica (TRH), la tasa de eliminación de NAT es directamente proporcional al TRH, mientras que la eficiencia de eliminación de NAT es inversamente proporcional al TRH [27].

El uso de un decantador de columna asociado al reactor aeróbico de lecho fluidizado con circulación en tubos concéntricos con tiempo de retención hidráulica de 0,55 y 0,20 h, respectivamente, en un SRA con tilapia de 0,32 kg de peso promedio y densidad de población de 33,1 kg/m<sup>3</sup>, dio como resultado 35,2% en relación con la eliminación del NAT<sup>[30]</sup>, siendo superior a otro estudio, donde se obtuvo resultados de 27%, para un mismo sistema de filtración biológica<sup>[7]</sup>.

En otra investigación<sup>[11]</sup>, donde se evaluó la nitrificación en un FBLM y un FBLF, Los filtros se acondicionaron a una concentración de NAT de entrada de (2,89±0,1 mg/L) y un flujo de entrada de agua comprendido entre 1 L/s y 4 L/s.

Los valores de remoción total de NAT, en los filtros FBLM tuvieron una tasa de remoción significativamente mayor (231±17 g N/m<sup>3</sup>/d) en comparación con los FB (92± 2 g N/m<sup>3</sup>/d), con respecto a la eliminación de NAT específica de la superficie, los FBLM tuvieron una eliminación significativamente menor (0,27±0,02 g/m<sup>2</sup>/d) que los filtros FBLF (0,46 ± 0,01 g/m<sup>2</sup>/d).

Cuando se aumentó la concentración de entra a (6,27±0,39 mg/L) el FBLF aumento la tasa de eliminación (0,73±0,01 g/m<sup>2</sup>/d). Los resultados indican que la biopelícula más heterogénea y estratificada que se espera en los FBLF puede reaccionar de manera más flexible cuando se enfrenta a cambios como las diferencias en la carga de NAT.

Para una eliminación eficiente de amoníaco, es importante que el período de drenaje sea lo suficientemente largo como para permitir la transferencia de oxígeno a través de la biopelícula.

Un sistema combinado de un filtro biológico de grava (FBG), formado por celdas de inundación y drenaje, seguidas por celdas sumergidas, puede ser la configuración más adecuada para la eliminación eficiente de nitrógeno y al mismo tiempo mantener bajas concentraciones de nitrito cuando se tratan aguas residuales de acuicultura marina<sup>[31]</sup>.

En la tabla 1 se muestra en promedio la tasa de eliminación del NAT de algunos FB comúnmente utilizados en acuicultura.

**Tabla 1. Tasa promedio de eliminación de NAT en los filtros biológicos utilizados en acuicultura**

Tipo de filtro biológico	Tasa de eliminación de NAT (g NAT/m <sup>2</sup> /d)
Filtro biológico de lecho móvil	0,27 <sup>[11]</sup>
Filtro biológico de lecho fijo	0,46 - 0,73 <sup>[11]</sup>
Reactores de arena fluidizada	0,24 <sup>[32]</sup>
Contadores biológicos rotativos	0,19 -0,79 <sup>[32]</sup>
Filtro de goteo	0,24-0,64 <sup>[32]</sup>

### Remoción de materia orgánica en SRA

La reducción del intercambio de agua conduce a una acumulación de materia orgánica disuelta (MOD) que puede tener efectos potenciales sobre la calidad del agua, el bienestar de los peces y el rendimiento del sistema.

Los desechos fecales y el derrame de alimento son las dos fuentes principales de producción endógena de MOD en SRA<sup>[33]</sup>.

La tasa de intercambio de agua y el tipo de sistema de tratamiento determinan el grado en

que el MOD se puede acumular dentro de un sistema.

Esta acumulación de MOD puede promover el crecimiento de bacterias oportunistas, afectando el desempeño del biofiltro <sup>[33]</sup> y dificultando los procesos de desinfección oxidativa de los sistemas.

La concentración de MOD en el agua es uno de los factores críticos que afectan la operación de la nitrificación. Las bacterias heterótrofas - encargadas de remover la materia orgánica - tienen una tasa de crecimiento máxima cinco veces mayor que las bacterias nitrificantes, por lo que las bacterias heterótrofas tienen mayor éxito al competir por el espacio y el OD en la biopelícula; en consecuencia, pueden llegar a inhibir la nitrificación <sup>[34]</sup>.

Según <sup>[35]</sup> cuando la cantidad de materia orgánica, representada por la DQO, es baja (menor que 50 mg/L), los FBs se especializan en la remoción de compuestos nitrogenados. En este comportamiento, si bien existe remoción de materia orgánica, no es significativa.

Por otro lado, reportan cargas de materia orgánica que entra al FB promedio, de  $49,27 \pm 0,33$  mg/L; donde la remoción de DQO en el percolador fue de  $11,14 \pm 0,67\%$ . Aun en este porcentaje de remoción, la materia orgánica no representaba un peligro para los peces.

### Eliminación de Fósforo en SRA

El fósforo (P) es un elemento esencial para todo organismo vivo y un factor limitante típico del crecimiento de los ecosistemas acuáticos naturales. <sup>[36]</sup> También puede ser una fuente de contaminación ambiental y eutrofización, ya que los peces asimilan solo 20-40% del P suministrado en las raciones acuícolas <sup>[37]</sup>. Se ha demostrado la eliminación biológica de fosfato durante la desnitrificación <sup>[34]</sup>.

El P se precipita químicamente en digestores anaeróbicos que tratan lodos de acuicultura <sup>[37]</sup>.

Sin embargo, existen pocos estudios con relación al estudiado el destino del P en SRA, que combinan la desnitrificación y la digestión anaeróbica.

Gran parte del lodo que ingresa al digestor anaeróbico de dichos sistemas está compuesto de biomasa microbiana <sup>[38]</sup>, lo que sugiere que puede contener altas cargas de P que potencialmente se pueden recuperar y reutilizar <sup>[39]</sup>. El porcentaje típico de fósforo que se encuentra en sistemas de lodos activados con bacterias heterótrofas está entre 1,5 y 2,0% <sup>[20]</sup>.

Por otro lado, las especies bacterianas están directamente involucradas en la eliminación biológica de fósforo, como las *Acinetobacter* y otras especies que han demostrado ser eficaces entre las cuales se encuentran las *Pseudomonas*, *Aeromonas*, *Moraxella*, entre otras <sup>[20]</sup>.

En un SRA se estudió el destino del P y se probó los medios para recuperarlo y reutilizarlo. Se analizaron, agua, lodos y las comunidades microbianas en las diferentes unidades de tratamiento del sistema, donde el pescado recuperó el 29,5% del P aplicado, el 69,8% se encontró en los lodos del sistema y el 3,8% se liberó al agua como P soluble.

La concentración de P en el sistema se mantuvo estable, probablemente debido a su absorción por desnitrificación de organismos acumuladores de polifosfatos y su precipitación en el reactor anaeróbico del SRA. Por tanto, sólo el 1,5% del P aplicado se descargó como efluente y el 69% se recuperó <sup>[37]</sup>. Se compararon FBLM de lecho móvil y FBLF para la eliminación y desnitrificación de fósforo vía biológica.

Los resultados indicaron que todos los nutrientes fueron eliminados por el proceso realizado en el reactor de lecho fijo en comparación con el proceso del reactor de lecho móvil. Durante la fase de desnitrificación en el reactor de lecho fijo, la absorción de fosfato fue de 98,6% y la descomposición de NAT de 75,9%,

mayores, en comparación al proceso en el reactor de lecho móvil, que obtuvo 78,5% para fosfato y 54,2% para NAT <sup>[26]</sup>.

### Filtración biológica en los SRA como una alternativa amigable con el medio ambiente

En la actualidad los altos niveles de nutrientes y materia orgánica producida por los cultivos de organismos acuáticos han contribuido a la degradación ambiental de las masas de aguas receptoras. según el autor <sup>[13]</sup> afirma que el nivel de impacto depende directamente de la cantidad o concentración evacuada y de la capacidad de asimilación del medio acuático.

En los últimos años, Colombia ha implementado un estricto marco jurídico en materia de protección y preservación de los recursos naturales; la Autoridad Nacional de Licencias Ambientales (ANLA), en el decreto 1076 de 2015 (Decreto 3930 de 2010) promueve el Reúso de las Aguas Residuales a través de los Planes de Reconversión a Tecnologías Limpias en Gestión de Vertimientos–PRTLGV y lo incluye en la gradualidad para el cumplimiento de la norma de vertimientos. <sup>[40]</sup> Se considera que es obligatorio para todas aquellas personas que desarrollen actividades industriales, comerciales o de servicios y que en el desarrollo de esta generen aguas residuales, que serán vertidas en el cuerpo de agua superficial o alcantarillado público <sup>[40]</sup>.

Es por esta razón que se justifica la utilización de los FB en los SRA como una alternativa para tratar las aguas contaminadas en el proceso productivo y así mitigar el impacto ambiental que genera la acuicultura. Por otro lado, la filtración biológica, logra mejorar la eficiencia en cuanto al uso del agua, permitiendo la toma del recurso hídrico para el desarrollo de otras actividades antrópicas.

Otra investigación <sup>[16]</sup> considera que los sistemas de tratamiento anaeróbicos son alternativas cada vez más consolidadas y utilizadas en el tratamiento de efluentes de media y alta carga, sin embargo, este tipo de sistemas presentan deficiencias en la remoción de nutrientes y microorganismos patógenos, razón por la cual los efluentes de los sistemas de tratamiento de agua muchas veces no cumplen con las normas establecidas por las legislaciones ambientales.

Otros autores afirman <sup>[12, 16]</sup> que los FB proporcionan los mecanismos necesarios para eliminar la materia orgánica como también los constituyentes no removidos por los sistemas de tratamiento anaeróbico y proteger los cuerpos receptores donde se vierten.

Por otro lado, los SRA además de incorporar el tratamiento y la reutilización del agua con menos del 10% del volumen total remplazada por día, representa una alternativa para los cultivos intensivos de diferentes especies <sup>[13]</sup>.

Con base en lo anterior, se puede maximizar la producción al requerir menor cantidad de agua y tierra para generar la misma biomasa que la requerida en los sistemas convencionales, de igual manera está confirmado que con una unidad de desnitrificación incluida en estos sistemas se puede reducir considerablemente el nitrato y sus efectos en los peces y el medio ambiente. <sup>[36]</sup> Sin embargo, hay que tener en cuenta que la utilización de la tecnología en el tratamiento del agua tiene como ventajas el monitoreo y control constante de las variables fisicoquímicas y sanitarias del agua, la reutilización del agua, producciones de altas densidades, y como desventajas el alto costo y necesidad de mano de obra calificada.

## CONCLUSIONES

En los sistemas de producción acuícola se

medio de la FB, cuyo objetivo es reducir las cargas contaminantes en el proceso de

nitrificación, que se logra según la construcción y el medio filtrante sobre el que se establece el óptimo crecimiento de la biopelícula.

FBLF, son mayormente utilizados en los SRA, por su fácil construcción, adecuación, mantenimiento y rendimiento. La FB en SRA tiene numerosos beneficios para el medio ambiente y la eficiencia en los cultivos acuícolas, principalmente porque través de ellos se elimina gran cantidad de compuestos como el NAT, que aun en concentraciones bajas resulta ser tóxico para las especies cultivadas y

también porque a través de estos métodos de filtración mitiga el impacto ambiental generado por las aguas residuales que terminan siendo vertidas en los cuerpos de agua superficial y subterráneo.

Además, concentraciones de compuestos nitrogenados, junto a los compuestos de fosforo, son los principales causantes de la eutrofización de los cuerpos de agua.

### REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- [1]. Watari T, Nakamura Y, Kotcharoen W, Hirakata Y, Satanwat P, Pungrasmi W. Application of down-flow hanging sponge – Upflow sludge blanket system for nitrogen removal in Epinephelus bruneus closed recirculating aquaculture system. *Aquaculture*. 2021; 532:1–9.
- [2]. Cancino B, Hurtado C, Ruby R. Effect of pressure and pH in ammonium retention for nanofiltration and reverse osmosis membranes to be used in recirculation aquaculture systems (RAS). *Aquac Eng*. 2011;45(3):103–8.
- [3]. Vidal M, Sep D, Torres C, Villouta G, Ruiz P. Overview and future perspectives of nitrifying bacteria on biofilters for recirculating aquaculture systems. 2019;1–17.
- [4]. Prehn J, Waul C, Pedersen L, Arvin E. Impact of water boundary layer diffusion on the nitrification rate of submerged biofilter elements from a recirculating aquaculture system. *Water Res*. 2012;46(11):3516–24.
- [5]. Jiang W, Tian X, Li L, Dong S, Zhao K, Li H. Temporal bacterial community succession during the start-up process of biofilters in a cold-freshwater recirculating aquaculture system. *Bioresour Technol*. 2019;287(May).
- [6]. Kinyage J, Pedersen L. Impact of temperature on ammonium and nitrite removal rates in RAS moving bed biofilters. *Aquac Eng*. 2016; 75:51–5: <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquaeng.2016.10.006>
- [7]. Sánchez I, Matsumoto T. Hydrodynamic characterization and performance evaluation of an aerobic three phase airlift fluidized bed reactor in a recirculation aquaculture system for Nile Tilapia production. *Aquac Eng*. 2012; 47:16–26: <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquaeng.2011.12.006>
- [8]. Palacios Y, Winfrey B. Three mechanisms of mycorrhizae that may improve stormwater biofilter performance. *Ecol Eng*. 2020;(October):106085. <https://doi.org/10.1016/j.ecoeng.2020.106085>

- [9]. Hüpeden J, Wemheuer B, Indenbirken D, Schulz C, Spieck E. Taxonomic and functional profiling of nitrifying biofilms in freshwater, brackish and marine RAS biofilters. *Aquac Eng.* 2020;90(May).
- [10]. Shahar B, Guttman L. Integrated biofilters with *Ulva* and periphyton to improve nitrogen removal from mariculture effluent. *Aquaculture.* 2021; 532:736011. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2020.736011>
- [11]. Suhr K, Pedersen P. Nitrification in moving bed and fixed bed biofilters treating effluent water from a large commercial outdoor rainbow trout RAS. *Aquac Eng.* 2010;42(1):31-7.
- [12]. Sánchez I, Revelo D, Burbano A, García R, Guerrero C. Eficiencia de consorcios microbianos para tratamiento de aguas residuales en un sistema de recirculación acuícola. *Biotecnol en el Sect Agropecu y Agroindustrial.* 2013;11(1):245–54.
- [13]. Liu W, Ke H, Xie J, Tan H, Luo G, Xu B. Characterizing the water quality and microbial communities in different zones of a recirculating aquaculture system using biofloc biofilters. *Aquaculture.* 2020;529.
- [14]. Montes M, California B. Centro de investigación científica y de educación superior de ensenada , baja california programa de posgrado en ciencias en acuicultura Diferenciación sexual del lenguado de California *Paralichthys californicus* y control de la proporción sexual mediante . 2014.
- [15]. Marinho T, Faria C, Rincón L, Britto E, Cavero B, Aride P, Tecnología biofloc: datos, estudios y experiencias para el desarrollo de la acuicultura latinoamericana. *Brazilian J Dev.* 2020;6(2):7847–62
- [16]. Galindo A, Toncel E, Rincón N. Evaluación de un filtro biológico como unidad de post-tratamiento de aguas residuales utilizando conchas marinas como material de soporte. *Rev ION.* 2017;29(2):37–48.
- [17]. Dorado A, Lafuente F, Gabriel D, Gamisans X. A comparative study based on physical characteristics of suitable packing materials in biofiltration. *Environ Technol.* 2010;31(2):193–204.
- [18]. Lekang O. Recycling Aquaculture Sistemas: Traditional Recirculating Water Systems. 2020;257–74.
- [19]. Sánchez I, Rovelo D, Burbano A, García R, Guerrero C, Beltrán D. Performance of different biofilters in a recirculating system for rainbow trout farming. *Rev MVZ Cordoba.* 2016;21(2):5426–40.
- [20]. Metcalf & Eddy et al. *Wasterwater Engineering Treatment and Reuse.* fourth ed. New York: Mc Graw Hill, 2013.
- [21]. Zhu S, Deng Y, Ruan Y, Guo X, Shi M, Shen J. Biological denitrification using poly(butylene succinate) as carbon source and biofilm carrier for recirculating aquaculture system effluent treatment. *Bioresour Technol* [Internet]. 2015;192:603–10. Available from: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2015.06.021>

- [22]. Joonk K, Park K, Cho K, Nam S, Park T, Bajpai R. Aerobic nitrification-denitrification by heterotrophic *Bacillus* strains. *Bioresource Technology*, v. 96, n. 17, p. 1897–1906, 2005.
- [23]. Morita M, Uemoto H, Watabe A. Nitrogen-removal bioreactor capable of simultaneous nitrification and denitrification for application to industrial wastewater treatment. *Biochemical Engineering Journal*, v. 41, n. 1, p. 59–66, 2008.
- [24]. Tsukuda S, Christianson L, Kolb A, Saito K, Summerfelt S. Heterotrophic denitrification of aquaculture effluent using fluidized sand biofilters. *Aquac Eng* [Internet]. 2015;64:4959. Available from: <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquaeng.2014.10.010>
- [25]. Pungrasmi W, Playchoom C, Powtongsook S. Optimization and evaluation of a bottom substrate denitrification tank for nitrate removal from a recirculating aquaculture system. *J Environ Sci (China)* [Internet]. 2013;25(8):1557–64. Available from: [http://dx.doi.org/10.1016/S1001-0742\(12\)60248-4](http://dx.doi.org/10.1016/S1001-0742(12)60248-4).
- [26]. Choi H, Lee A, Lee S. Comparison between a moving bed bioreactor and a fixed bed bioreactor for biological phosphate removal and denitrification. 2012;1(3):1834-8.
- [27]. Liu H, Che X, Zhang Y. Performance of sequencing microbead biofilters in a recirculating aquaculture system. *Aquac Eng*. 2013; 52:80–6.
- [28]. Sánchez Ortiz IA. Intensive Recirculating Aquaculture Systems with low Water Exchange: Limiting Factors. 2554;1–13. موجود في: [revistas.udenar.edu.co](http://revistas.udenar.edu.co)
- [29]. Rusten B, Eikebrokk B, Ulgenes Y, Lygren E. Design and operations of the Kaldness moving bed biofilm reactors. *Aquac Eng*. 2006;34(3):322–31.
- [30]. Matsumoto T, Enríquez Y. Eficiência na remoção de NAT, DBO e DQO utilizando reator aeróbio de leito fluidizado com circulação em tubos concêntricos associado ao decantador de coluna em uma produção intensiva de tilápia. *Eng Sanit e Ambient*:2016;21(3):60914: [http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S141341522016000300609&lng=pt&tlng=pt](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S141341522016000300609&lng=pt&tlng=pt)
- [31]. Gregory S, Dyson P, Fletcher D, Gatland P, Shields RJ. Nitrogen removal and changes to microbial communities in model flood/drain and submerged biofilters treating aquaculture wastewater. *Aquac Eng*. 2012; 50:37–45.
- [32]. Crab R, Avnimelech Y, Defoirdt T, Bossier P, Verstraete W. Técnicas de eliminación de nitrógeno en la acuicultura para una producción sostenible. 2007;270:1-14. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2007.05.006>
- [33]. Aguilar-Alarcón P, Gonzalez S V., Simonsen MA, Borrero-Santiago AR, Sanchís J, Meriac A, et al. Characterizing changes of dissolved organic matter composition with the use of distinct feeds in recirculating aquaculture systems via high-resolution mass spectrometry. *Sci Total Environ* [Internet]. 2020;749:142326. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142326>

- [34]. García M, Maza P, González J, Osorio F. Nitrogen removal capacity and bacterial community dynamics of a Canon biofilter system at different organic matter concentrations. *Chemosphere* [Internet]. 2018;193:591–601. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.11.066>
- [35]. Gallego I, García D. Remoción de nitrógeno amoniacal total en un biofiltro: percolador-columna de arena. *Tecnol y ciencias del agua*. 2017;08(1):81–93.
- [36]. Li B, Boiarkina I, Yu W, Huang HM, Munir T, Wang GQ. Phosphorous recovery through struvite crystallization: Challenges for future design. *Sci Total Environ*. 2019; 648:1244
- [37]. Yogev U, Vogler M, Nir O, Londong J, Gross A. Phosphorous recovery from a novel recirculating aquaculture system followed by its sustainable reuse as a fertilizer. *Sci Total Environ*. 2020; 722:137949.
- [38]. Krom M, Ben A, Ingall E, Benning L, Clerici S, Bottrell S. Bacterially mediated removal of phosphorus and cycling of nitrate and sulfate in the waste stream of a "zero-discharge" recirculating mariculture system. *Water Res*. 2014; 56:109–21.
- [39]. Wu H, Zhang Y, Yuan Z, Gao L. A review of phosphorus management through the food sistema: identifying the roadmap to ecological agriculture. *J Clean Prod*. 2015.
- [40]. MADS. Decreto 1076 de 2015 -Sector Ambiente y Desarrollo Sostenible (2015). Colombia: Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Retrieved from <https://www.funcionpublica.gov.co/eva/gestornormativo/norma.php?i=78153>.