

Remoción de fósforo de diferentes aguas residuales en reactores aeróbios de lecho fluidizado trifásico con circulación interna

Phosphorus removal in different wastewater by fluidized bed airlift reactors with internal circulation

Gleyce Teixeira Correia¹, Iván Andrés Sánchez Ortiz^{2}, Dib Gebara¹, Milton Dall'Aglio Sobrinho¹, Tsunao Matsumoto¹*

¹ UNESP, Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira - Departamento de Engenharia Civil. Alameda Bahia, 550 - Ilha Solteira - SP - CEP: 15385-000, Brasil

² Departamento de Recursos Hidrobiológicos. Universidad de Nariño, Cll 18 Cra 50. Ciudad Universitaria, Torobajo. Pasto, Colombia.

(Recibido el 24 de Septiembre de 2012. Aceptado el 26 de abril de 2013)

Resumen

El vertimiento de aguas residuales (AR) produce impactos sobre los cuerpos de agua receptores. Nutrientes como P generan implicaciones en los sistemas lénticos pues aceleran los procesos de eutrofización. Se han utilizado diversas tecnologías para la remoción de P de las AR: sistemas de tratamiento físico químico con importantes efectos por adición de productos coagulantes; procesos biológicos basados en alternancia de condiciones anaerobias y aerobias con importantes implicaciones de volumen necesario; sistemas como lagunas de estabilización e irrigación requieren de áreas muy considerables y procesos de postratamiento. Los reactores aerobios de lecho fluidizado con circulación interna (RALFCI) son opciones compactas que utilizan gran concentración de biomasa activa que han demostrado su capacidad para remover materia orgánica y N. Para AR domésticas provenientes de la estación de bombeo de Ilha Solteira y para los efluentes de un sistema de recirculación acuícola (SRA) de cultivo semi-intensivo de tilapia se evaluó la eficiencia de remoción de P reactivo y P total en tres tipos de RALFCI con diámetro externo de 250 mm y diferentes diámetros de tubo interno (DTI), con dos medios de soporte y diferentes concentraciones en dos de los reactores. Las eficiencias medias de remoción de P reactivo en AR domésticas para un tiempo de retención hidráulica (TRH) de 3 horas en el reactor con DTI 125 mm variaron entre 25,6

* Autor de correspondencia: teléfono: + 57 + 2 + 731 14 49 ext. 239, fax + 57 + 2 + 731 44 82, correo electrónico: iaso@udenar.edu.co. (I. Sánchez)

y 38,4% y en el reactor con DTI 150 mm entre 27,5 y 32,5%; la remoción de P total en el SRA para un TRH de 0,19 h y DTI 100 mm fue de 32,7%.

----- *Palabras Clave:* Remoción biológica de fósforo, reactor aerobio, lecho fluidizado, circulación interna

Abstract

The wastewater discharge produces impacts on receiving water bodies. Nutrients as P produce implications on lentic systems because they accelerate the eutrophication processes. Several technologies for P removal from the wastewater have been used: physic chemical treatment systems with important effects by coagulant products addition; biological processes based on anaerobic and aerobic conditions with great implications on the required volume; natural systems as stabilization ponds and irrigation require bigger areas and post-treatment processes. The aerobic fluidized bed reactors with internal circulation (AFBRIC) are compact options with high concentrations of active biomass that have demonstrated their capacity for organic matter and N removal. For sewage from the wastewater pumping station of Ilha Solteira city and effluents of a recirculation aquaculture system (RAS) for semi-intensive tilapia farming, the reactive P and total P removal efficiency in three AFBRIC with 250 mm external tube diameter and different internal tube diameter (ITD), for two different support media at different concentrations was evaluated. The average reactive P removal efficiency for domestic wastewater to hydraulic retention time (HRT) of 3 hours and 125 mm ITD reactor varied from 25,6 to 38,4% and with 150 mm ITD reactor varied from 27,5 to 32,5%; the average total P removal for the RAS wastewater at a HRT of 0,19 hours and 100 mm ITD was of 32,7%.

----- *Keywords:* Biological phosphorus removal, aerobic reactor, fluidized bed, internal circulation

Introducción

El vertimiento de efluentes domésticos, pecuarios e industriales, crudos o con tratamiento insuficiente; las aguas pluviales urbanas; las aguas de escorrentía superficial directa de zonas agrícolas con excesivo uso de agrotóxicos o de fertilizantes químicos; la lixiviación no controlada de líquidos provenientes de cementerios, rellenos sanitarios o depósitos de residuos sólidos a cielo abierto son algunas de las causas que generan la cada vez mayor contaminación de las fuentes de agua superficial y subterránea.

Los elementos contaminantes presentes en las Aguas Residuales (AR) pueden ser de tipo físico,

químico o biológico y algunos de los constituyentes de mayor importancia en el tratamiento de tales aguas son: sólidos suspendidos, elementos orgánicos biodegradables, elementos inorgánicos disueltos, metales pesados, nutrientes y patógenos [1].

Elementos en el agua tales como carbono, nitrógeno, fósforo, calcio, hierro, entre otros esenciales para el crecimiento y reproducción de plantas y animales se denominan nutrientes o bioestimulantes. En particular, el fósforo que puede presentarse en combinación con la materia orgánica, en proteínas y aminoácidos o en la forma inorgánica, como ortofosfato y polifosfato, es un nutriente esencial que contribuye al

crecimiento de algas y en ciertas condiciones causa la eutrofización de lagos. En ambientes acuáticos, el fósforo se encuentra en la forma de fosfato y es un nutriente limitante pues si todo el fósforo es utilizado, el crecimiento de las plantas se detiene, sin importar la cantidad de nitrógeno disponible [2].

Las aguas residuales domésticas están compuestas en más del 98% por agua que contiene contaminantes como sólidos suspendidos, compuestos orgánicos, (40-60% proteínas, 25-50% carbohidratos, 10% aceites y grasas), nutrientes (nitrógeno y fósforo), metales, sólidos disueltos inorgánicos, sólidos inertes, sólidos gruesos, compuestos no biodegradables, organismos patógenos y algunas veces, presentan también contaminantes tóxicos provenientes de actividades industriales o accidentes [3].

El fósforo se encuentra presente en las aguas residuales domésticas principalmente como fruto de su uso en detergentes o como parte de las excreciones humanas. Las heces y la orina humanas están compuestas entre el 3,0 y el 5,4% y entre el 2,5 y el 5,0% respectivamente por fósforo, en la forma de P_2O_5 [4]. Las concentraciones típicas del nutriente en las AR domésticas suele oscilar entre 6 y 20mg/L en la forma de fósforo total [5].

Las AR de actividades acuícolas incluyen principalmente como contaminantes el alimento no consumido y las excretas producidas por los animales, residuos químicos y terapéuticos, peces muertos o moribundos, especímenes que escapan de la instalación y patógenos [6].

La producción acuícola puede ejecutarse en sistemas abiertos (con un único pase del agua), semicerrados (con el reuso de una cierta fracción del líquido) o cerrados (con reuso del 100% del agua) tales como los sistemas de recirculación para acuicultura (SRA). Las concentraciones de sólidos suspendidos totales, fósforo total, nitrógeno total y demanda bioquímica de oxígeno en efluentes de acuicultura en sistemas abiertos suelen ser del orden del 3% o menores que las presentadas por aguas residuales domésticas [7].

En la medida en que las densidades de siembra se incrementan se hace necesaria la aplicación de buenas prácticas de manejo en los sistemas abiertos [8] además de la implementación de sistemas de tratamiento de los efluentes [9].

En los sistemas acuícolas el fósforo proviene fundamentalmente de las heces, orina, restos de alimento y son descargados en forma particulada (fase sólida) o en forma disuelta [10].

La cantidad de contaminación generada diariamente -en términos de DQO- por una estación piscícola que produzca 180 toneladas de peces es comparable a la contaminación producida por una población con 10.000 habitantes [11]. Una de las razones por las que se justifica la intensificación de los proyectos productivos acuícolas son las reglamentaciones ambientales que prohíben o limitan el vertimiento de efluentes y la escasez o altos costos del agua.

Los SRA son una opción para la producción intensiva de peces donde se garantiza tanto la seguridad como la calidad de las especies producidas a lo largo del año ya que en ellos existe un total control del ambiente de cultivo, son sistemas ambientalmente sostenibles pues usan entre 90 y 99% menos agua que los sistemas acuícolas convencionales. Por el reuso constante del agua, los lodos producidos en SRA's suelen presentar concentraciones de N y P superiores a las reportadas en sólidos domésticos, con un valor promedio de 1,3% de fósforo total de la masa sólida seca en lodos de SRA [12].

Como alternativas a la eliminación del fósforo junto con el nitrógeno en aguas residuales se encuentran las lagunas de estabilización, los sistemas de disposición controlada en el suelo; los lodos activados y reactores aerobios con biopelícula y la remoción por procesos físico-químicos o la combinación de algunos de los anteriores [13].

Los estudios sobre la remoción biológica de fósforo en plantas de tratamiento de aguas residuales por sistemas de lodos activados iniciaron desde la década de 1940; sin embargo,

las investigaciones desarrolladas en la década de 1960 por Levin y Shapiro [14] dinamizaron el entendimiento de la asimilación metabólica de este nutriente por los microorganismos mediante un proceso que denominaron “luxury uptake”. En el contexto mundial es común el uso de sistemas de tratamiento secundario conocidos como “enhanced biological phosphorus removal (EBPR)” [15], en los que las AR pasan por etapas con diferentes condiciones de oxígeno disuelto que propician altas remociones de fósforo por parte de los microorganismos involucrados en el proceso.

En el entorno latinoamericano se han reportado experiencias de tratamiento como por ejemplo mediante adaptaciones al sistema de lodos activados donde tanques individuales trabajan bajo condiciones de un reactor discontinuo secuencial convencional -llenado, mezcla anaeróbica, aireación, mezcla anóxica, sedimentación, vaciado- [16-19]; mediante un reactor híbrido [20, 21]; por medio de sistemas conformados por dos reactores, el primero en condiciones anaerobias y el siguiente en condiciones aerobias/anóxicas [22] o por reactores independientes para cada una de las fases de tratamiento [23, 24].

En los sistemas anteriormente mencionados se pretende que durante los cambios de las condiciones de oxígeno disuelto los microorganismos acumulen el fósforo más allá de sus necesidades metabólicas de crecimiento para que dicho nutriente sea finalmente retirado mediante la remoción de la biomasa rica en fósforo. Bajo condiciones operacionales específicas, es posible desarrollar un lodo con un contenido de fósforo mucho más elevado que el 2,5% normalmente encontrado en lodos de sistemas convencionales [25].

Los reactores con biomasa adherida han presentado gran potencial en la remoción de nutrientes como nitrógeno y fósforo [26], de ahí la importancia del desarrollo de investigaciones orientadas a evaluar la eficiencia de remoción de nutrientes en ese tipo de reactores sometidos a diferentes condiciones operacionales.

En la presente investigación se reporta las eficiencias de remoción de fósforo por parte de reactores de lecho fluidizado trifásico con circulación interna en tubos concéntricos en aguas residuales domésticas y provenientes de un SRA, con dos diferentes medios soporte, evaluados para dos tiempos de retención hidráulica y diferentes concentraciones de medio soporte.

Experimentación

Reactores utilizados

Se utilizaron tres reactores de lecho fluidizado con circulación, construidos en tubos de PVC concéntricos con altura nominal de 2,6 m y diámetro externo de 250 mm. La diferencia constructiva entre los reactores se basó en el diámetro del tubo interno, con valores de 125 mm para el R1, 150 mm para el R2 y 100 mm para el R3, tales configuraciones geométricas definen relaciones entre el área del tubo externo y las del tubo interno (A_e/A_i) de 4,00; 2,78 y 6,25 para los reactores R1, R2 y R3, respectivamente. Las características hidrodinámicas del funcionamiento de los reactores en cuanto a sus velocidades de circulación, fracción volumétrica de aire y transferencia de oxígeno se basan en una experiencia previamente reportada por este medio de divulgación científica [27].

Sistemas de tratamiento evaluados y tipos de aguas residuales

Para las aguas residuales domésticas. El agua residual urbana sometida al tratamiento por parte de los reactores R1 y R2 fue tomada desde el pozo de succión de la estación de bombeo de la ciudad de Ilha Solteira - São Paulo. El agua residual era sometida a un tamizado estático con aberturas de 1 mm, a través del cual efectuaba la remoción de los sólidos más gruesos que serían indeseables al interior del reactor. En seguida, el agua residual pasaba hacia una caja de nivel constante, desde la que por medio de una bomba peristáltica, se transportaba el caudal requerido hacia la parte superior del reactor para entrar por gravedad hacia

la parte inferior interna del mismo. El esquema de flujo puede ser observado en la figura 1.

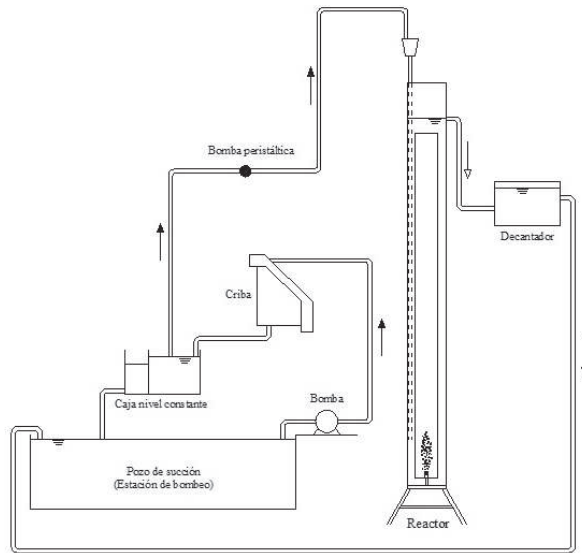


Figura 1 Esquema del sistema de tratamiento de las aguas residuales domésticas

Para el agua residual del sistema de recirculación acuícola (SRA). El reactor R3 formó parte de la secuencia de tratamiento físico y biológico de un sistema de recirculación para el cultivo semi-intensivo de tilapia nilótica cuya densidad de biomasa fue aproximadamente de 30 kg/m³. El SRA fue instalado en el Laboratorio de Hidrología e Hidrometría de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Estadual Paulista campus de Ilha Solteira (FEIS-UNESP).

El SRA para piscicultura estuvo compuesto por una caja de nivel constante desde la que por medio de un sistema de tuberías de PVC se distribuyó el agua hacia tres tanques de cultivo, cada uno con capacidad de 250 L; un decantador convencional de flujo horizontal; el reactor aerobio de lecho fluidizado con circulación y diámetro interno de 100 mm; un reactor para transferencia de oxígeno y remoción de CO₂; un tanque de succión y un sistema de bombeo del efluente final, como se puede apreciar en la figura 2.

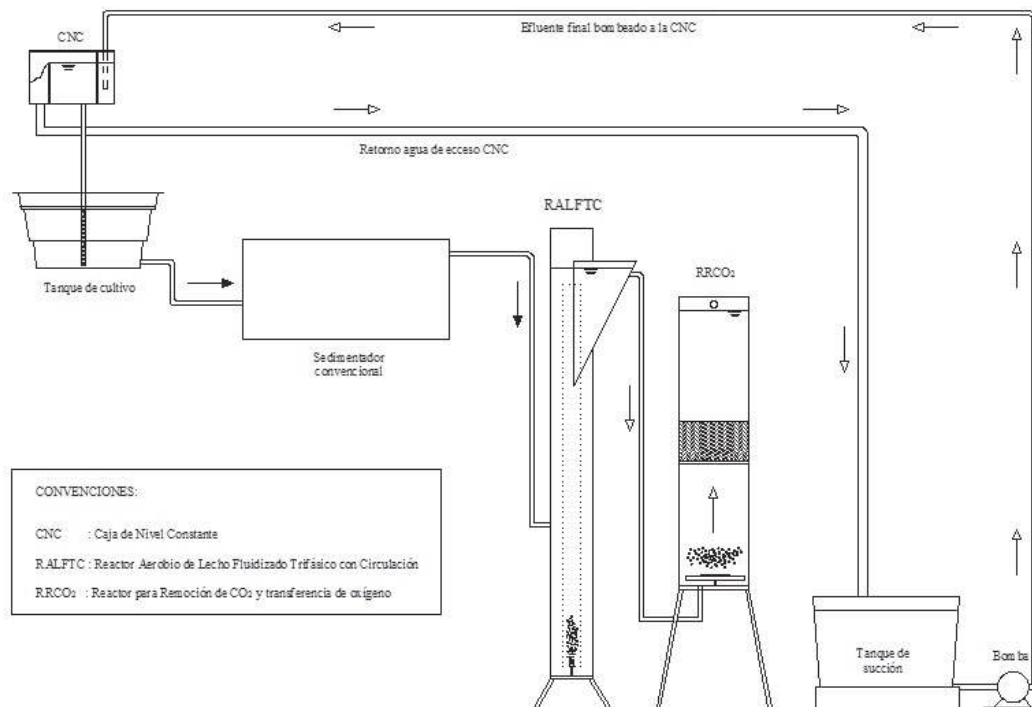


Figura 2 Esquema del sistema de recirculación para cultivo semi-intensivo de tilapia

Medios soporte

Los medios soporte utilizados para el desarrollo de la biopelícula fueron: granos de arena para los reactores R1 y R2 y carbón activado granular (CAG) para el reactor R3. La caracterización de los materiales en cuanto a su granulometría y masa específica se realizó según las metodologías descritas por la Asociación Brasileira de Normas Técnicas [28, 29].

Operación y partida de los reactores

Los reactores R1 y R2 se operaron en diferentes fases, establecidas en función de la cantidad de medio soporte (arena) utilizada, dichas fases fueron: Para R1 se utilizaron 100, 125 y 150 g/L en las fases 1, 2 y 3 respectivamente; para R2 se utilizaron 100 y 125 g/L en las fases 1 y 2 respectivamente. Desde el arranque de los reactores se garantizó una concentración de 100 g/L de arena, el período de partida fue de 15 días, tiempo en el cual ocurrió el desarrollo de la biopelícula. Después de dos meses de funcionamiento en la fase 1 se adicionó más arena al reactor, hasta alcanzar los 125 g/L, iniciando así la fase 2 en los reactores R1 y R2; después de un periodo de tiempo similar se realizó el mismo procedimiento para comenzar la fase 3 en el R1.

Para iniciar la fase 1 se inyectaron cantidades de aire del orden de 2700 y 2900 L/h durante los primeros 15 días para mantener en suspensión el medio soporte en los reactores R1 y R2, con el desarrollo de la biopelícula la masa específica de la partícula (arena + biopelícula) disminuye y requiere de un menor caudal de aire; por ello en la tercera semana se redujeron los caudales a 2300 y 2700 L/h en dichas unidades. Para la fase 2 fue necesario aumentar el caudal de aire especialmente en el R1, los valores medios en la fase fueron de 3200 y 2700 L/h para R1 y R2 respectivamente. En la tercera fase el caudal de aire proporcionado al R1 fue del orden de 3300 L/h.

El caudal de agua residual que se aplicó en los reactores fue de 41 L/h en el R1 y de 46 L/h en

el R2, lo que garantizó un TRH del orden de aproximadamente 3 horas.

Por su parte, el reactor R3 se operó en una única fase en la que el medio soporte (CAG) se mantuvo en una concentración de 80 g/L, para lo cual se adicionó de manera progresiva cantidades de material hasta cumplir con el valor de concentración deseada. Con el propósito de mantener en suspensión y circulación el medio soporte se inyectó un caudal de 2000 L/h, valor que se redujo hasta 1000 L/h una vez se mantuvo estable la circulación con los 80 g/L de CAG. Para efectos de favorecer el crecimiento de la biopelícula, en la primera semana de inoculación se llenó la mitad de su volumen con agua potable desclorada y la otra mitad con agua del lago del barrio Ipê (Ilha Solteira); en la segunda semana se practicó un recambio del 50% del volumen con agua del lago y se permitió circular el agua por todo el SRA (aun sin la siembra de los peces); cada día de la tercera semana se practicó un recambio parcial del SRA mediante la adición de 200 L de agua proveniente de la sustitución del líquido de fondo de un tanque de cultivo de peces ornamentales.

El caudal de agua residual inyectado durante el experimento fue del orden de 577 L/h lo que se tradujo en un TRH de 0,198 horas.

Puntos de muestreo y ensayos físico-químicos

Durante siete semanas del período de operación de los reactores R1 y R2 se realizaron dos veces por semana los análisis de fósforo reactivo (P_{Reac}) ortofosfato por el método de ácido ascórbico, las muestras de agua fueron tomadas en el líquido effluente a los reactores (posterior a su tamizado por la malla de 1mm) y en el effluente de R1 y R2.

En el caso del R3 se realizaron análisis de fósforo total (PT) dos veces por semana durante dos meses por el método de digestión con persulfato ácido, las muestras de agua fueron tomadas en el afluente al sedimentador convencional y en el effluente del reactor R3.

Los métodos utilizados para la realización de los análisis se rigieron por las metodologías estandarizadas [30]. Para medir las concentraciones de fósforo en las muestras de los tres reactores se utilizó un espectrofotómetro Hach DR/2500 instalado en el Laboratorio de Saneamiento de la FEIS-UNESP. De igual manera, en los tres reactores se registraron diariamente *in situ* los valores de oxígeno disuelto, pH y temperatura de los líquidos afluentes y efluentes por medio de una sonda YSI Inc. 6920.

Resultados

Caracterización del medio soporte de los reactores

A partir de los ensayos practicados a los medios granulares se obtuvieron los siguientes resultados: la arena, cuya humedad natural fue de 0,13%, presentó una densidad aparente de 2,57 g/cm³; por su parte, el CAG registró una humedad natural de 13,9% y una densidad aparente de 1,64 g/cm³. Con relación a los datos granulométricos de la arena, se obtuvieron D10 de 0,16 mm, D30 de 0,24 mm, D50 de 0,31 mm, D60 de 0,34 mm y D90 de 0,54 mm. De la curva granulométrica del CAG, se obtuvieron D10 de 0,34 mm, D30 de 0,46 mm, D50 de 0,52 mm, D60 de 0,57 mm y D90 de 0,75 mm.

Con base en las dimensiones de abertura de tamiz anteriormente descritas se calcularon los coeficientes de uniformidad, cuyos valores fueron para la arena de 2,13 y para el CAG de 1,68; de igual manera, se calcularon los coeficientes de curvatura con valores de 1,06 y 1,09 para arena y CAG respectivamente.

Oxígeno disuelto (OD), pH y temperatura

Durante los experimentos, las concentraciones de OD medidas en el efluente de los R1 y R2 oscilaron entre 2,0 y 3,5 mg/L, tales valores se debieron a la cantidad de aire necesaria para mantener en circulación el medio soporte y al TRH de los reactores. En el R3 las concentraciones efluentes

oscilaron entre 5,4 y 10,7 mg/L pues pese al menor TRH proporcionado, los efluentes de tanques de cultivo poseen bajas concentraciones de materia orgánica y valores de OD mayores a 3 mg/L.

Los efluentes de los reactores R1 y R2 registraron durante los experimentos valores de pH entre 6,7 y 8,2. Por su parte, en el efluente del R3 los valores medidos variaron entre 7,2 y 8,1.

De acuerdo a la variación climática de las fechas en las que se realizaron los experimentos, las temperaturas medidas en el R1 y R2 oscilaron entre 19 y 28 °C, y en el R3 entre 16,1 y 24,9 °C.

Fósforo Reactivo

Reactor 1. Las concentraciones de fósforo reactivo registradas en el afluente durante las tres fases oscilaron entre 9,3 y 43,2 mg/L y las concentraciones en el efluente variaron entre 7,6 y 26,8 mg/L tal como puede apreciarse en la figura 3.

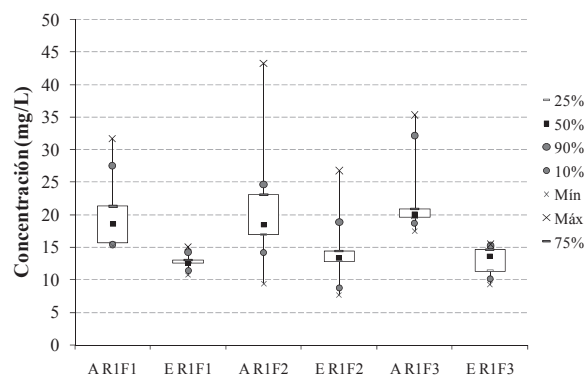


Figura 3 Diagramas de cajas y bigotes de los valores de fósforo reactivo obtenidos en las 3 fases de operación del reactor 1

En términos generales, en la nomenclatura de los reactores de las figuras 3 a 5 la letra A representa valores del afluente; la letra E los valores del efluente; la letra R y el número asociado a ella, el reactor utilizado y la letra F y su respectivo número se refieren a la fase de estudio reportada por el gráfico.

Las eficiencias medias de remoción del fósforo reactivo por parte del reactor R1, determinadas como el promedio de las eficiencias registradas en cada uno de los muestreos para cada fase fueron de 32,6% para la fase 1, 25,6% para la fase 2 y 38,4% para la fase 3. Pese a que la mayor eficiencia media se obtuvo para la concentración de medio soporte de 150 g/L, los resultados muestran que no necesariamente el incremento de concentraciones se refleja en un incremento de la eficiencia de remoción.

Reactor 2. Las concentraciones de P_{Reac} en el afluente durante las dos fases oscilaron entre 14,2 y 43,2 mg/L y las concentraciones en el efluente variaron entre 9,5 y 22,6 mg/L según lo ilustra la figura 4. Los valores registrados en el agua residual afluente tanto para el R1 como para el R2 corresponden a las condiciones típicas de AR domésticas con alta concentración de fósforo [31].

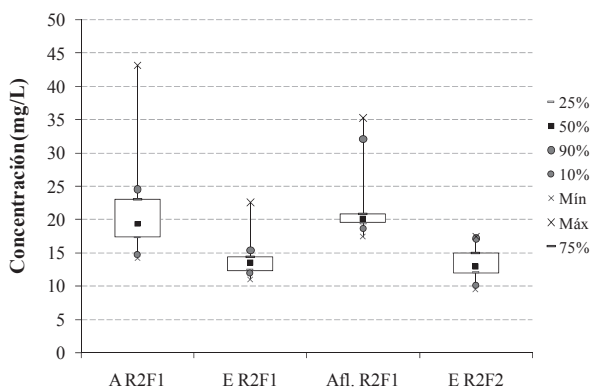


Figura 4 Diagramas de cajas y bigotes de los valores de fósforo reactivo obtenidos en las 2 fases de operación del reactor 2

El promedio de las eficiencias de remoción de P_{Reac} en el reactor R2, obtenidas a partir de los datos de desempeño calculados para los diferentes muestreos de cada fase fueron de 27,5% para la fase 1 y 32,5% para la fase 2. Tales valores sugieren que para la configuración geométrica del reactor R2, el incremento en la concentración

del medio soporte se puede ver reflejado en un aumento en la eficiencia de remoción del fósforo.

Tanto las temperaturas como los valores de pH medidos en los dos reactores se encontraron dentro de los rangos recomendados para favorecer la remoción biológica de fósforo [32], situación similar ocurrió con las concentraciones de OD, las cuales oscilaron en los rangos establecidos para zonas aerobias de sistemas EBPR [33].

Los resultados obtenidos en los reactores R1 y R2 son consistentes con la eficiencia media de 40% determinada en la evaluación del desempeño de reactores similares con diámetros externo e interno de 0,25 m y 0,20 m respectivamente; alturas de 6 y 12 metros y TRH's de 4, 6 y 8 horas [34]. Sin embargo, las eficiencias calculadas fueron menores a las recientemente reportadas para sistemas de tratamiento por reactores *airlift loop*, que disponen de compartimientos para generación de zonas anóxicas-anaerobias y aerobias así como TRH mayores [35].

Fósforo Total

Reactor 3. Las concentraciones de PT registradas en el afluente del sedimentador convencional durante la fase experimental oscilaron entre 0,57 y 3,84 mg/L y las concentraciones medidas en el efluente del reactor R3 variaron entre 0,48 y 1,53 mg/L tal como puede apreciarse en la figura 5.

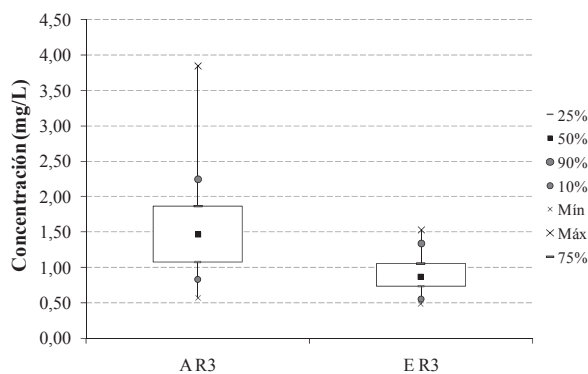


Figura 5 Diagramas de cajas y bigotes de los valores de fósforo total obtenidos en la fase de operación del reactor 3

Los valores de pH y temperatura medidos en el R3 estuvieron dentro de los rangos recomendados para la remoción biológica del nutriente; sin embargo, las concentraciones de OD fueron superiores a las recomendadas para zonas aerobias de sistemas EBPR [36].

La eficiencia media de remoción del fósforo total en el reactor R3 asociado al sedimentador convencional, calculada como el promedio de las eficiencias registradas en los muestreos fue de 32,7%. La eficiencia obtenida se enmarca dentro de los valores reportados para reactores de lecho fluidizado bifásico (fluidización del medio producida por el flujo del líquido a tratar) cuyas eficiencias oscilan entre el 15 y el 41% para condiciones de TRH entre 11 y 4,75 minutos [37].

Las eficiencias obtenidas indican que pudo haber condiciones aerobias y anaerobias en la biopelícula formada alrededor es del medio soporte. Es probable que al evaluar este tipo de reactores durante periodos de tiempo más extensos se logre un mayor desarrollo del biofilm que propicie las condiciones que generan competencia por la utilización del sustrato y selección de los microorganismos acumuladores de fósforo expresadas por la USEPA [38].

Conclusiones

Al tratar efluente doméstico en el reactor con relación A_e/A_i de 4,0 utilizando arena como medio soporte la remoción media de fósforo reactivo osciló entre 25,6 y 38,4%, con mejores resultados para concentración de medio soporte de 150 g/L.

En el reactor con relación A_e/A_i de 2,78 las eficiencias de remoción del fósforo activo variaron entre 27,5 y 32,5%, el mejor desempeño se obtuvo para la concentración 125 g/L de medio soporte.

El reactor que trató efluentes de producción semi-intensiva de tilapia en un sistema de recirculación acuícola con relación A_e/A_i de 6,25 y trabajando con 80 g/L de CAG reportó una eficiencia media de remoción de fósforo total de 32,7%.

Debido a la configuración compacta, los bajos TRH requeridos y las eficiencias obtenidas se recomienda el uso de este tipo de reactores para la remoción de fósforo en los tipos de AR estudiadas.

La cantidad de aire necesaria para fluidización y circulación del medio soporte en los reactores depende de la densidad del medio soporte y de la concentración en medio líquido, cuanto mayores sean sus valores, mayores caudales de aire se requieren en el proceso.

Referencias

1. R. Crites, G. Tchobanoglous. *Small and Decentralized Wastewater Management Systems*. Ed. McGraw-Hill. New York. 1998. pp. 1084.
2. F. Spellman. *Handbook of Water and Wastewater Treatment Plant Operations*. 2nd ed. Ed. CRC Press. Boca Raton, FL. 2009. pp. 825.
3. C. Neto, J. Campos. *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbico e disposição controlada no solo*. In: J. R. Campos (Coord.). Programa de Pesquisas em Saneamento Básico - PROSAB. Ed. ABES. Rio de Janeiro. 1999. pp. 1-28.
4. D. Mara. *Domestic Wastewater Treatment in Developing Countries*. Ed. Earthscan. London. Sterling. 2004. pp. 292.
5. F. Spellman. *Handbook of Water and Wastewater Treatment Plant Operations*. 2nd ed. Ed. CRC Press. Boca Raton, FL. 2009. pp. 825.
6. S. Cripps, A. Bergheim. "Solids management and removal for intensive land-based aquaculture production systems". *Aquacultural Engineering*. Vol. 22. 2000. pp. 33-56.
7. B. True, W. Johnson, S. Chen. "Reducing phosphorus discharge from flow-through aquaculture III: assessing high-rate filtration media for effluent solids and phosphorus removal". *Aquacultural Engineering*. Vol. 32. 2004. pp. 161-170.
8. J. MacMillan, T. Huddleston, M. Woolley, K. Fothergill. "Best management practice development to minimize environmental impact from large flow-through trout farms". *Aquaculture*. Vol. 226. 2003. pp. 91-99.
9. A. Bergheim, A. Brinker. "Effluent treatment for flow through systems and European Environmental

- Regulations". *Aquacultural Engineering*. Vol. 27. 2003. pp. 61-77.
10. B. True, W. Johnson, S. Chen. "Reducing phosphorus discharge from flow-through aquaculture III: assessing high- rate filtration media for effluent solids and phosphorus removal". *Aquacultural Engineering*. Vol. 32. 2004. pp. 161-170.
 11. Y. Avnimelech. "Bio-filters: The need for a new comprehensive approach". *Aquacultural Engineering*. Vol. 34. 2006. pp. 172-178.
 12. M. Timmons, J. Ebeling. *Recirculating Aquaculture*. Northeastern Regional Aquaculture Center. Ithaca. NY. 2010. pp. 948.
 13. M. von Sperling. *Principios del Tratamiento Biológico de Aguas Residuales*. "Introducción a la calidad del agua y al tratamiento de aguas residuales". 1ª edición en español. Vol 1. Editorial Universitaria, Universidad de Nariño. San Juan de Pasto, Colombia. 2012. pp. 468.
 14. G.V. Levin, J. Shapiro J. "Metabolic uptake of phosphorus by wastewater organisms". *Journal of Water Pollution Control Federation*. Vol. 37. 1965. pp. 800-821.
 15. L.E. de-Bashan, Y. Bashan. "Recent advances in removing phosphorus from wastewater and its future use as fertilizer (1997–2003)". *Water Research*. Vol. 38. 2004. pp. 4222-4246.
 16. C. Cárdenas, T. Perruolo, Y. Tärre, K. Flores, A. Trujillo, L. Saules, I. Araujo, S. Yabroudi. "Remoción de nutrientes en un reactor discontinuo secuencial". *Interciencia*. Vol. 31. 2006. pp. 787-793.
 17. M. Perez, R. Dautant, A. Contreras, H. Gonzales. *Remoción de fósforo y nitrógeno en aguas residuales utilizando un reactor discontinuo secuencial (SBR)*. In: Memorias XXVIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Cancún. México. 27 al 31 de octubre. 2002. pp. 8.
 18. M. von Sperling. *Principios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias*. "Lodos ativados". 2a ed. Vol 4. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, Brasil. 2002. pp. 428.
 19. H. Nunes, J. Tavares de Sousa, B. Ovruski de Ceballos, B. Patrício. "Remoção biológica de fósforo em reatores em bateladas seqüenciais com diferentes tempos de retenção de sólidos". *Eng Sanit Ambient*. Vol. 15. 2010. pp 197-204.
 20. L. Lamego, R Ribeiro da Costa. "Tratamento de esgoto sanitário em reator híbrido em bateladas seqüenciais: eficiência e estabilidade na remoção de matéria orgânica e nutrientes (N, P)". *Eng. Sanit. Ambient*. Vol. 16. 2011. pp. 411-420.
 21. D. Patrício. *Remoção biológica de matéria orgânica e nutrientes de esgotos sanitários utilizando reatores em bateladas seqüenciais*. Dissertação de Mestrado de Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba. 2010. pp. 42-46.
 22. C. Henriques, E. Foresti. *Remoção biológica de fósforo em reator seqüencial em batelada tratando esgoto sanitário sintético utilizando acetato de sódio como fonte exógena de carbono*. In: Memorias XXVIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Cancún. México. 2002. pp. 7.
 23. M. González, J. Saldarriaga. "Remoción biológica de materia orgánica, nitrógeno y fósforo en un sistema tipo anaerobio-anóxico-aerobio". *Revista EIA*. N°10. 2008. pp. 45-53.
 24. J. Saldarriaga, D. Hoyos, M. Correa. "Evaluación de procesos biológicos unitarios en la remoción simultánea de nutrientes para minimizar la eutrofización". *Revista EIA*. N° 15. 2011. pp. 129-140.
 25. F. Bastos, M. von Sperling. *Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção*. Projeto PROSAB Ed. ABES. Rio de Janeiro. Brasil. 2009. pp. 425.
 26. A. Gieseke, P. Arnz, R. Amann, A. Schramm. "Simultaneous P and N removal in a sequencing batch biofilm reactor: insights from reactor and microscale investigations". *Water Research*. Vol. 36. 2002. pp. 501-509.
 27. I. Sánchez, G. Teixeira, L. Santos, D. Gebara, M. Dall'Aglio S, T. Matsumoto. "Reactores aeróbios de lecho fluidizado trifásico con circulación interna: caracterización hidrodinámica y del soporte". *Rev. Fac. Ing. Univ. Antioquia*. N° 56. 2010. pp. 68-77.
 28. Associação Brasileira de Normas Técnicas- ABNT. *NBR 7181/84: análise granulométrica: solo*. Rio de Janeiro, Brasil. 1984. pp. 13.
 29. Associação Brasileira de Normas Técnicas- ABNT. *NBR 6508: Determinação da Massa Específica: Grãos de Solos que Passam na Peneira de 4,9mm*. Rio de Janeiro, Brasil. 1984. pp. 8.
 30. American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), Water Environment Federation (WEF). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 20 Ed. APHA. Washington. 1998. pp. 1325.

31. A. Mansur. *Sistemas Econômicos de Tratamento de Esgotos Sanitários*. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES. Rio de Janeiro, Brasil. 2000. pp. 192.
32. D. Mulkerrins, A.D.W. Dobson, E. Colleran. “Parameters affecting biological phosphate removal from wastewaters”. *Environment International*. Vol. 30. 2004. pp. 249-259.
33. M. von Sperling. *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias*. “Lodos ativados”. 2a ed. Vol 4. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, Brasil. 2002. pp. 428.
34. D. Gebara. *Desempenho de um reator aeróbio de leito fluidizado no tratamento de esgoto sanitário*. Tese de Doutorado em Engenharia. Escola Politécnica, Universidade de São Paulo (USP). São Paulo, Brasil. 2006. pp. 402.
35. M. Jiang, Y. Zhang, X. Zhou, Y. Su, M. Zhang, K. Zhang. “Simultaneous carbon and nutrient removal in an airlift loop reactor under a limited filamentous bulking state”. *Bioresource Technology*. Vol. 130. 2013. pp. 406-411.
36. S. Rybicki. *Advanced Wastewater Treatment Report No 1*. “Phosphorus Removal From Wastewater A Literature Review”. Division of Water Resources Engineering, Department of Civil and Environmental Engineering, Royal Institute of Technology. Stockholm, Sweden. 1997. pp. 106.
37. J. Davidson, N. Helwig, S. Summerfelt. “Fluidized sand biofilters used to remove ammonia, biochemical oxygen demand, total coliform bacteria, and suspended solids from an intensive aquaculture effluent”. *Aquacultural Engineering*. Vol. 39. 2008. pp. 6-15.
38. United States Environmental Protection Agency (USEPA). *Design Manual, Phosphorus Removal*. Ed. Office of research and development. Cincinnati, USA. 1987. pp.1-116.