

Aumento en la eficiencia de remoción de contaminantes mediante un reactor aeróbico modificado a flujo pistón y sedimentador de flujo helicoidal

Increase efficiency in removal of pollutants by a modified aerobic reactor to flow piston and coil settler

Juan Pablo Rodríguez Miranda*

Ángel Camilo Pascal S.**

Sandra Milena Muñoz A. ***

Recibido: marzo de 2013

Aceptado: abril de 2013

54 ▶ 71

RESUMEN

El presente artículo expone los resultados experimentales de Sedimentadores Sedhelcon (Flujo Helicoidal) y Reactores Flocarrifp (Aerobio Modificado a Flujo Pistón) a escala piloto, donde se observan eficiencias de remoción de contaminantes muy altas, del 80% en SST, y entre 49% al 64% en cuanto a DBO5 para los sedimentadores y para los reactores lo que ofrece una flexibilidad adecuada en los picos de contaminantes, debido a mayor concentración afluente de materia orgánica, nitrógeno total y fósforo total, el sistema presentó remociones simultáneas superiores al 85%, 30% y 70% respectivamente, y en condiciones de baja temperatura del agua.

* Profesor Asociado. Facultad del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Universidad Distrital Francisco José de Caldas. jprodriguez@udistrital.edu.co, jprm577@gmail.com

** Tecnólogo en Saneamiento Ambiental. Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Bogotá-Colombia.

*** Tecnólogo en Saneamiento Ambiental. Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Bogotá-Colombia.

Palabras clave: nitrógeno, fósforo, tratamiento, aguas residuales, sedimentadores, reactores

ABSTRACT

This paper presents the experimental results of Settlers Sedhelcon (Helical Flow) and Flocarrifp Reactors (Aerobic Modified to Flow Piston) pilot scale, showing contaminant removal efficiencies very high, 80% in SST, and between 49% to 64% in terms of BOD5 and clarifiers for reactors which offers adequate flexibility contaminant peaks due to the higher influent concentration of organic matter, total nitrogen and total phosphorus removal system simultaneously introduced over 85%, 30% and 70% respectively, and in conditions of low water temperature.

Keywords: Nitrogen, phosphorus, treatment, wastewater clarifiers, reactors

Introducción

La evolución en la remoción de contaminantes presentes en el agua residual cruda, considera el análisis del oxígeno disuelto como indicador de contaminación en cuerpos de agua en la década de los años 50, luego el análisis de los sólidos suspendidos totales y la materia orgánica carbonácea representada como DBO5, DQO y COT comenzando la década de los años 60; muy cercano a esta época la contaminación por metales pesados, polución térmica, sustancias tóxicas y contaminantes generadores de eutrofización en la década de los años 70, y posteriormente en las décadas de los años 80 y 90, se analizaron contaminantes como los pesticidas, virus, priones, patógenos, subproductos de desinfección y nano residuos entre otros (Rodríguez, 2010).

Sin embargo, la Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios en el Informe Técnico sobre Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales (STAR¹)¹ en Colombia (línea base 2010) establece lo siguiente: “de los 1119 municipios colombianos, 490 municipios cuentan con sistemas de tratamiento de aguas residuales, estos municipios suman 556 sistemas de tratamiento. La capacidad total instalada de tratamiento de aguas residuales, para 2010, en Colombia fue de 33.2 m³/seg, el 91% de este valor corresponde a sistemas operados por grandes prestadores”, de los cuales, en la gran mayoría de los

casos son STAR, presentan trenes de tratamiento en etapa secundaria, es decir realizando remoción de contaminantes tales como sólidos suspendidos totales, sólidos sedimentables, algunos patógenos, DBO5, DQO, según lo explicado y analizado en la literatura disponible y desde luego, según las condiciones institucionales, económicas, técnicas, normativas y políticas de nuestro país, pero dejando de lado, la remoción de nitrógeno y fósforo, los cuales ocasionan problemas como la eutrofización, consumo del oxígeno disuelto del cuerpo de agua y malos olores por agotamiento del mismo en el cuerpo de agua receptor, entre otros aspectos (Rodríguez, 2009).

De acuerdo con lo anterior, los principales procesos biológicos (remoción de SST, DBO5 y DQO) aplicados a los STAR se dividen en cinco grandes grupos (Rodríguez, 2011): a. Procesos aerobios: procesos de fangos activados, lagunas aireadas, digestión aerobia, filtros percoladores, filtros de desbaste, sistemas biológicos rotativos de contacto o biodiscos (RBC), biofiltros activados. b. Procesos anóxicos: desnitrificación con cultivo en suspensión, y la desnitrificación de película fija. c. Procesos anaerobios: Digestión anaerobia, proceso anaerobio de contacto (UASB), filtro anaerobio, y lecho expandido. d. Procesos anaerobios, anóxicos o aerobios combinados: Proceso de una o varias etapas. e. Procesos en estanques o lagunajes: Lagunas aerobias, lagunas facultativas, lagunas anaerobias y lagunas de maduración o terciarias. Estos procesos en estanques o lagunajes se pueden incluir también en los procesos anteriormente mencionados. (Nodal, 2000, Rodríguez, 2009).

1 STAR, se considera el análisis de la línea de aguas, lodos y biogás dentro del tratamiento de las aguas residuales crudas.

Para conseguir una eliminación simultánea del nitrógeno y fósforo en un reactor o denominado como única etapa (Escaler, 2001) o también (procesos anóxicos y aerobios combinados), proceso de una o varias etapas (Nodal, 2001), se deben presentar varias condiciones especiales, entre las cuales se menciona: para la eliminación biológica del nitrógeno, se puede llevar a cabo mediante una condición anóxica (sin oxígeno, es decir, porque las principales vías bioquímicas no son anaeróbicas sino modificaciones de las vías aeróbicas), donde el propio nitrato actúa de aceptor de electrones y su fuente de carbón es la materia orgánica, pero no existe tendencia de consumo de fósforo y sí de nitrificación. Luego, la condición posterior sería aeróbica (presencia de oxígeno disuelto), para poseer una disponibilidad de materia orgánica y además permitir el consumo de fósforo y la desnitrificación, lo cual es equivalente al modelo de lodos activados modificado.

Con la actuación de este proceso biológico simultáneo, se puede obtener remociones típicas del 30 al 70% en nitrógeno total (aunque como proceso secundario se pueden esperar entre el 10 y el 30% de remoción), y del 70 al 90% en fósforo total (aunque como proceso secundario en un sistema de lodos activados se puede esperar remociones del orden del 10 al 25%). (Metcalf, 2003) Dentro de este concepto, existen muchos procesos patentados de eliminación conjunta o simultánea, entre los cuales se puede mencionar: proceso A2/O, Proceso *University of Cape Town* (UCT), proceso UCT modificado, Proceso *Johanesbourg* (JHB), Proceso "*Institut fur Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universitat Hannover*" (ISAH),

Proceso *Bardenpho* de 5 etapas, Proceso "*Virginia Initiative Plant in Norfolk*" (VIP), Proceso *Phostrip II* y el Reactor *SBR*. (Rodríguez, 2012).

Por ello, el presente artículo expone los resultados experimentales favorables de un sedimentador "Sedhelcon" es un sedimentador (Rodríguez, 2012) con forma de pirámide truncada, con canales laterales con el fin de efectuar un flujo helicoidal y facilitar la sedimentación de las partículas al interior de este y de un reactor aeróbico modificado de flujo pistón (FLOCARRIFP), es un reactor biológico única etapa el cual está compuesto de un tanque anóxico y otro aeróbico (aeración artificial mediante aireadores de aire disuelto) (Rodríguez, 2012).

Materiales y métodos

Los reactores están constituidos por un sedimentador primario (*sedimentador "Sedhelcon"* es un sedimentador con forma de pirámide truncada, con canales laterales con el fin de efectuar un flujo helicoidal y facilitar la sedimentación de las partículas al interior de este y poder conseguir el tratamiento de aguas con alto contenido de materiales en suspensión o flóculos con alta velocidad de sedimentación, se recurre al uso de sedimentadores de flujo helicoidal), un reactor biológico y un sedimentador secundario también denominado "Sedhelcon", todos estos trabajando con caudales de 0.2 l/min (Rodríguez, 2012).

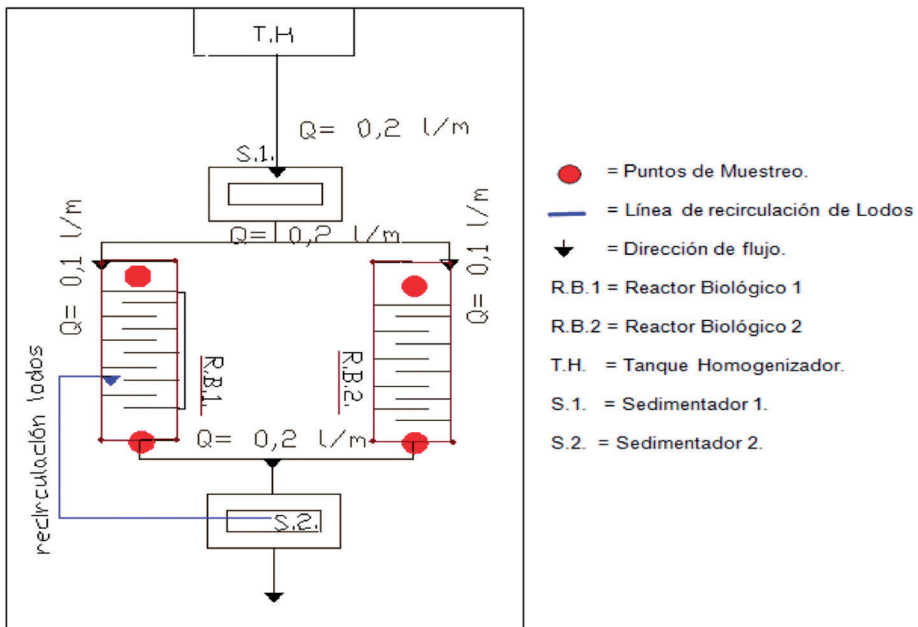
El diseño de los reactores biológicos (*aerobio modificado a flujo pistón-FLOCARRIFP*) se realizó con base en los criterios establecidos en el Reglamento del

Sector de Agua Potable y Saneamiento Básico-RAS 2000, título E (etapa el cual está compuesto de un tanque anóxico y otro aeróbico - aeración artificial mediante aireadores de aire disuelto- en donde la predominancia del flujo es pistón, debido a la configuración de canales que permiten que los contaminantes dentro del reactor se desplacen a lo largo del tanque, y para forzar este tipo de flujo, se ha introducido un lecho fijo en plástico -superficie de $500 \text{ m}^2/\text{m}^3$). La diferencia entre un reactor y otro es el volumen del tanque anóxico, encargado de remover el nitrógeno y el fósforo. Para el reactor primero es de 15% del volumen total del tanque y para el reactor segundo es de 10% del volumen total. La inoculación inicial del lodo se realizó en una proporción del 30% del volumen total del

reactor, proveniente de un STAR que trabajaba Zanjón de oxidación. Cada 2 horas se recirculaba el lodo sedimentado desde el sedimentador secundario a los reactores, con el fin de mantener los sólidos suspendidos en el licor mezcla (Crites & Tchobanoglous, 2000).

Las pruebas de laboratorio realizadas fueron DQO, DBO5, SST, nitrógeno total y fósforo total, fueron analizadas por el laboratorio Antek S.A., acreditado por el IDEAM bajo la norma NTC-ISO 17025 (Resolución No 0379 de diciembre de 2007 y Resolución No 0146 de mayo de 2008), y datos de parámetros *insitu* tales como temperatura, pH, oxígeno disuelto y conductividad, siguiendo los procedimientos de muestreo del estándar métodos (APHA, 1989) y los puntos de muestreo fueron seleccionados según la importan-

FIGURA 1. Esquema planta piloto de tratamiento de aguas residuales.



Fuente: Rodríguez, Karen Viviana, Gutiérrez Gustavo, 2011.

cia de evaluar la eficiencia de los reactores y sedimentadores, así como el control de la operación del sistema (Figura No 1). La experimentación se realizó desde el 04 de Enero de 2010 hasta el 31 de Mayo de 2010 (Rodríguez, 2012).

Para el *Sedimentador "Sedhelcon"*:

a. Velocidad de sedimentación de las partículas y su relación con la temperatura.

La temperatura afecta el fenómeno de sedimentación, específicamente en la velocidad de sedimentación de las partículas, la tasa de sedimentación de sólidos en aguas con una mayor gradiente de temperatura es mayor que en aguas con

un bajo gradiente de temperatura, esto debido al cambio de viscosidad del agua. (Romero, 2008). Dentro de los criterios de diseño se establece una carga hidráulica superficial para los sedimentadores, esta carga para un sedimentador primario establece entre 80 y 120 m³/m². Día; para un sedimentador secundario se establece entre 40 y 65 m³/m². Día. Se determinó la ecuación de velocidad de sedimentación de las partículas para los sedimentadores primario y secundario bajo el método de regresión de mínimos cuadrados debido a la tendencia de los datos; así como sus coeficientes de correlación o de pearson (Rodríguez, 2012).

FIGURA 2. Influencia de la temperatura sobre la velocidad de sedimentación, sedimentador primario.

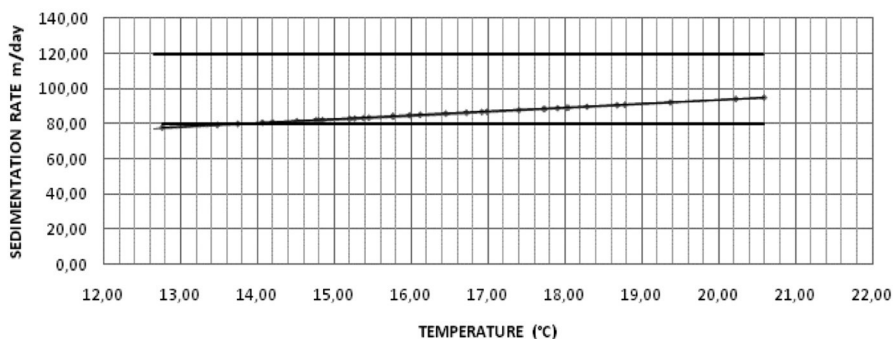
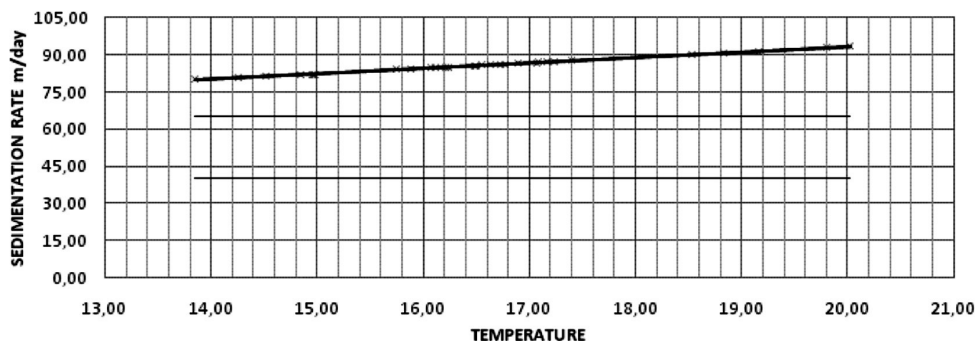


FIGURA 3. Influencia de la temperatura sobre la velocidad de sedimentación, sedimentador secundario.



Para las figuras 2 y 3 se determinó el coeficiente de correlación, dando como resultado para el sedimentador primario un coeficiente de correlación igual a $r = 0.99971$ y para el sedimentador secundario un coeficiente de correlación igual a $r = 0.99965$, los coeficientes de correlación de los dos sedimentadores son cercanos a 1.0, lo que se puede expresar como un tipo de correlación excelente, así mismo las ecuaciones de velocidad de sedimentación en función de la temperatura del agua son las siguientes (Rodríguez, 2012):

- a. Sedimentador primario:
 $VSI = 2.1959 * T + 44.449$
- b. Sedimentador secundario:
 $VSII = 2.2068 * T + 49.272$

Dónde: VSI y VSII = es la velocidad de sedimentación ($m^3/m^2.dia$), T = es la temperatura del agua ($^{\circ}C$).

- Remociones de SST y DBO5 en los sedimentadores.

La conceptualización del tratamiento primario, en términos del diseño en sí, debe servir para eliminar sólidos orgánicos e inorgánicos por procesos físicos de sedimentación y, aproximadamente entre el 25 y el 50% de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO5) y entre el 50 y 70% de los sólidos suspendidos totales (SST). (Sonune, 2004; RAS, 2000, Rodríguez, 2012).

En las figuras 4 y 5 se puede observar cómo la temperatura es un factor determinante en los procesos de remoción, se puede observar que al inicio de la operación entre los días 1 y 10 se presenta una fase de inestabilidad, luego desde el día 11 hasta el 39 se observa la presencia de remoción por encima de lo establecido teóricamente. En la figura No 4 se observa que los días 22 y 32 se presenta el fenómeno de la resuspensión de lodos y por consiguiente la baja eficiencia de remoción, debido a la diferencia de tempera-

Para los sólidos suspendidos totales (SST).

FIGURA 4. Influencia de la temperatura en el proceso de remoción de SST en el sedimentador primario.

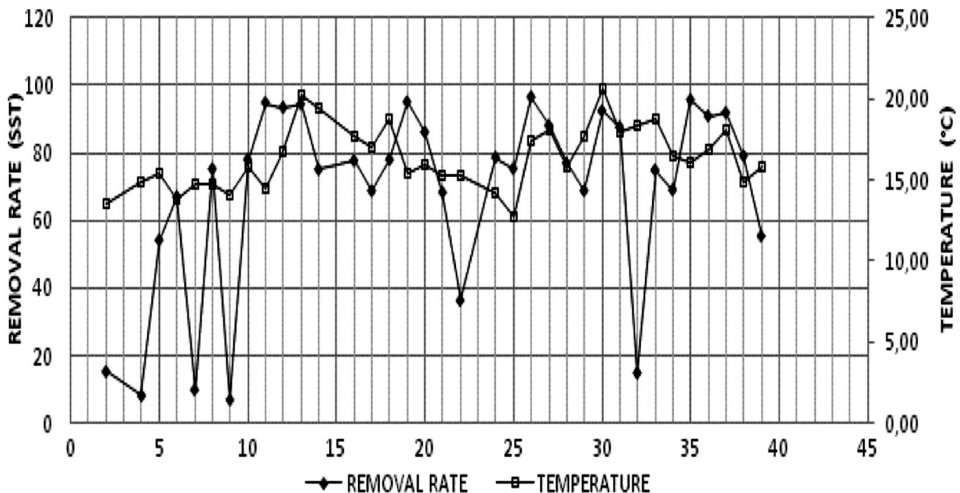
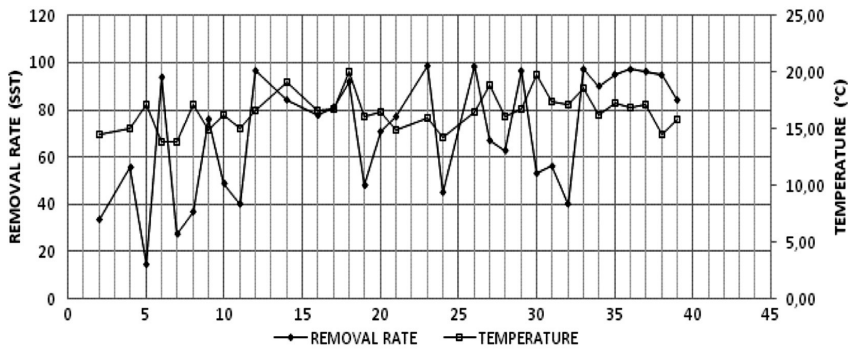


FIGURA 5. Influencia de la temperatura en el proceso de remoción de SST en el sedimentador secundario.



Para la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO5).

FIGURA 6. Influencia de la temperatura sobre la DBO5 en el sedimentador primario.

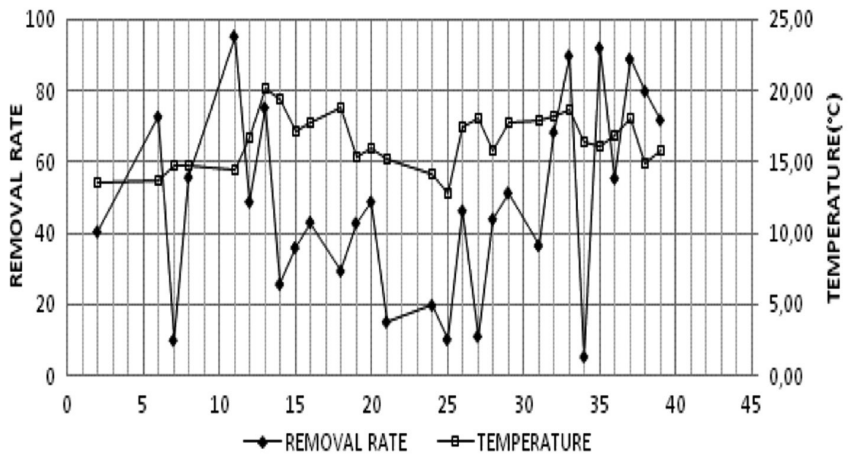
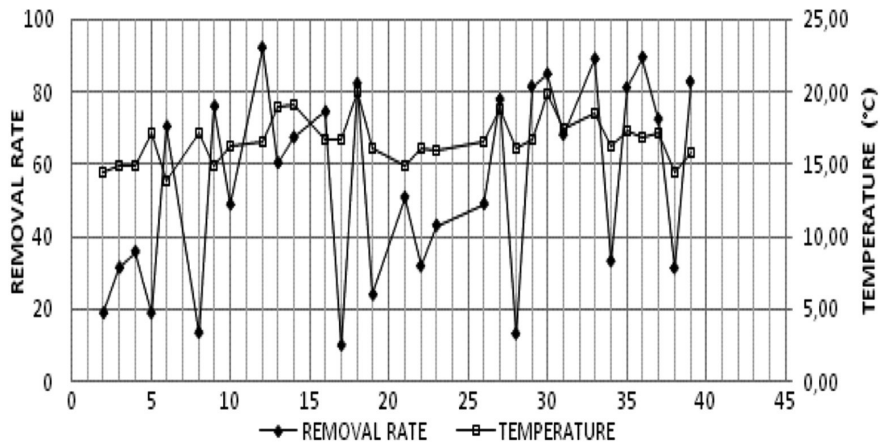


FIGURA 7. Influencia de la temperatura sobre la DBO5 en el sedimentador secundario.



tura del agua en el tanque denominado como corrientes cinéticas. Pasado el proceso de estabilización se puede observar que los mayores porcentajes de remoción ($\geq 80\%$) se presentaron a temperaturas superiores a los 15 °C, por ende manifestándose en un aumento de la velocidad de sedimentación de las partículas (Rodríguez, 2012).

Durante el proceso de estabilización y operación del sistema los porcentajes de remoción en cuanto a SST para el sedimentador primario se mantuvieron entre el 60% y el 95% de eficiencia, con un valor promedio del 82%. En el sedimentador secundario al igual que el primario se puede identificar el proceso de estabilización que mostró el sistema en sus primeras semanas, (día 0 al día 10) y un posterior proceso de estabilización; entre el 40% y el 95% diario de eficiencia del mismo; con un valor promedio de remoción del 87% (Rodríguez, 2012).

Durante el proceso de estabilización y operación del sistema se obtuvo un valor promedio de remoción en cuanto a DBO5 para el sedimentador primario de 49%, en el sedimentador secundario se obtuvo un valor promedio de remoción de 64%, estos valores se encuentran dentro de lo establecido en cuanto a estándares de diseño se refiere, dado que las eficiencias típicas van del 25% al 50%. (RAS 2000). En las figuras 6 y 7 se observa como la temperatura influye de manera directa en el proceso de remoción de la DBO5, y se observa que al aumentar la temperatura en los sedimentadores de igual manera aumenta la remoción de DBO5, también se observa que a una temperatura de 15°C en los dos sedimentadores, se presenta una remoción superior al 60%. (Rodríguez, 2012).

Para el *Reactor aerobio modificado a flujo pistón-FLOCAIRFP*:

Parámetros In situ

pH: se mantuvo en un promedio de 7.5 unidades, lo que indica que durante la operación de estabilización el consorcio microbiano tuvo las condiciones adecuadas para su desarrollo y para la asimilación de la materia orgánica. Adicionalmente este pH favorece los procesos de nitrificación (pH entre 7.2 y 9.0 unidades) y desnitrificación (pH entre 6.5 y 7.5 unidades), según las recomendaciones de Metcalf & Eddy, 2003, para este tipo de tratamientos; debido a que los pH bajos, pueden inhibir el crecimiento de los organismos nitrificantes y favorecer el crecimiento de organismos filamentosos que interfieren en las características de sedimentabilidad del lodo (Rodríguez, 2012).

Oxígeno disuelto: el oxígeno disuelto mantiene en condiciones aerobias los reactores, lo que facilita la rápida descomposición microbiana de la materia orgánica y agita la mezcla de aguas residuales con las células microbianas. Esto fomenta una exhaustiva mezcla del sustrato con los microorganismos y mantiene la masa entera en suspensión. (Masters & Ela, 2008) El comportamiento del oxígeno disuelto dentro de los reactores, que durante gran parte de la operación se mantuvo en un intervalo entre 3.6 y 3.9 mg/L, permitiendo que los microorganismos tuvieran disponibilidad de oxígeno para sus actividades metabólicas y para la asimilación de

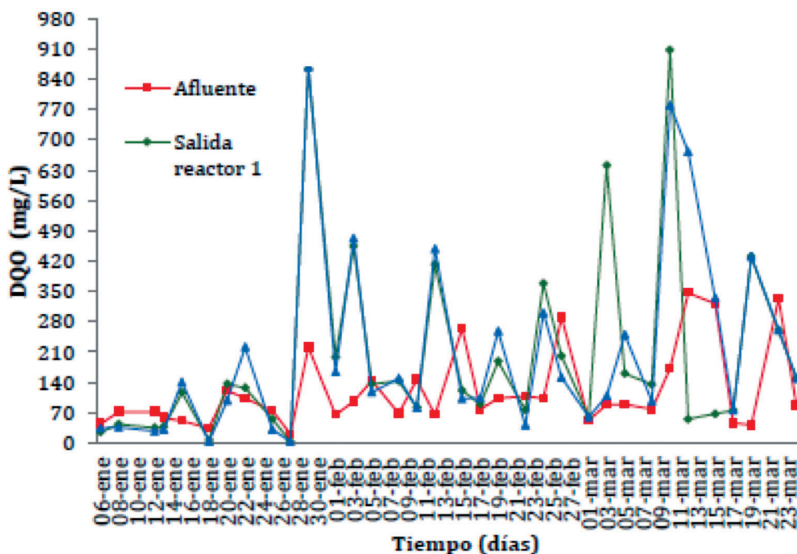
materia orgánica. En el estudio realizado por (Yang et al, 2010), se encontró que para remover conjuntamente nitrógeno total-NT y fósforo total-PT de las aguas residuales la concentración de OD óptima es 3 mg/L, alcanzando rendimientos de 88.4% para NT y 89.5% para PT. Esto nos indica que las concentraciones de OD en los reactores estaban dadas para los procesos de eliminación de nitrógeno y fósforo. (Rodríguez, 2012).

Temperatura: el comportamiento de la temperatura en los reactores se mantuvo en promedio en 16 °C, lo que supone el desarrollo de microorganismos psicrófilos, que se desarro-

llan en ambientes con temperaturas entre 12-18 °C. Este intervalo de temperatura impide que los procesos de nitrificación-desnitrificación y eliminación de fósforo se lleven a cabo adecuadamente, debido a que se requiere de temperaturas de mínimo 20 °C para el desarrollo de los organismos nitrificantes. En el estudio de Pei et al, 2008, se comprobó que cuando la temperatura era superior a 20 °C la remoción de nitrógeno fue de 74% y la remoción de fósforo de 85%, cuando la temperatura se redujo alrededor de 18 °C, la remoción disminuyó a 67% para nitrógeno y 70% para fósforo (Rodríguez, 2012).

Parámetros de laboratorio

FIGURA 8. Comportamiento de la demanda química de oxígeno en los reactores biológicos.

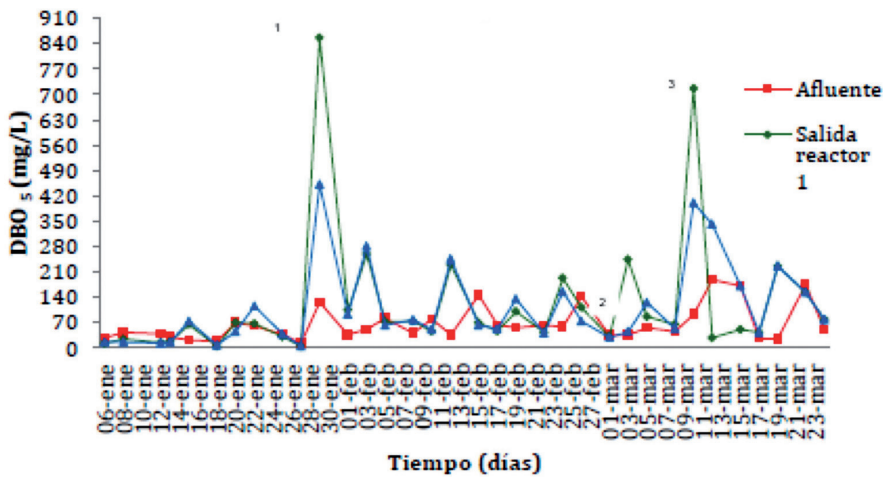


Demanda química de oxígeno (DQO):

La DQO es un parámetro que mide la cantidad de sustancias susceptibles de ser oxidadas por medios químicos que hay disueltas o en suspensión en el agua. Se utiliza para medir el grado de contaminación. En la figura 8 se presenta el resultado de la DQO medida en los reactores durante la

operación de estabilización. Se observa que se mantuvo en un intervalo entre 3 y 400 mg/L, la fluctuación se encuentra relacionada con la variación en la carga contaminante de los vertimientos de actividades domésticas y porcícolas que se realizan a la quebrada. (Rodríguez, 2012).

FIGURA 9. Comportamiento de la demanda bioquímica de oxígeno en los reactores biológicos.



Demanda bioquímica de oxígeno:

La DBO5 está relacionada con la medición del oxígeno disuelto que consumen los microorganismos en el proceso de oxidación bioquímica de la materia orgánica. El objetivo del tratamiento biológico es mineralizar la materia orgánica soluble en dióxido de carbono y agua. Sin embargo, ningún reactor puede transformar el 100% de la DBO afluente, y una fracción de ésta se convertirá en masa celular adicional debido al crecimiento celular. (Metcalf & Eddy, 2003). En la figura 9 se presenta el resultado de la

DBO5 medida durante la operación de estabilización. Se observa que la concentración de DBO5 se mantuvo entre 14 y 250 mg/L, la fluctuación se relaciona con la adaptación de los microorganismos y a la metabolización de la DBO5. El aumento de la DBO5 efluente pudo darse como consecuencia de los compuestos orgánicos formados como productos intermedios en la descomposición biológica del agua residual, de la lisis o muerte celular o de los sólidos biológicos producidos durante el tratamiento. (Metcalf & Eddy, 2003).

FIGURA 10. Comportamiento de la demanda bioquímica de oxígeno en los reactores biológicos.

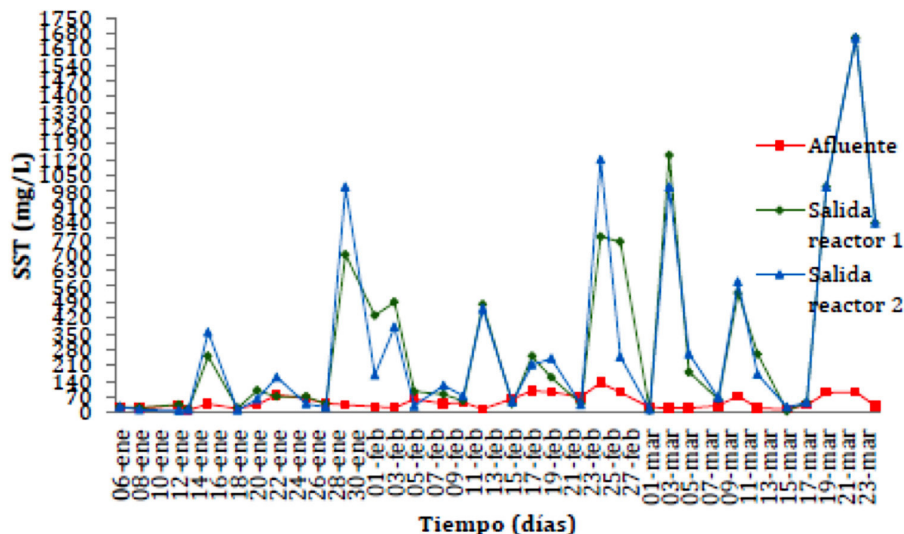
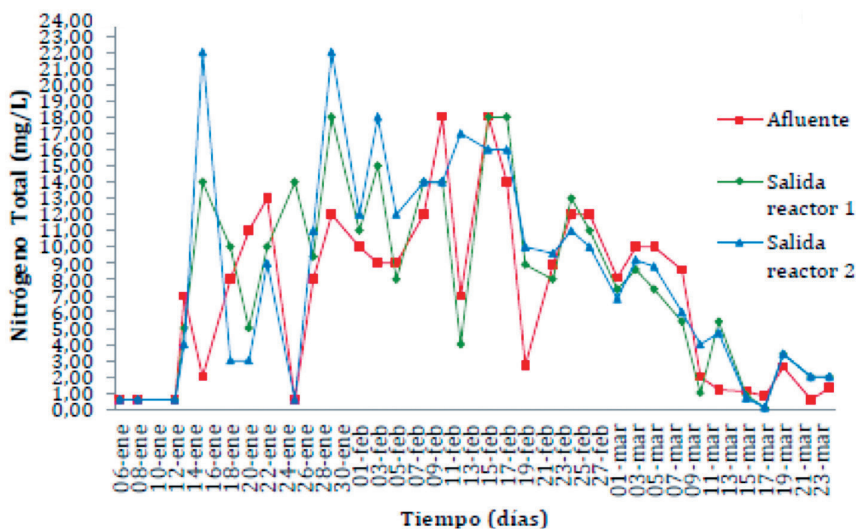


FIGURA 11. Comportamiento del nitrógeno total en los reactores biológicos.



Sólidos suspendidos totales (SST):

En el proceso de lodos activados la materia orgánica que ingresa al sistema no se elimina, sino que se transforma en dióxido de carbono, agua y nuevas células. Este proceso

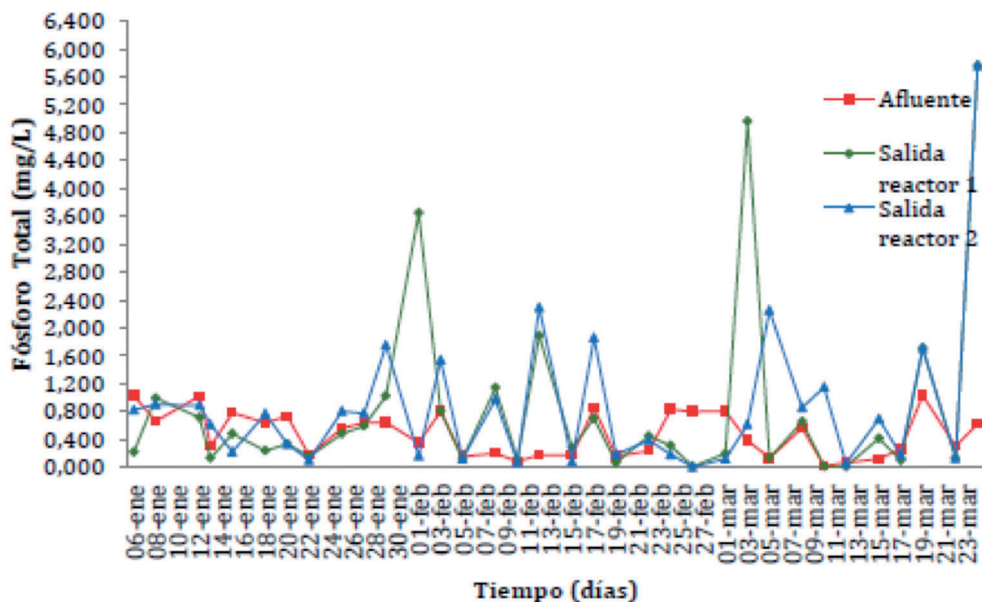
se lleva a cabo cuando bajo una serie de condiciones óptimas, los microorganismos presentes en el reactor generan un gel polisacárido, que será el responsable de provocar la aglomeración de éstos microorganismos

en flóculos microbianos, llamado biomasa, ésta luego del tratamiento de aireación va a un sedimentador secundario, donde se separa el sobrenadante claro de la biomasa y se recircula parte de esta biomasa al sistema de aireación, para maximizar su concentración dentro del reactor. (Masters & Ela, 2008) en la figura 10 se presenta el comportamiento de SST en los reactores, se observa que en el afluente la concentración de SST se encuentra en un intervalo de 10 y 140 mg/L, porque viene de un tratamiento de sedimentación primaria. La concentración de SST en el efluente de los reactores se mantuvo muy variable, entre 100 y 1660 mg/L debido a la recirculación de lodos que se hace, en donde se busca incrementar el tiempo de residencia del sustrato y aumentar la concentración de biomasa dentro de los reactores (Rodríguez, 2012).

Nitrógeno total: El nitrógeno puede retirarse de las aguas residuales por medio de procesos de nitrificación-desnitrificación, en fases aerobias y anóxicas. En la fase aerobia de conversión están involucradas dos especies bacterianas. Como primera acción las bacterias de nitrosomonas oxidan el amoníaco a nitrito. En una fase sucesiva las bacterias *Nitrobacter* oxidan el nitrito a nitrato. Cumplidas estas dos fases las bacterias heterótrofas aerobias facultativas, que en condiciones anóxicas son capaces de utilizar los nitratos como aceptor de electrones, en lugar

de oxígeno disuelto; convierten el nitrato en nitrógeno atmosférico (N₂). (Crites & Tchobanoglous, 2000). El rendimiento del proceso de nitrificación depende de la velocidad específica de nitrificación, que viene determinada por los siguientes parámetros: la temperatura, el oxígeno disuelto, el pH y la relación materia orgánica/nitrógeno. (Escaler & Mujeriego, 2001). Por tanto, en los reactores objeto de evaluación se trabajó etapas anóxicas-aerobias con diferente volumen de tanque anóxico. En la figura 11 se presentan las concentraciones de nitrógeno total a lo largo del experimento. Se observa que en el afluente la concentración de nitrógeno se mantuvo en un intervalo de 0.6 y 18 mg/L. En la salida de los reactores las concentraciones son muy variables, entre 1 y 18 mg/L en el reactor 1 y entre 0.1 y 18 mg/L en el reactor 2. Este comportamiento se encuentra relacionado con la variación en la concentración de los vertimientos y con las diluciones que se presentan en la quebrada por las lluvias. En la gráfica se pueden apreciar algunos momentos en que la nitrificación fue satisfactoria, y si no fue elevada, las condiciones en el sistema permitieron que ocurriera la nitrificación. Este comportamiento es propio del proceso de estabilización, que según indica el estudio de Pei et al, 2008, la remoción adecuada se puede alcanzar entre los 60 y los 90 días de operación, cuando las condiciones en los reactores se están estabilizando (Rodríguez, 2012).

FIGURA 12. Comportamiento del fósforo total en los reactores biológicos.



Fósforo total: Los fosfatos pueden ser eliminados de las aguas servidas por medio de una bacteria aeróbica *Acinetobacteria*. Ella acumula los polifosfatos en los tejidos de las células. La *Acinetobacteria* puede asumir una cantidad muy abundante de fosfatos, mayor aún de la que necesita para la síntesis de sus propias células. Los factores determinantes del proceso de eliminación biológica de fósforo son: la naturaleza y disponibilidad de materia orgánica, la presencia de OD en el proceso, la presencia de nitratos durante la fase anóxica, el pH y la temperatura. (Escaler & Mujeriego, 2001). En la Figura 12 se aprecia que las concentraciones de fósforo en el afluente se mantiene en un intervalo de 0.1 y 1 mg/L. En el efluente de los reactores las concentraciones de fósforo se

mantiene entre 0 y 5 mg/L para el reactor 1 y entre 0 y 6 mg/L para el reactor 2 (Rodríguez, 2012).

Disponibilidad de nutrientes: En los sistemas de tratamiento biológico aerobios se debe mantener la proporción de nutrientes DBO5/N/P 100:5:1; con el fin de que los microorganismos cuenten con el sustrato necesario para el desarrollo de sus actividades metabólicas. (Metcalf & Eddy, 2003) En la tabla 3 se presenta la proporción de nutrientes que ingresa a los reactores biológicos, tomando la DBO5 afluente como el 100%, se calcula la proporción de nutrientes en el sistema y se evalúa si se mantuvo la proporción 100:5:1. La mayor parte de la fase de estabilización de los reactores la proporción DBO5/N/P, estuvo por encima

de la proporción recomendada, para uno o ambos nutrientes, al parecer este comportamiento no favoreció el proceso de remoción biológica de nitrógeno y fósforo, debido a que estas concentraciones en algunos casos generaron un aumento en las concentraciones que se presentaban en el efluente de los reactores. La presencia de uno de los nutrientes en proporciones inferiores o superiores a la de los restantes puede ralentizar y limitar el crecimiento de la biomasa. (Metcalf & Eddy, 2003).

Conclusiones

El presente estudio experimental ha establecido que el sistema de tratamiento al utilizarlo con los Sedimentadores Sedhelcon, obtuvo eficiencias en la remoción de la DBO5 y SST y comparadas con las eficiencias típicas de estos parámetros en cuanto a estándares de diseño son excelentes, dado que se alcanzaron eficiencias promedio por encima del 80% en SST, y entre 49% al 64% en cuanto a DBO5. La velocidad de sedimentación en el sedimentador primario en cuanto a su carga hidráulica superficial se encuentra en los criterios establecidos, a diferencia del sedimentador secundario el cual está por encima de lo establecido; esto manifestándose en una velocidad de sedimentación mayor debido a que el paso de la partícula entre el reactor biológico y el sedimentador secundario no presentó turbulencia y la partícula presentó mejor forma y tamaño.

En cuanto a los Reactores Flocarrifp a escala piloto, constituyen una alternativa de eficacia de comparable o de superior

efectividad de eliminación de la materia orgánica y nutriente, que los sistemas de lodos activados discontinuos o de mezcla completa, dado los resultados de remoción encontrados durante la operación del sistema. Las relaciones DBO5/NTK, DBO5/DQO tienen valores suficientes para eliminar el nitrógeno y el fósforo por vía biológica de forma simultánea. La relación DBO5/NTK, obtenida en la experimentación fue superior a 5 (en el 80% de tiempo de operación del sistema), lo cual es un indicio de un proceso combinado de nitrificación y oxidación del carbono, lo cual permite de manera sustancial alcanzar concentraciones bajas de nitrógeno total, en el sistema de tratamiento biológico modificado operado, y con ello presentar valores de concentraciones inferiores a 10 mg/L (60% del tiempo de operación del sistema) de nitrógeno total. Además se observó, durante el trabajo experimental, que el sistema de tratamiento ofrece una flexibilidad adecuada en los picos de contaminantes, debido a que con mayor concentración afluente de materia orgánica, nitrógeno total y fósforo total, el sistema presentó remociones simultáneas superiores al 85%, 30% y 70% respectivamente, y en condiciones de baja temperatura del agua. Las concentraciones promedio en el efluente, correspondientes a las eficiencias de remoción expuestas anteriormente, fueron 56 mg/L, 7.0 mg/L y 1.5 mg/L respectivamente.

Agradecimientos

El autor expresa sus agradecimientos a la Universidad Distrital Francisco José de Caldas (UDFJC), y al Centro de Investiga-

ciones y Desarrollo Científico (CIDC) por el apoyo y financiación de este proyecto de investigación. También, es necesario agradecer a la profesora Irma Yolanda Guarín (Equipo PIGA - UDFJC), por creer en el proyecto y apoyar en la gestión de la consecución de los recursos para la realización de este proyecto de investigación. En el ámbito académico, el autor agradece a los investigadores auxiliares docentes Gloria Stella Acosta Peñaloza, Jaerth Guerra Rodríguez, Nancy Madrid e Ismael Osorio Baquero, por los aportes y disposición de conocimientos académicos; de igual forma, a los estudiantes de la Tecnología En Saneamiento Ambiental de la Facultad del Medio Ambiente y Recursos Naturales comprometidos y dedicados en este proyecto de investigación.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aiyuk, S., Amoako, J., Raskin, L., Van Haandel, A., & Verstraete, W.** (2004). Removal of carbon and nutrients from domestic wastewater using a low investment, integrated treatment concept. *Water research*.
- Apha – Awwa – WPCF.** (1989) Standard methods for the examination of water and wastewater. 17^a edition. American public health association. Washington D.C.
- Atlas, R. y Bartha, R.** (2002). *Ecología microbiana y microbiología ambiental*. Cuarta edición. Pearson Educación., S.A. España. 2002. 484-487, 653.
- Coello Oviedo M.D., Sales Márquez D., Quiroga Alonso J.M.** (2003). Evolución de un sistema de lodos activos sin aporte de alimentación. *Ingeniería del agua* Vol. 10 N° 1 Marzo. 11 – 17.
- Crittenden, J., Trussell, R., Hand, D.** (2005). *Water treatment: principles and design*. Second edition. John Wiley & Sons Inc. 376 – 424.
- Droste, R.** (1997). *Theory and practice of water and wastewater treatment*. John Wiley & Sons Inc. 547 – 606.
- Echarri Prim, L.** (1998). *Ciencias de la tierra y del medio ambiente*. Teide.
- EPA.** (2000). Folleto informativo de sistemas descentralizados. Tratamiento aeróbico. United Status Environmental Protection Agency. Office of Water. EPA 832-F-00-031. Washington, D.C., septiembre. 1-10.
- EPA.** (2000). Folleto informativo de sistemas descentralizados. Tratamiento aeróbico. EPA 832-F-00-031. Septiembre. 1-10.
- EPA.** (2010). *Nutrient Control Design Manual*. 369. Cincinnati, Ohio, United States.
- Escaler, M. I., Mujeriego, R.** (2001). Eliminación biológica de nutrientes (nitrógeno y fósforo) mediante un proceso discontinuo de fangos activados. *Revista Ingeniería del Agua*. No. 1. Vol. 8. Marzo. 67 – 77.
- Fan, J., Tao, T., Zhang, J., & You, G.-L.** (2009). Performance evaluation of a modified anaerobic/anoxic/oxic (A2/O) process treating low strength wastewater. *Desalination*.
- Ferrer Polo, J., & Seco Ferrer Polo, J., & Seco Torrecillas, A.** (2008). *Tratamientos biológicos de aguas residuales*. Valencia: Alfaomega.
- Figueredo, A., González, J. y Ruíz, J.** (1996). Protozoos como bioindicadores en procesos de depuración biológica. *Tecnología del agua*. 155. 33-40.
- Flores, R. C., Herrera Reyes, L., & Hernández Guzmán, V.** (2006). *Ecología y medio ambiente*. Thomson.
- Forster, S., Snape, J., Lappin-Scott, H., y Porter, J.** (2002). Simultaneous Fluorescens Gram Staining and Activity Assessment of Activated Sludge Bacteria. *Appl. Environ. Microbiol.* 63. 2884-2896.
- Gálvez Borrero, J. M.** (2010). *Tecnologías de eliminación de nutrientes*. Gabinete ingeniería de aguas e industrial.
- Guo, J., Pen, y Huang, H., Wang, S., Ge, S., Zhang, J., y otros.** (2010). Short- and long-term effects of temperature on partial nitrification in a sequencing batch reactor treating domestic wastewater. *Journal of Hazardous Materials*.
- Hatziconstinou G.J., A. Andreadakis A.** (2002). Differences in nitrification potential between fully aerobic and nitrogen removal activated sludge systems. *Water Science and Technology*. Vol 46 No 1-2. 297-304.
- Henze M., Aspegren H., La Cour Cansen J., Nielsen P. H., Lee N.** (2002). Effect of solids retention time and wastewater characteristics on

biological phosphorus removal. *Water Science and Technology*. Vol. 45 No. 6. 137–144.

- Holakoo, L., Nakhla, G., Yanful, E., Bassi, A.** (2005). Simultaneous nitrogen and phosphorus removal in a continuously fed and aerated membrana bioreactor. *Journal of environmental engineering*. ASCE. Vol. 131. No. 10. October 1469 – 1472.
- Hussain, S., Aziz, H. A., Isa, M. H., Ahmad, A., Van Leeuwen, J., Zou, L., y otros.** (2011). Orthophosphate removal from domestic wastewater using limestone and granular activated carbon. *Desalination*.
- Jenicek P., Svehla P., Zabranska J., Dohanyos M.** (2004). Factors affecting nitrogen removal by nitrification / denitrification. *Water Science and Technology*. Vol. 49 No 5–6. 2004. 73–79.
- Jenkins, D., Richard, M., Daigger, G.** (2004). Manual on the causes and control of activated sludge bulking, foaming and other solids separation problems. 3rd edition. IWA Publishing. 2004. 68 pp. IWA Publishing- 190.
- Keller J., Watts S., Battye-Smith W., Chong R.** (2001). Full-scale demonstration of biological nutrient removal in a single tank SBR process. *Water Science and Technology*. Vol. 43. No. 3. 355–362.
- Lee N., La Cour Cansen J., Aspegren H., Henze M, Nielsen P.H., Wagner M.** (2002). Population dynamics in wastewater treatment plants with enhanced biological phosphorus removal operated with and without nitrogen removal. *Water science and technology*. Vol. 46 No. 1–2. 2002. 163–170.
- Lenntech.** (1998). *Water Treatment Solutions*. Recuperado el 19 de enero de 2012, de Nitrógeno y Fósforo: www.lenntech.es/periodica/elementos/p.htm
- Liang, H., Liu, J., Wei, y., & Guo, X.** (2009). Evaluation of phosphorus removal from wastewater by soils in rural areas in China. *Journal of Environmental Sciences*.
- Liu, D., Liptak, B.** (2000). *Wastewater treatment*. Lewis Publishers. 2000. 302 – 315 pp.
- Liu, L., Zhang, B., Wu, X., Yan, G., Lu, X.** (2008). Simultaneous removal of nitrogen and phosphorus from municipal wastewater using continuous flow integrated biological reactor. *Journal of environmental engineering*. ASCE. Vol. 134. No. 3. March. 169 – 175.
- López Geta, J. A., Navarrete, P., Moreno Merino, L., & Pernía, J.** (1997). Calidad química y contaminación de las aguas subterráneas en

España, periodo 1982-1993. Instituto tecnológico geominero de España

- Melo Ruíz, V., & Cuamatzi Tapia, O.** (2006). *Bioquímica de los procesos metabólicos*. Barcelona: Reverté.
- Metcalf & Eddy INC.** (2003). *Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse*. 4th edition. Mc Graw Hill. New York Inc. 2003. 489 – 494/ 784 – 834.
- Metcalf & Eddy.** (1989). *Ingeniería de aguas residuales, tratamiento, vertido y reutilización*. McGraw Hill.
- Nodal Becerra, E.** (2001). Procesos biológicos aplicados al tratamiento de agua residual. *Revista ingeniería hidráulica y ambiental*. Vol. XXII. Núm. 4. Octubre. 52 – 56.
- Pacheco Salazar, V., Jáuregui Rodríguez, B., Pavón Silva, T. y Mejía Pedrero, G.** (2003). Control del crecimiento de microorganismos filamentosos en una planta de tratamiento de aguas residuales industriales. *Rev. Int. Contam. At.* 19 (1). 47-53.
- Randall, C., Barnard, J.** (1992). Design and retrofit of wastewater treatment plants for biological nutrient removal. *Technomic Publishing Co Inc*. Vol. 5. 120 – 160.
- Richard, M.** (2003). Activated sludge microbiology problems and their control. Presented at the 20th Annual USEPA National Operator Trainers Conference. Buffalo, NY, June. 8 -9.
- Rittmann, B. y McCarty.** (2001). *Biotecnología del medio ambiente. Principios y aplicaciones*. McGraw Hill. España. 331.
- Rodríguez Miranda, Juan Pablo.** (2009). Selección técnico-económica del sistema de depuración de aguas residuales: aplicando la evaluación de la descontaminación hídrica. *Revista Tecnología del Agua*. V (306). 22 – 31.
- Rodríguez Miranda, Juan Pablo.** (2010). Aspectos históricos del desarrollo de la ingeniería sanitaria y ambiental en el ámbito local, regional y mundial. *Revista Tecnología del Agua*. V (217). 60 – 64.
- Rodríguez Miranda, Juan Pablo.** (2011). Estudio para la remoción de DBO5 y Sólidos Suspendidos Totales (SST) en un sistema de tratamiento de aguas residuales anaerobio - aeróbico. *Revista Tecnoambiente V* (215). 23 – 27.
- Rodríguez Miranda, Juan Pablo.** (2012). Evaluación de la eficiencia de dos sedimentadores “Sedhelcon” en planta piloto para el manejo de las aguas residuales combinadas en la ciudad de Bogotá D.C. *Revista Tecnoambiente V* (232). 32 – 36.

- Rossetti, S., Tomei, M., Nielsen, P., Tandoi, V.** (2005). *Microthrix parvicella*, a filamentous bacterium causing bulking and foaming in activated sludge systems: a review of current knowledge. *FEMS Microbiology Reviews* 29, 49–64.
- Sing, G., Malisse K., Vanrolleghem P.A.** (2003). An integrated sensor for the monitoring of aerobic and anoxic activated sludge activities in biological nitrogen removal plants. *Water Science and Technology*. Vol. 47, No 2. 141–148
- Söttemann S.W., Vermande S.M., Wentzel M.C., Ekama G.A.** (2002). Comparison of the performance of an external nitrification biological nutrient removal activated sludge system with a UCT biological nutrient removal activated sludge system. *Water SA. Special Edition*. 2002. 104 – 114.
- SSPD.** Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios en el Informe Técnico sobre Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales en Colombia (línea base 2010).
- Thayalakumar N., Bhamidimarri, R., Bickers P.O.** (2003). Biological nutrient removal from meat processing wastewater using a sequencing batch reactor. *Water Science and Technology*. Vol. 47, No. 10. 101–108.
- Tzu – Yi, P., Shun – Hsinh, C., Yung – Pin, T., Chaio – Fuel, O.** (2004). Modeling a combined anaerobic/anoxic oxide and rotating biological contactors process under dissolved oxygen variation by using an activated sludge – bio-film Irbid model. *Journal of environmental engineering*. ASCE. Vol. 130. No. 12. December. 1433 – 1440.
- Wang, y Peng, y, & Stephenson, T.** (2009). Effect of influent nutrient ratios and hydraulic retention time (HRT) on simultaneous phosphorus and nitrogen removal in a two-sludge sequencing batch reactor process. *Bioresource Technology*, 1-7.
- Zalakain, G.** (2010). Ampliación de la capacidad de los tratamientos biológicos de fangos activos empleando soporte móviles para la eliminación de nutrientes. *Revista RETEMA*. Año 23. Num. 140. Enero – febrero. 20 – 27.
- Zhang, T., Ding, L., Ren, H., & Xiong, X.** (2009). Ammonium nitrogen removal from coking wastewater by chemical precipitation recycle technology. *Water research*.