

Comportamiento de DBO_5 , DQO , NH_4^+ y NO_3^- , mediante el diseño de un Humedal Artificial Subsuperficial para depurar aguas residuales de origen doméstico

Behavior of DBO_5 , DQO , NH_4^+ , and NO_3^- , through the design of a Subsurface Artificial Wetland to clear domestic wastewater

Biolg. Gerardo Cuenca Nevárez

Facultad de ciencias Zootécnicas de la Universidad Técnica de Manabí, extensión Chone. Carrera de Industrias Agropecuarias
gcuenca@utm.edu.ec

Ing. Frank Intriago Flor

Facultad de Ciencias Zootécnicas de la Universidad Técnica de Manabí, extensión Chone. Carrera de Industrias Agropecuarias
fintriago@utm.edu.ec

RESUMEN

Esta investigación propone usar un humedal de flujo subsuperficial (HFS) para depurar las aguas sépticas que se originan a nivel doméstico.

En el modelo de HFS que se construyó, se evaluó el comportamiento de Demanda Biológica de Oxígeno a los 5 días, Demanda Química de Oxígeno, radical amonio, e ión nitrato, a partir de un afluente con carga de $DBO_5 = 1453,30$ mg/L; sólidos solubles totales = 3095,56 mg/L; nitrógeno = 12,57 mg/L y fósforo = 65,32 mg/L. Para evaluar el comportamiento de estos parámetros, se procedió a usar el rango de correlación de Spearman, donde se pudo apreciar que existió una relación inversa y altamente significativa entre el NO_3^- y la DBO_5 ; así mismo, entre el NH_4^+ y la DBO_5 . Mientras que, existe correlación directa y significativa entre la DBO_5 - NO_3^- ; DQO - NO_3^- ; DQO - NH_4^+ , y NO_3^- - NH_4^+ . Estos datos son importantes para explicar el comportamiento de cada uno de los tratamientos.

Palabras clave: Aguas residuales domésticas, comportamiento, afluente, correlación de Spearman, humedal de flujo sub superficial.

ABSTRACT

This research proposes to use a subsurface flow humidity (HFS) to debug septic waters that are originated domestically. In the HFS model to be built, the behavior of BOD_5 , DQO , NH_4^+ and NO_3^- were evaluated from an influent $DBO_5 = 1453.30$ mg / L; $SST = 3095.56$ mg / L; $N = 12.57$ mg / L and $P = 65.32$ mg / L. To evaluate the performance of these parameters, we proceeded to use the Spearman rank correlation, where it was observed that there was a highly significant inverse relationship between DBO_5 and NO_3^- ; also, the NH_4^+ and BOD_5 . While there is a direct and significant correlation between DBO_5 - NO_3^- , DQO - NO_3^- , DQO - NH_4^+ and NO_3^- - NH_4^+ . These pieces of data are important so as to explain the behavior of each of the treatments.

Key words: Domestic sewage, behavior, effluent, Spearman correlation, subsurface flow wetland.



Recibido: 16 de octubre, 2014
Aceptado: 05 de noviembre, 2014

1. INTRODUCCIÓN

Los humedales artificiales se pueden definir como sistemas biológicos confinados mediante algún tipo de impermeabilización, porque surgen a partir de la simulación de los mecanismos propios de los humedales naturales para la depuración de las aguas, donde se combinan procesos físicos, químicos y biológicos que ocurren al interactuar el agua con el suelo, las plantas, los microorganismos y la atmósfera, dando lugar a procesos de sedimentación, filtración, adsorción, degradación biológica, fotosíntesis, fotooxidación y toma de nutrientes por parte de la vegetación (Ramalho, 1996).

A pesar del amplio conocimiento de los efectos de la contaminación sobre la salud humana y el ambiente, poco o nada se ha hecho para revertir esta situación en el ámbito rural doméstico. Otra situación inherente a esta problemática se debe a la falta de conciencia al momento de liberar este tipo de aguas residuales a los cauces naturales de los lechos acuáticos circundantes, por lo cual se hace necesaria la búsqueda de técnicas de bajo costo de inversión y bajo consumo energético que solucionen de forma óptima y eficaz este factor antropogénico (Camacho, 2001).

Según el régimen hídrico, pueden distinguirse dos tipos de sistemas de humedales artificiales desarrollados para el tratamiento de agua residual: 1) Humedal artificial de flujo superficial (FS) y 2) Humedal artificial de flujo subsuperficial (HFS), dentro del cual se pueden encontrar de flujo horizontal (FSSH) y vertical (FSSV). Además, éstos pueden combinarse para formar sistemas híbridos de depuración (Crites, 2000).

Los humedales artificiales de flujo superficial y subsuperficial son sistemas pasivos de depuración en los que se imitan los procesos físicos, químicos y biológicos típicos de un humedal natural. Constan de una excavación en el terreno, una impermeabilización, un relleno

(grava) y alguna especie vegetal acuática sembrada (carrizo, lenteja de agua, jacinto de agua, entre otras). Como todo sistema pasivo, requiere poca energía, escaso mantenimiento y gran cantidad de terreno, en comparación con los sistemas convencionales (Seaonez, 1995). Para un óptimo diseño de estos sistemas es necesario analizar la cinética de eliminación de los contaminantes.

El humedal artificial de flujo subsuperficial consiste en una balsa o canal impermeabilizado en su exterior, relleno de un material sólido poroso ocupando casi toda su profundidad. El agua residual circula a través del medio poroso y siempre por debajo de la superficie del mismo (Camacho, 2001).

Como medio poroso se suelen utilizar rocas o grava. Además de tener medio soporte, estos sistemas funcionan con vegetación emergente, cuyo papel es fundamental para su óptimo funcionamiento. Para muchos de los mecanismos de degradación de los contaminantes presentes en las aguas residuales, la circulación del agua a través del suelo o material de soporte parece ser siempre más efectiva que la circulación de superficie. Durante el paso del agua residual a través del lecho poroso se produce un contacto con zonas aerobias, anóxicas y anaerobias (Da Cámara, 2003).

La zona aerobia se encuentra en las partes cercanas a la superficie y alrededor de las raíces y rizomas de las plantas. Los microorganismos que degradan la materia orgánica forman una biopelícula alrededor de la grava y de las raíces de las plantas. Por lo tanto, cuanto mayor sea la superficie susceptible de ser ocupada por la biopelícula, mayor será la densidad de microorganismos y mayor el rendimiento del sistema (Eddy, 1995).

El objetivo de este trabajo es analizar la eficiencia de un Humedal artificial de flujo subsuperficial (HFS) para depurar aguas residuales de origen doméstico, evaluado a nivel de laboratorio en un modelo para la comunidad de San Andrés, en Chone, Ecuador.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Área de Estudio

El sitio San Andrés es una zona rural ubicada en el cantón Chone, perteneciente a la provincia de Manabí. Sus coordenadas geográficas corresponden a 0°35' latitud sur y 80°02' longitud oeste. Está situada en el kilómetro 11 de la vía Chone-Quito y ocupa un área aproximada de 200 Km² con una altitud de 45 m.s.n.m. El clima predominante del sitio es el cálido seco en verano -junio hasta noviembre, con temperaturas que oscilan entre los 23 y 28 grados Celsius- y el cálido lluvioso en época húmeda que va desde diciembre a mayo, con temperaturas que alcanzan los 32,4 grados Celsius (INAMHI, 2011).



Fuente. El autor.
Foto 1. Zona de influencia del proyecto.

2.2. Metodología empleada

En la investigación se utilizaron las aguas residuales domésticas de la unidad tipo, como base para calcular las dimensiones del sistema a proponer. Se usó un modelo matemático desarrollado por Reed (1995), al ser ampliamente conocido y estudiado para describir el funcionamiento de humedales artificiales. Se tomó en cuenta la normativa vigente en Ecuador sobre el vertido de aguas residuales para elaborar un diseño basado en un humedal subsuperficial que cumpla con estándares y que, a la vez, sea viable económicamente.

Para el diseño se buscó la máxima eficiencia del sistema, es decir la mayor depuración

con el menor uso de recursos, minimizando dimensiones y maximizando la actividad de los microorganismos.

Luego se calculó el tiempo de residencia hidráulica (TRH) -lo que tarda una partícula de agua desde su entrada hasta su salida del sistema-, y el caudal que debían aceptar las cajas plásticas de 90 cm de largo, 64 cm de ancho y 46 cm de alto. Para la construcción de los modelos se utilizaron diferentes sustratos pues estos tienen un importante efecto en la eficiencia del sistema. Se llenó la base de la caja con tierra colada con un tamiz de 5 mm, con el propósito de uniformar y compactarla, de manera que no hubiera materia orgánica que se degrade y origine huecos, lo que pudiese afectar el funcionamiento del sistema. La tierra usada mantenía un alto contenido de arcilla, para "sellar" la base del sistema.

Esta capa definió un gradiente de altura en la base del sistema, desde 3 cm en un extremo hasta 0,5 cm en el otro. Poco a poco se fue agregando la tierra, a la que se aplicó presión con una plancha para compactarla y así lograr mayor impermeabilidad y mejor flujo del agua. Se prepararon 1 testigo (T0) y 2 tratamientos (T1 y T2). Para el testigo T0, se colocó una capa de 15 cm de arena del río Toachi colada con un tamiz de 1 cm y se compactó de la forma explicada anteriormente. Luego se aplicó una capa de 15 cm de grava (12 mm de diámetro) y otra de 15 cm de conchilla (19 mm de diámetro). Todos los sustratos utilizados se tamizaron previamente para homogeneizarlos.

El tratamiento T1 tenía las mismas características que el descrito para el tratamiento T0, con la diferencia de sustituir la grava (12 mm de diámetro) por carbón vegetal de unos 40 mm de diámetro.

El tratamiento T2 estaba formado por 4 secciones de 11 cm cada una, además de la tierra en el fondo. La primera capa de 11 cm sobre la tierra era del mismo carbón vegetal, la segunda era de conchilla (10 mm de diámetro), la tercera de grava (12 mm de diámetro), y en la cuarta se colocó una capa de 11 cm de arena del Toachi, pasada por un tamiz de 1 cm.

2.3. Funcionamiento de los biorreactores

Una vez construidos los modelos, inmediatamente entraron a funcionar. Se los alimentó con el agua que proviene del uso de una casa tipo del sector de San Andrés (Chone), la cual generó el caudal necesario para los tres modelos, estimándose en 35 litros cada tratamiento.

2.4. Estabilización y toma de datos

Para que las muestras sean representativas, la toma de ellas debió esperar un mes mientras se estabilizaba el sistema. La estabilización se alcanzó cuando los microorganismos colonizaron la totalidad del sustrato depurando de manera óptima el agua residual (momento alcanzado 30 días después de instalados los sistemas para los tres tratamientos).

Se utilizaron los parámetros físico-químicos pH, conductividad eléctrica, potencial de óxido-reducción y oxígeno disuelto cada 5 días, hasta que los datos obtenidos no variaran significativamente, lo que mostró la estabilización del sistema. Los tratamientos se muestrearon 4 veces cada 5 días, a partir del 20 de febrero del 2011.

Se realizó un análisis regular de aguas para cada repetición el 25 de febrero, 2 de marzo, 7 de marzo y 12 de marzo. Este análisis era el más apropiado porque incluye parámetros tales como: Demanda biológica de oxígeno (DBO₅), demanda química de oxígeno (DQO), contenido de amonio y contenido de nitrato.

La efectividad en la remoción de los

contaminantes puede determinarse mediante la diferencia entre la carga de entrada (volumen de entrada por concentración del contaminante) y de salida (volumen de la descarga por concentración del contaminante).

La salud del humedal artificial fue controlada periódicamente con la finalidad de descartar problemas adversos tales como erosión y crecimiento de vegetación indeseable. La composición de las especies y densidad de la vegetación se determinó fácilmente, inspeccionando una parcela de 1 m², los cambios a considerar incluyeron un aumento en el número de especies no deseadas, una disminución de la capa vegetal o posibles daños en las plantas.

2.5. Análisis estadístico

Para la caracterización de los parámetros evaluados se procedió a usar el valor de la correlación de rango de Spearman; el mismo que varía entre 1 a -1. Cuando el valor es 1, la correlación es directa entre ambos parámetros. En cambio, si el valor se acerca a -1, la correlación es inversa, mientras que una correlación de 0 significa que los dos parámetros no se relacionan entre sí (Martínez, 2009).

3. RESULTADOS

3.1. Concentraciones del afluente

La tabla 1, muestra el área necesaria para remover la concentración potencialmente requerida para cada uno de los parámetros analizados y el tiempo de residencia hidráulico.

Tabla 1. Área requerida para remoción deseada según parámetro.

Parámetro	Ca (mg/L)	Ce (mg/L)	% Remoción	Área (m ²)	TRH (días)
DBO ₅	1453,30	50	96,56	0,213	3,54
SST	3095,56	340,73	88,99	0,213	3,54
N	12,57	11,03	12,25	0,330	5,50
P	65,32	18,53	71,63	0,298	4,90

Leyenda:

Ca - Concentración del afluente

Ce - Concentración del efluente

TRH - Tiempo de residencia hidráulico

DBO₅ - Demanda biológica de oxígeno

SST - Sólidos suspendidos totales

N - Nitrógeno

P - Fósforo

3.2. Parámetros evaluados por el rango de correlación de Spearman

La tabla 2 muestra una relación inversa y altamente significativa entre el NO₃⁻ y la DBO₅; así mismo, el NH₄⁺ y la DBO₅. Las demás correlaciones son todas directas.

Existe correlación directa y significativa entre la Demanda Biológica de Oxígeno-Nitrato; Demanda Química de Oxígeno-Nitrato; Demanda Química de Oxígeno-Amonio y Nitrato-Amonio. Estos datos son importantes para explicar el comportamiento de cada uno de los tratamientos (Londoño, 2009).

Tabla 2. Rango de Spearman para medir la correlación de las variables en estudio.

Parámetros de análisis	DBO ₅	DQO	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺
DBO ₅		0,05	0,90	0,12
DQO	0,57		0,65	0,90
NO ₃ ⁻	-0,04	0,15		0,78
NH ₄ ⁺	-0,48	0,03	0,08	

Leyenda:

DBO₅ - Demanda biológica de oxígeno

DQO - Demanda química de oxígeno

NO₃⁻ - Anión nitrato

NH₄⁺ - Ion amonio

Las correlaciones marcadas con "negrita" se correlacionan de manera directa y significativa al nivel de 0,05 de modo bilateral.

3.3. Comportamiento en días de los parámetros evaluados

La figura 1 muestra los comportamientos de DBO₅, DQO, NH₄⁺, y NO₃⁻ para el testigo T0. El testigo muestra comportamientos similares para el DBO₅, DQO y NO₃⁻ (descenso). Está funcionando cerca del punto de estabilización pues los parámetros anteriormente descritos están respondiendo de manera sincronizada, es decir que tienden a aumentar o disminuir simultáneamente. Así mismo, se puede notar un considerable descenso del DQO al quinto día de muestreo, sin embargo el amonio tiende a subir. Según el modelo de Reed *et al.* (1995), el valor esperado para el testigo y los dos tratamientos sería de una disminución en

todos los parámetros, una vez que el sistema se estabilice. También es importante destacar que el testigo T0, al igual que los tratamientos T1 y T2, tuvieron una alta remoción de DQO y nitrato (Plaza, 2011).

Los parámetros DQO, DBO₅ y NO₃⁻ se ven influenciados directamente por la actividad biológica, de modo que un sistema que todavía no haya encontrado su estabilización podría mostrar comportamientos inesperados en cuanto a estos parámetros.

Los resultados obtenidos parecen sugerir un cierto equilibrio en los sistemas a causa de la reducción de DQO, DBO₅ y nitrato. A pesar de que no hubo la eficiencia esperada en cuanto a remoción en ninguno de los parámetros, estos 3 mostraron un comportamiento que tendía a la baja, lo cual era lo esperado (Romero, 2009).

Sin embargo, el amonio mostró un comportamiento contrario a lo esperado, lo que podría sugerir cierta falta de estabilización en las comunidades de microorganismos que toman parte en la nitrificación (Plaza, 2011).

Según lo explicado en el apartado sobre el funcionamiento de un humedal (HFS), existe una relación muy estrecha entre el DQO y el DBO₅, ya que en el DQO se evalúa el oxígeno necesario para oxidar una serie de compuestos a través de la ruta química, entre los cuales se incluyen todos los que se evalúan en el DBO₅, es decir que, salvo en casos donde no hay actividad biológica, si el DBO₅ disminuye, el DQO debería disminuir también, lo cual se observa en la figura 1 para el testigo T0.

La tabla 2 respalda este enunciado al mostrar una relación para estos dos parámetros con una significancia de 0,05 y un valor de correlación positivo.

La figura 2 muestra los comportamientos de DBO₅, DQO, NH₄⁺, y NO₃⁻ para el tratamiento T1, donde se pueden apreciar descensos importantes para todos los parámetros excepto el amonio, el cual muestra un fuerte incremento para el día 15.

Todos los parámetros parecen tender a bajar, a

pesar de este incremento. Existe una importante disminución para DQO y nitrato, mientras que el DBO_5 parece disminuir pero en menor medida y el amonio parece ser ligeramente mayor en el día 20 que al inicio de los muestreos. A pesar de esto, el tratamiento T1 pareciera funcionar bastante cerca de la estabilización. Particularmente, el amonio tiene un comportamiento mucho más cercano al esperado en este tratamiento, comparado con el testigo T0 y el tratamiento T2. El amonio se mantiene con valores mucho más bajos que los otros dos tratamientos, exceptuando el día 15, y concluye el tiempo de muestreos con el valor más bajo. Esto es importante pues la remoción de nitrógeno es más compleja que la de DQO y DBO_5 , de manera que tener un tratamiento con mejor rendimiento en nitrógeno es más importante que uno con mejor rendimiento en DQO y DBO_5 (Romero, 2009).

El tratamiento T1 cuenta con la capa más grande de carbón vegetal y aunque no existen diferencias significativas entre los tratamientos con respecto a este parámetro, es posible que este tratamiento tenga una mayor capacidad de remoción de fósforo, debido al área de contacto superior que ofrece el carbón con respecto a las gravas.

De igual manera, este tratamiento mostró los valores más bajos para el día 20 en cuanto a nitratos y amonio. La remoción de estos 3 parámetros representa un reto mayor que la de DQO y DBO_5 , de manera que en este tratamiento el T1 es el que alcanzó los resultados más relevantes (Londoño, 2009).

La figura 3 muestra los comportamientos de DBO_5 , DQO , NH_4^+ , y NO_3^- para el tratamiento T2. Este tratamiento muestra un comportamiento sincronizado entre la DBO_5 y la DQO , sin embargo, el nitrato tiende a una subida hacia el final del sistema pero la tendencia general es hacia la baja, mientras que el amonio sube constantemente desde el día 0. De igual forma se observa una importante baja simultánea tanto para el nitrato como el DQO .

Por lo ya descrito, es menester indicar que el tratamiento con mayor acondicionamiento a la realidad de la zona fue el T1, el cual contaba

con una capa de carbón vegetal de 15 cm, la misma que ayuda a mejorar sustancialmente el funcionamiento y estabilidad del sistema. Con estos resultados se procedió a realizar los cálculos para dimensionar el humedal de flujo subsuperficial para la casa tipo en San Andrés, pero como anteriormente se describió, la elección de este tratamiento no se lo hace por el resultado ya que no existían diferencias significativas entre los parámetros sino más bien por los costos.

Para alcanzar los niveles de reducción de la carga contaminante deseada, en relación con lo que propone (Reed, 1995), es necesaria la construcción de un humedal de flujo sub superficial de $20,47 \text{ m}^2$.

Cabe resaltar que estos valores deben ir acorde a lo que plantea como agua de efluente y el tiempo de residencia, según las normas del libro VI acerca de la calidad ambiental y de descarga de efluentes al recurso agua (TULSMA, 2006). Pero sobre todo, lo más importante, es que para que el proyecto sea factible uno de los principales aspectos a tomar en cuenta a la hora de presentar estas tecnologías a los moradores de San Andrés es lo que respecta a costos.

Usando el tratamiento T1 las medidas del humedal artificial subsuperficial son las siguientes: 5,17 m de largo; 3,96 de ancho, y 0,60 m de profundidad. Al humedal se le recubrirá con el mismo suelo natural pero bien compactado para evitar el proceso de percolación del agua residual a las capas subterráneas del suelo. Así mismo, esta capa debe tener el gradiente de pendiente al lecho, para facilitar el flujo del agua desde el punto de entrada hacia el de salida.

Esta capa debe tener una profundidad de 0,50 m en el lado del afluente de agua, produciendo de esta manera una pendiente del 1 %, e irse reduciendo poco a poco hasta la zona de efluente. Una vez hecho esto, se procede a establecer 3 capas de espesor de 0,20 m cada una (la primera de conchilla de 19 mm de diámetro, la segunda de carbón vegetal de 40 mm de diámetro y la tercera arena del Toachi con tamiz de 1 cm).

Figura 1. Comportamiento de DBO₅, DQO, NH₄⁺ y NO₃⁻ para el testigo T0

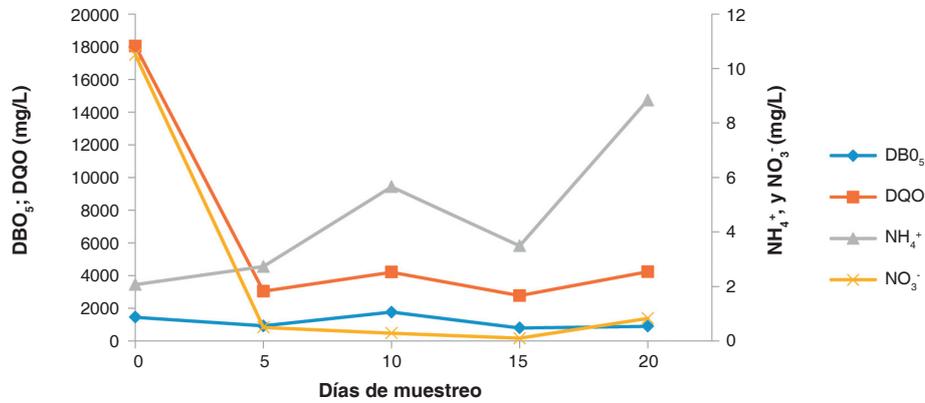


Figura 2. Comportamiento de DBO₅, DQO, NH₄⁺ y NO₃⁻ para el tratamiento T1

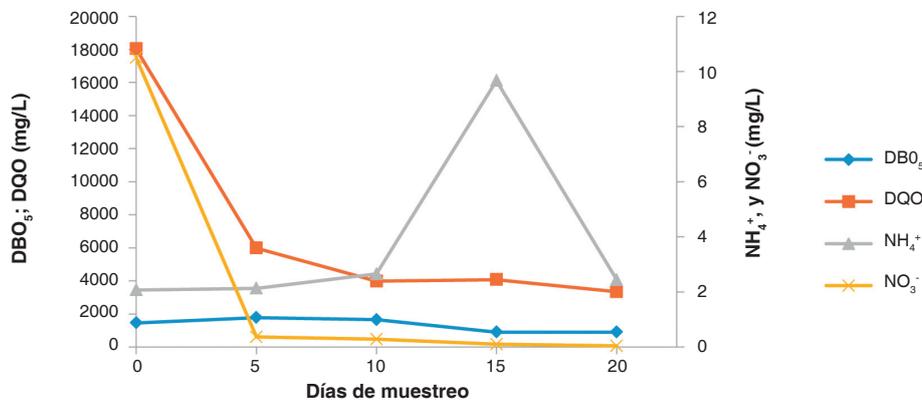
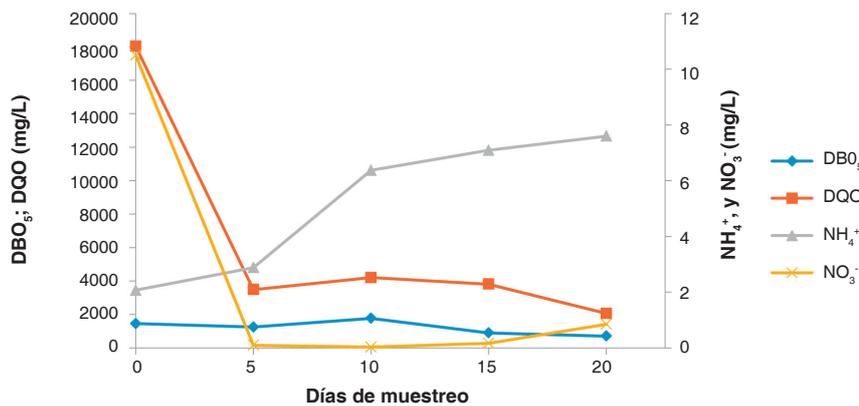


Figura 3. Comportamiento de DBO₅, DQO, NH₄⁺ y NO₃⁻ para el tratamiento T2



4. CONCLUSIONES

La carga orgánica del sistema se presenta de la siguiente manera: la DQO muestra una mayor remoción durante temporada seca (95,73 % comparativamente con 90,2 % en temporada húmeda). En términos globales, la remoción de la materia orgánica en el tratamiento 1 es

más eficiente, probablemente como producto del tipo de sustrato, el mismo que ayuda a la descomposición de la materia orgánica suspendida.

El tratamiento T1, presenta bajos niveles de carga contaminante para todos los parámetros, excepto para el radical amonio, el cual muestra

un acentuado incremento para el día 15. Pese a lo señalado, el tratamiento T1 es el que más se acerca a la estabilización del sistema, entendida como la baja concentración de la carga orgánica contaminante y de los sólidos solubles en suspensión por lo que el agua de este sistema sale más clara y lista para ser reutilizada en procesos de limpieza de pisos y baños, entre otros.

En lo que concierne al fósforo total, los resultados muestran una baja eficacia de los humedales construidos, independiente de la época del año. Es menester indicar que la remoción del fósforo no es muy eficaz debido a las pocas oportunidades de contacto entre el agua residual y el terreno. Para aliviar este factor, en Europa usan arena en lugar de grava lo cual aumenta la capacidad de retención del fósforo, pero este medio requiere grandes dimensiones, debido a la reducida conductividad hidráulica de la arena comparada con la grava.

Con el afán de abaratar costos en la construcción y mantenimiento del sistema, sería una buena idea realizar humedales de flujo subsuperficial compartidos entre algunas casas ya que esto permite compartir gastos en lo que a la construcción, manejo y operatividad del humedal se refiere; claro está, que se debería diseñar un estudio topográfico y de disposición geográfica de los hogares para hacer llegar el agua residual a un solo punto de entrada y tratamiento.

Un factor limitante al construir el HFS por vivienda sería el costo de los análisis de laboratorio para la caracterización de los principales parámetros del agua residual, por lo que se plantea la necesidad de que el sistema sea viabilizado a través de los gobiernos seccionales locales o por la unión de un grupo de familias. Esto sería posible, gracias a la acción mancomunada del sitio de San Andrés para que participe en talleres de concienciación, de cambio de hábitos de consumo de agua y de reutilización del agua residual que ha sido tratada.

Es conveniente y recomendable usar una capa de tierra más arcillosa después del suelo compactado para que las plantas puedan arraigar sus raíces y formar otra capa que dificulte la filtración del agua que se esté depurando. La construcción de este tipo de sistemas de humedales (HFS), es importante porque ayuda a preservar los recursos, se constituye en un deleite escénico y sobre todo ayuda a prevenir los problemas que deterioren la salud pública de las personas.

Es importante construir este tipo de humedales ya que ayudan significativamente a la disminución progresiva de la carga contaminante. La falta de estos sistemas hace que las aguas residuales ingresen al sistema acuático del sector, causando enfermedades gastrointestinales a través del consumo de frutas y verduras crudas, sin lavado y desinfección adecuadas.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Camacho, J. (2001). Eliminación biológica de fósforo en aguas residuales urbanas. Castilla-La Mancha: Universidad de Castilla-La Mancha.

Crites, R. &. (2000). Sistemas de manejo de aguas residuales para núcleos pequeños y descentralizados. Santafé de Bogotá: McGraw-Hill.

Da Cámara, L. e. (2003). Manual de diseño para plantas de tratamiento de aguas residuales alimenticias. Barcelona: M. Gómez.

Inamy., M. &. (1995). Ingeniería de aguas residuales: tratamiento, vertido y reutilización. McGraw-Hill.

INAMHI. (2011). Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología. Chone: Estación Meteorológica.

Londoño, A. &. (2009). Evaluación de la eficiencia de remoción de materia orgánica en humedales artificiales de flujo horizontal subsuperficial alimentados con agua residual sintética.

Martínez, M. T. (2009). El coeficiente de correlación de los rangos de Spearman caracterización. *Revista Habanera de ciencias Médicas*, 8(2).

Oliver, R. (2011). Análisis de los rendimientos, durante la puesta en marcha de un sistema de tratamiento basado en humedales artificiales destinado a la recuperación del lago de l'Albufera de Valencia. Valencia.

Plaza, C. V. (2011). Consideraciones para la eliminación de nitrógeno en humedales artificiales. *Tecn. Agua*, 41-50.

Ramallo, R. J. (1996). Tratamiento de aguas residuales. Barcelona: Reverte.

Reed, S. C. (1995). Natural systems for waste management and treatment. New York: McGraw-Hill.

Romero, M. C. (2009). Tratamiento de aguas residuales por un sistema piloto de humedales artificiales: evaluación de la remoción de la carga orgánica. *Revista en internet*, 150-169.

Seanez, C. (1995). Aguas residuales urbanas, tratamientos naturales de bajo costo y aprovechamiento. MundiPrensa.

TULSMA. (2006). Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes al recurso agua. *Legislación secundaria del Ministerio del Ambiente. Propuesta de Norma. Anexo I. Libro VI.*