

Evaluación de la eficiencia de humedales artificiales de flujo sub-superficial utilizando *Stipa ichu* para el tratamiento de aguas residuales domésticas

Efficiency assessment of sub-surface flow wetlands using *Stipa ichu* for treatment of domestic wastewater

COLCIENCIAS TIPO 1. ARTÍCULO ORIGINAL

RECIBIDO: AGOSTO 4, 2015; ACEPTADO: SEPTIEMBRE 20, 2015

Daniel Hernández
daniel_nandez1011@hotmail.com

Jorge Castillo
jorgejeca@hotmail.com

Niver Ramos
nir.10@hotmail.com

Julieth Orduña
julior76@hotmail.com

Universidad Santiago de Cali, Colombia

Resumen

Con el fin de proponer técnicas para el tratamiento de aguas residuales domésticas que contribuyan al mejoramiento de sus parámetros fisicoquímicos para que cumplan la normatividad colombiana, se proponen humedales artificiales de flujo sub-superficial con la planta *Stipa ichu*. Se evaluaron dieciocho humedales artificiales, seis de ellos sin plantas, doce con plantas y, de estos últimos, seis inoculados con hongo solubilizador de fósforo del género *Penicillium* (HSF). Durante un periodo de estudio de diez semanas se estableció la eficiencia de remoción de contaminantes de aguas residuales domésticas, se observó una remoción del fósforo total hasta concentraciones inferiores a 0.7 ppm (97.38 % y 98.13% en humedales con plantas y en humedales con HSF, respectivamente). Un alcance significativo de los humedales radica en altas remociones (99.55%) de DQO y DBO₅ que presentan concentraciones por debajo de 14 ppm en humedales con plantas. Además, se logró reducir exitosamente la concentración de nitrógeno total, con remociones de hasta el 94.73%. La implementación de la planta *Stipa ichu* en humedales artificiales es una alternativa prometedora en la eliminación de contaminantes en aguas residuales domésticas, su uso permitiría obtener efluentes aptos para ser vertidos en cualquier punto receptor.

Palabras clave

Humedales artificiales; *Stipa ichu*; agua residual; DBO₅; DQO.

Abstract

To propose techniques for treating domestic wastewater that will contribute to the improvement of physicochemical parameters that meet Colombian law constructed wetlands of subsurface flow with *Stipa ichu* plant is proposed. 18 artificial wetlands, six of them without plants and twelve plants, the latter wetlands, six of them were inoculated with phosphorus solubilizing fungus of the genus *Penicillium* (HSF) were evaluated. During a ten weeks study, the efficiency of removal of pollutants from domestic wastewater was established observing a removal of total phosphorus to concentrations below 0.7 ppm (97.38% and 98.13% in wetlands and wetland plants HSF respectively). A significant outreach of wetlands resides in high removals (99.55%) presenting COD and BOD₅ concentrations below 14 ppm in wetland plants, and we were able to successfully reduce the concentration of total nitrogen until removal of 94.73%. The implementation of *Stipa ichu* plant in constructed wetlands is a promising alternative in removing pollutants in domestic wastewater can benefit effluent suitable for discharge into any receiver point.

Keywords

Constructed wetlands; *Stipa ichu*; wastewater; BOD₅; COD.

I. INTRODUCCIÓN

El agua es uno de los recursos naturales más importantes e indispensables para todas las formas de vida, por ello es necesario que se proporcione en cantidad y calidad y, en especial, que esté al alcance de todos.

El agua dulce es limitada, representando solo el 2.5% del agua total del planeta y su mayor fracción es de difícil acceso (agua subterránea), lastimosamente la mínima fracción que se encuentra en ríos, lagos y quebradas el hombre con su mal proceder la está contaminando.

Para mitigar los impactos de contaminación de este vital recurso natural, la comunidad científica ha establecido distintos métodos de tratamiento de aguas residuales, entre ellos métodos que involucran procesos físicos, químicos y biológicos, con importantes diferencias en sus costos. Por esto, en el presente estudio se planteó un tratamiento biológico que brinda múltiples ventajas frente a los otros sistemas de tratamiento; se realizó bajo el proceso de fitorremediación, mediante humedales artificiales de flujo subsuperficial; el sistema ofrece: alta eficiencia, fácil operación y bajos costos, además no presenta demanda energética y es amigable con el medio ambiente.

Para el tratamiento de aguas residuales mediante humedales artificiales la literatura ofrece muchas plantas que por su rápido crecimiento son aptas para dicho proceso de descontaminación, tal es el caso de los juncos (*Schoenoplectus spp*, *Scirpus spp*), las aneas (*Typha spp*) y los céspedes de caña (*Phragmites australis*), entre otras. La propuesta de este trabajo se encaminó hacia la exploración de nuevas plantas que, con base en sus propiedades, puedan ofrecer alternativas en la construcción de los humedales; este es el caso de la especie *Stipa ichu*, también conocida como *Peruvian Feathergrass* que se caracteriza por desarrollarse en suelos pobres en nutrientes, como zonas desérticas o suelos arcillosos; además, ha sido reportada su gran resistencia a condiciones climáticas adversas, en las cuales, otras especies tienden a no crecer, condiciones que la convierten en una gran opción de aplicación en este campo (Marín & Correa, 2010).

El presente estudio tiene como principal objetivo evaluar la eficiencia de humedales artificiales de flujo subsuperficial utilizando la planta *Stipa ichu* en el tratamiento de aguas residuales domésticas, para ello: se estableció el efecto de la planta *Stipa ichu* en la remoción de materia orgánica y sólidos totales suspendidos siguiendo los parámetros de DBO₅, DQO y SST; se determinó la

capacidad de remoción de la planta *Stipa ichu* de metales (Cu, Pb, Ni, Cd, Zn, entre otros) y nutrientes como fósforo y nitrógeno; y se evaluó el efecto de un hongo solubilizador de fósforo (HSF) del género *Penicillium* en la remoción de fósforo en el agua residual doméstica.

Todo lo anterior, se realizó con el fin de que las aguas resultantes del tratamiento cumplieran los estándares de vertimiento de aguas residuales establecidos en Colombia, de tal manera que lograran llegar a los puntos receptores (e.g., ríos, lagos y quebradas) y no cambiaran sus propiedades fisicoquímicas y pudieran ser reutilizadas en actividades humanas.

II. METODOLOGÍA

Los humedales artificiales se construyeron en el vivero de la Universidad Santiago de Cali usando recipientes plásticos rectangulares con medidas de 13 cm de altura (h), 33 cm de largo (L) y 26 cm de ancho (a), y un orificio en la parte inferior que permite la recolección del efluente; a estos recipientes se les añadió grava grande, grava pequeña, tela gruesa y tierra. En ellos se sembró la planta *Stipa ichu* y se agregó una capa de arena (Figura 1).

Figura 1. Adecuación del espacio y construcción de los humedales artificiales



Teniendo en cuenta lo anterior, se construyeron seis tipos de tratamiento de humedales con tres réplicas cada uno, para un total de dieciocho humedales artificiales, de los cuales seis estaban sin plantas (HSP) y doce con plantas (HCP). De estos últimos humedales (con plantas) seis fueron inoculados con hongo solubilizador de fósforo (HSF) del género *Penicillium*.

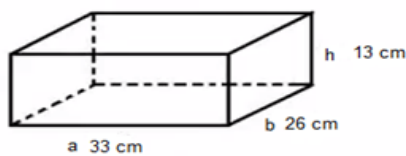
Es importante aclarar que de cada seis humedales, tres fueron alimentados con agua de control (agua del grifo) y tres con agua residual (Tabla 1), con el propósito de establecer patrones de referencia.

Tabla 1. Tipos de tratamiento para los humedales artificiales

Tratamiento	Alimentado con agua de Control	Alimentado con agua Residual
HSP	Sin HSF	Sin HSF
HCP	Sin HSF	Sin HSF
HCP	En presencia de HSF	En presencia de HSF

A. Cálculo del área superficial de los humedales construidos

Para calcular el área de los humedales empleados en la investigación, se utilizó la siguiente ecuación matemática, que corresponde al área total o superficie de un ortoedro (Ecuación 1).



$$As = 2((a \times b) + (a \times h) + (b \times h)) \text{ Ec. 1}$$

donde:

As: área superficial

a: longitud

b: latitud

Remplazando con los valores dimensionales del recipiente disponible para alimentar, se obtiene el área superficial del humedal, esto es 0.325 m².

B. Cálculo del tiempo de retención hidráulico en los humedales

Para calcular el tiempo de retención hidráulico fue necesario emplear la ecuación de eficiencia, considerando que el humedal presentara una eficiencia del 85%. La Ecuación 2 corresponde a la expresión utilizada para el cálculo de la eficiencia del humedal.

$$E = 100 \times \left(1 - \frac{Sk}{TRHm}\right) \text{ Ec. 2. (Meléndez & Molina, 2002)}$$

Para medio en grava...

$$Sk = 1.0$$

$$m = 0.55$$

Despejando TRH en la Ecuación 2, entonces:

$$THRm = \frac{-100Sk}{E-100} \text{ Ec. 3}$$

Remplazando en la Ecuación 3 los valores de Sk y m:

$$TRHm = \frac{-100 * 1.0}{85-100} = \frac{-100}{-15} = 6.66 \cong 7$$

$$TRH = (7)^{1/m} = (7)^{1/0.55}$$

$$TRH = 35 \text{ horas (equivalente a 1 día y 11 horas)}$$

C. Cálculo del caudal de los humedales

Con base en los valores obtenidos a través de las Ecuaciones 1 y 3, se calculó el valor del caudal con el cual se podría alimentar a los humedales artificiales (Ver Ecuación 4).

$$Q = As \times \frac{h \times n}{TRH} \text{ Ec. 4}$$

dónde:

Q: caudal medido a través del humedal (m³/día)

As: área superficial del humedal (m²)

h: profundidad del humedal (m)

n: porosidad o espacio disponible para el flujo del agua a través del humedal.

TRH: tiempo de retención hidráulica.

La porosidad es un porcentaje expresado como decimal. El valor de n se emplea dependiendo del tipo de material a utilizar como filtro. Se tomó como valor de n= 0.45 (esto es equivalente al 45% de porosidad cuando el material que se utiliza es grava gruesa). De esta manera, el caudal de alimentación calculado, usando la Ecuación 4, así:

$$Q = 0.325 \text{ m}^2 \times \left(\frac{0.13 \text{ m} \times 0.45}{35 \text{ h}}\right) \times \frac{24 \text{ h}}{1 \text{ día}} \times \frac{1000 \text{ l}}{1 \text{ m}^3} = \frac{13.03 \text{ L}}{\text{día}}$$

Este sería el máximo caudal que se podría usar en el sistema para obtener una eficiencia del 85% en el tratamiento de aguas residuales domésticas empleadas en este trabajo de investigación; no obstante, con el fin de obtener la máxima eficiencia del sistema, se trabajó con un caudal de entrada menor (1.08 L/día), para así finalmente obtener un caudal de salida de 0.504 L/día.

D. Caracterización de las aguas residuales

Para la recolección de las muestras del agua residual se tomó de un canal de agua de lluvias secundario que se desprende del canal principal Cañaveralejo –que atraviesa

el suroeste de la ciudad de Cali, a la altura de la carrera 62 con calle 4 (Figura 2), muy cerca de la Universidad Santiago de Cali, lo que facilitó las condiciones de estudio.

Es importante establecer que el agua residual tratada en este estudio proviene de aguas subterráneas, las cuales pasan por deposiciones de piedras que fueron objeto de extracción minera.

Para su caracterización, como para los posteriores análisis (agua tratada), se recolectaron muestras en horas de la tarde, seleccionando únicamente agua con niveles bajos de turbidez con el fin de mantener constante este parámetro de recolección y evitar posibles variaciones. Tanto la caracterización como los posteriores análisis se realizaron por un periodo de tres meses.

Figura 2. Sitio de muestro de las aguas residuales



Los análisis realizados en este trabajo de investigación se llevaron a cabo en las instalaciones de los laboratorios de la Universidad Santiago de Cali y en las instalaciones del laboratorio de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR-C) acreditado ante el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia [IDEAM] (Resolución No. 1419). Todos los análisis realizados se basaron en las técnicas descritas en los métodos para examen de aguas y aguas residuales (American Public Health Association Standard [APHA], 1998), a excepción del método de refluo cerrado de la DQO, el cual se basa en un método ISO igualmente normalizado.

E. Alimentación y acondicionamiento de los humedales

Una vez culminado el periodo de estabilización de los humedales (adaptación de la planta), se permitió la circulación del agua residual durante un mes, con el fin de adaptar el sistema con las nuevas condiciones (pH, grasas, nutrientes, metales, entre otros.). Posteriormente se podaron las plantas, con el fin de observar su crecimiento a partir de los nutrientes que se absorben o transforman

del agua residual durante el tratamiento. Por consiguiente, se realizó la inoculación del hongo solubilizador de fósforo (HSF) perteneciente al género *Penicillium*, con el propósito de biodisponer este nutriente del agua tratada para mejorar el desarrollo de las plantas.

Para llevar a cabo este proceso: se realizó una replicación o multiplicación en medio líquido del hongo *Penicillium*, en el laboratorio de microbiología de la Universidad Santiago de Cali, durante una semana; se realizó un conteo en cámara de Neubauer para conocer el número de Unidades Formadoras de Colonias [UFC]; y se inocularon 1200 mL de solución del hongo con un valor de 8×10^5 UFC/cm³ (Figura 3), en seis de los doce humedales con plantas, es decir, 200 mL para cada uno de forma uniforme alrededor de la planta y el suelo.

Figura 3. Inoculación del hongo solubilizador de fósforo (HSF)



En la Figura 4 se puede observar que, finalizado el proceso de adaptación, se alimentaron los humedales con agua –residual y de control–, mediante un sistema de goteo, controlando así la entrada de agua a los humedales. Este sistema se realizó mediante venocllisis (inserción lenta usando dispositivos de suero medicados). Una vez definida la alimentación de los humedales se tomaron muestras cada cinco días durante el mismo periodo de caracterización (tres meses).

Figura 4. Adaptación y estabilización de los humedales artificiales



F. Análisis estadístico

Para determinar la posible existencia de diferencias significativas entre los sistemas de tratamiento estudiados (humedales sin plantas, con plantas y con plantas más HSF), se realizó un análisis de varianza ANOVA, tanto para los humedales artificiales con agua de control, como para los de agua residual. Posteriormente, se realizó una prueba Tuckey para determinar entre cuáles de los sistemas de tratamiento existía dicha diferencia.

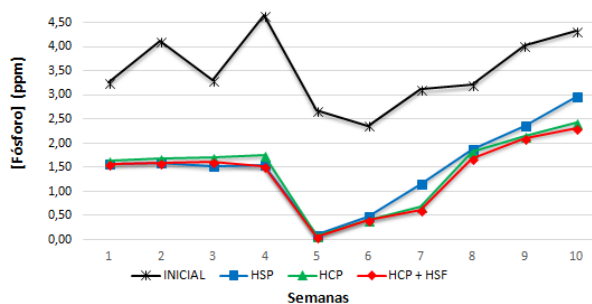
Por último, se realizó una prueba *t* de Student y una prueba *F* para establecer la existencia de diferencias significativas entre los promedios y las desviaciones estándar de los resultados obtenidos en el estudio de cada uno de los sistemas de humedales evaluados con agua de control y con agua residual. Para todo lo anterior se trabajó con una significación del 95%.

III. ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS

A. Remoción de fósforo a través de los humedales artificiales

El estudio de los sistemas de tratamiento de aguas residuales domésticas mediante humedales artificiales presentó una remoción significativa de fósforo durante el periodo de estudio. La Figura 5 muestra la evolución de este nutriente durante diez semanas de investigación. Se observa que en las primeras cuatro semanas se alcanzó una eficiencia de remoción del 66.81%, 62.28% y 67.67%, para humedales sin planta, con solo planta y con planta más HSF, respectivamente.

Figura 5. Concentraciones de fósforo por semanas en humedales con agua residual



En la quinta semana los sistemas de tratamiento presentaron los mejores resultados de remoción de fósforo, la concentración del agua de entrada (agua sin tratar) disminuyó hasta 2.67 ppm y se alcanzaron remociones de 96.63%, 97.38% y 98.13% (humedales sin planta, con planta y planta más HSF, respectivamente). Sin

embargo, a partir de la sexta semana se incrementó la concentración inicial del fósforo, disminuyendo así la eficiencia de los sistemas. Esto indica que, a medida que aumenta la concentración inicial de fósforo del agua residual que entra en los humedales, es necesario garantizar un mayor tiempo de retención para alcanzar valores máximos de eficiencia de remoción.

Las concentraciones de fósforo soluble en el suelo son muy bajas, aproximadamente 1 ppm, es decir que el consumo de fósforo por la planta es insignificante (valores de alrededor del 3%), comparado con los efectos de absorción del suelo. Esto se demostró durante el periodo de estudio, ya que estadísticamente no hubo una diferencia significativa entre los humedales sin y con plantas (Meléndez & Molina, 2002).

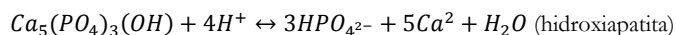
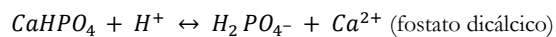
En la Figura 5 se puede apreciar que el hongo solubilizador de fósforo [HSF] del género *Penicillium*, inoculado en los diferentes sistemas de tratamiento, mejoró ligeramente la eficiencia de remoción del fósforo, se esperaba que el hongo favoreciera la disponibilidad de este nutriente para las plantas, pasándolo de una forma compleja a una más simple, debido a que este microorganismo posee enzimas fosfatasas que se encargan de verificar reacciones de hidrólisis, a partir de polímeros para la obtención de monómeros, captando el fósforo orgánico que se encuentra en el medio. En su proceso enzimático se rompe el enlace éster que forma el ion fosfato al unirse con el carbono, lo que permite la liberación del fósforo a la solución del suelo (Reacción 1).

Reacción 1. Liberación de fosfato a la solución del suelo por el rompimiento del enlace éster



Adicionalmente, este microorganismo en su proceso metabólico produce ácidos orgánicos de bajo peso molecular como: ácido cítrico, oxálico, succínico, láctico, acético, isobutírico, a partir de la descomposición de la materia orgánica, lo que permite la solubilización del fósforo inorgánico (ver Reacción 2) (Pérez, De la Ossa, & Montes, 2012; Hernández-Leal, Carrión, & Heredia, 2011; Pineda, 2014).

Reacción 2. Mecanismo de solubilización del fósforo a partir de compuestos inorgánicos



Según los resultados obtenidos durante el periodo de estudio, se obtuvo una disminución significativa de la concentración inicial de fósforo bajo cada uno de los sistemas de tratamiento empleados, aunque los humedales con planta, específicamente los que poseían HSF, presentaron una mejor remoción de este nutriente. Sin embargo, el análisis estadístico ANOVA, indicó que no existen diferencias significativas entre los tres sistemas establecidos con agua residual, para ocho de las diez semanas, lo que comprueba que, tanto la planta, como el HSF, no realizan una gran remoción de fósforo en el agua residual, es decir que la mayor influencia proviene de la matriz del sustrato. Sólo en dos de las diez semanas de tratamiento se presentaron diferencias significativas de los humedales sin planta frente a los otros dos sistemas según la prueba estadística Tuckey.

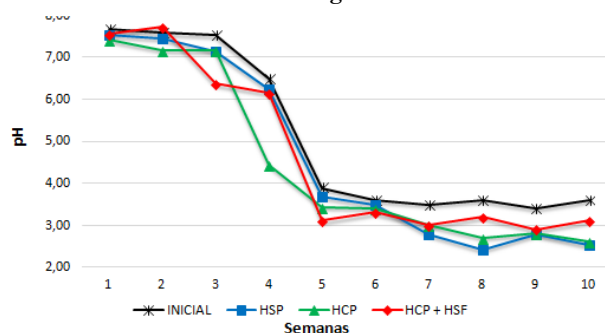
Por otra parte, mediante la prueba estadística t , se comparó el agua de control (potable) con el agua residual que se trató a través de los diferentes tipos de tratamiento, lo que permitió establecer que existen diferencias significativas entre los tres sistemas estudiados, es decir, que ninguno de los sistemas planteados permitió remover el fósforo hasta valores iguales a los del agua potable (agua del grifo); las mayores diferencias se presentaron entre los sistemas de humedales sin planta (ocho de las diez semanas estudiadas), ya que en los otros dos sistemas, existieron diferencias, pero la brecha diferencial fue muy pequeña, entre una y dos unidades del valor crítico de t frente a los valores calculados.

B. Comportamiento del pH durante el proceso de fitorremediación

El pH es un factor muy importante en los procesos de tratamiento biológico, por lo tanto, su seguimiento fue de gran relevancia. En el Figura 6, se observa la evolución del pH durante las diez semanas de estudio; se puede apreciar que durante las cuatro primeras semanas el agua residual de entrada (sin tratar) tenía pH relativamente neutro (6 - 7.5), pero que con el transcurso del tiempo este valor descendió progresivamente, hasta alcanzar valores menores e iguales a 4. Este cambio en el pH puede haber sido ocasionado por las actividades domésticas realizadas durante ese periodo, es decir, como consecuencia de un

mayor vertimiento de sustancias con alta demanda de iones hidrógeno (H^+).

Figura 6. Comportamiento del pH por semanas en humedales con agua residual



Los tres tipos de sistemas utilizados para el tratamiento del agua residual disminuyeron el pH del agua de entrada, debido a los diferentes procesos que llevan a cabo los microorganismos que se encuentran en la biomasa como producto de su actividad microbiana (e.g., la nitrificación).

En algunas semanas los puntos de acidez eran más intensos en los sistemas de humedales con HSF, lo que explica su actividad solubilizadora de fósforo y la secreción de mayor cantidad de ácidos orgánicos como producto de su mecanismo de acción (Montoya & Ramírez, 2010).

Al establecer cuál de los sistemas estudiados proporcionó las mejores condiciones de tratamiento, el análisis estadístico ANOVA indicó que en ocho de las diez semanas estudiadas no hubo diferencias significativas entre los tres tipos de sistemas de tratamiento para el agua residual. Solo se presentaron diferencias entre los humedales con planta sin y con HSF, atribuidas a la actividad bioquímica del hongo.

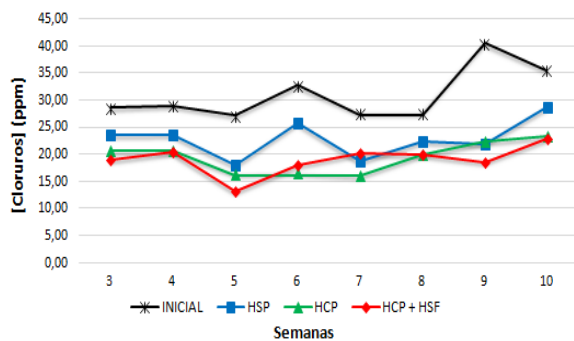
Cuando se comparó el agua de control con el agua residual tratada, mediante la prueba estadística t , se pudo observar que el pH promedio de las aguas de control es muy diferente al de las residuales tratadas en los tres sistemas; esta diferencia radica en las condiciones en las cuales ingresa el agua a los sistemas de tratamiento, es decir, el agua de control ingresa a los diferentes sistemas con un pH relativamente neutro, mientras que el agua residual lo hace a pH ácido (≤ 4).

C. Determinación de cloruros

El agua residual que se trató en el presente trabajo de investigación tenía un bajo contenido de iones cloruros, el cual osciló entre 30 y 40 ppm. La presencia de estos iones

en dicha agua está asociada principalmente a las actividades domésticas realizadas en las cocinas de los hogares, ya que el cloruro de sodio (NaCl) –muy común en la dieta humana– pasa inalterado a través del sistema digestivo y se excreta mediante la vía urinaria. Sin embargo, una vez que esta agua pasa por los diferentes sistemas de tratamiento, se logra reducir estas concentraciones hasta valores inferiores a los 20 ppm (ver Figura 7). Las mejores remociones se presentaron en los sistemas de humedales con plantas, lo se atribuye al trabajo que realizan las raíces de las macrófitas –en las que se alojan los diferentes microorganismos–, que aumenta la utilidad de estos iones en los diferentes procesos metabólicos (García, 2012).

Figura 7. Concentraciones de cloruros por semanas en humedales con agua residuales



Al comparar el agua de control con el agua residual de los diferentes sistemas de tratamiento, mediante la prueba estadística *t*, se pudo apreciar que el agua residual proveniente de los sistemas de tratamiento con plantas, no presentan diferencias significativas con el agua de control, es decir, que estos sistemas ofrecen las mejores condiciones para la remoción de iones cloruros, lo que permite que estas aguas puedan ser reutilizadas en actividades agrícolas, ya que no presentan ningún riesgo para la calidad del suelo.

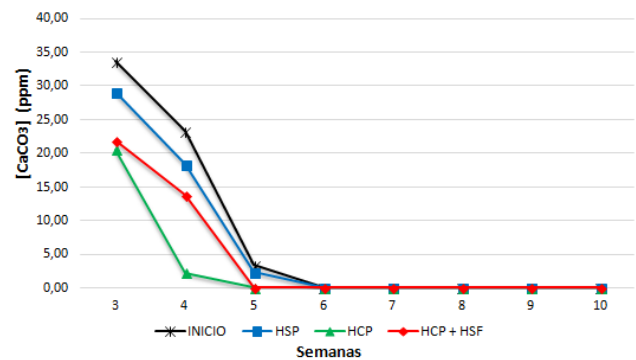
D. Determinación de alcalinidad

El agua residual que se trató, presentó una alcalinidad muy reducida, con valores inferiores a 34 ppm, además, solo se presentó en las tres primeras semanas de tratamiento, lo cual es atribuido, principalmente, al bicarbonato de calcio (ver Figura 8).

La presencia del carbonato de calcio en dichas aguas se origina por el desgaste y la disolución de las rocas que contienen carbonatos tales como la piedra caliza. La disolución de las piedras caliza es promovida por la

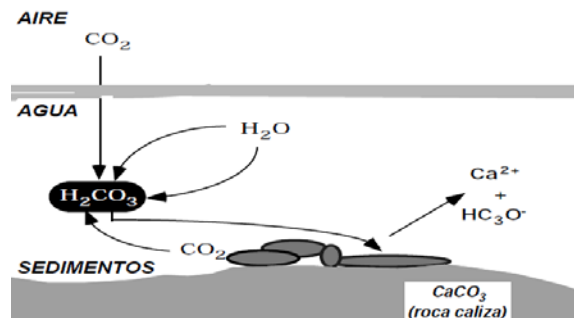
presencia de CO₂ disuelto en el agua (CO₂ atmosférico o CO₂ generado en sedimentos ricos en materia orgánica).

Figura 8. Concentración de alcalinidad por semanas en humedales con agua residual



El CO₂ reacciona con el agua para generar pequeñas cantidades de ácido carbónico; además, el proceso de nitrificación aumenta la concentración de este ácido mediante la transformación del carbonato en ácido carbónico, como resultado se obtiene una reducción de la alcalinidad. Este ácido, al entrar en contacto con la roca caliza, genera una disociación y posterior liberación de ion calcio aumentando la conductividad (ver Figura 9).

Figura 9. Origen del carbonato de calcio en el agua



No obstante, la alcalinidad es el principal amortiguador del agua y sirve como fuente de reserva para la fotosíntesis; por ende, entre más alta la alcalinidad, mayor la producción vegetal, debido a que la disponibilidad de carbono es mayor en aguas alcalinas y porque las rocas sedimentarias a menudo contienen concentraciones relativamente altas de nitrógeno y fósforo. Los sistemas de tratamiento de humedales con plantas registraron menores valores de alcalinidad que los demás, ya que la planta utilizó los compuestos carbonatados (aportantes de alcalinidad), para su crecimiento.

Adicionalmente, la baja concentración de alcalinidad reduce la capacidad amortiguadora de las aguas y, en

consecuencia aumenta la susceptibilidad al cambio de pH. Por eso, a partir de la tercera semana de tratamiento, la alcalinidad fue nula, es decir, desapareció la presencia de compuestos alcalinos y aumentó la presencia del ion hidrogeno (H^+), reduciendo el pH a valores por debajo de 4 (aumento de acidez), como resultado de las diferentes actividades domésticas realizadas durante ese periodo (Pérez & Torres, 2008).

El análisis estadístico ANOVA indicó que no existen diferencias significativas entre los tres sistemas de tratamiento para el agua residual, pero la prueba estadística t , permitió establecer una gran diferencia entre los tres sistemas de tratamiento con agua de control y agua residual. Estas diferencias radicaron principalmente en el contenido de ion hidrogeno (H^+), el cual fue mayor en el agua residual.

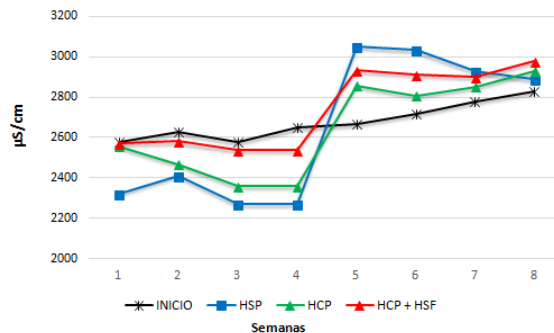
E. Determinación de conductividad

La conductividad en el agua residual se encuentra principalmente determinada por la geología del área por la cual fluye el agua, es decir, depende de la cuenca de origen.

El agua residual que se trató en el presente estudio, fluye a través de una vieja fuente de extracción minera, por lo cual presentó valores elevados de conductividad (promedio de 2680 $\mu S/cm$) debido a la gran cantidad de minerales disueltos.

En la Figura 9 se puede observar que durante las cuatro primeras semanas, la conductividad disminuyó para los tres tipos de tratamiento para el agua residual, pero con diferencias significativas para los valores entre los sistemas de humedales sin planta y los que tienen planta más HSF. Esto se debe a que los humedales con HSF poseen una mayor cantidad de ion hidrogeno, producto de la actividad acidificante que ejercen estos microorganismos durante su metabolismo. Igualmente se pudo establecer que el ion hidrogeno H^+ es mejor conductor que otros iones, tales como el ion sodio Na^+ ; en este caso, los dos iones tienen la misma carga ($+$), pero el protón (H^+) es mucho más ligero ($H^+ = 1 \text{ gr/mol}$, $Na^+ = 23 \text{ gr/mol}$), lo que le proporciona un desplazamiento mucho más rápido que el ion sodio, es decir que, a mayor presencia de H^+ (acidez), mayor conductividad. Esto último se evidencia después de la cuarta semana de estudio, donde el pH decrece progresivamente (ver Figuras 6 y 10), lo que permite establecer que la conductividad es directamente proporcional a la concentración del ion hidrogeno.

Figura 10. Conductividad por semanas en humedales con agua residual



No obstante, a partir de la cuarta semana se observa un comportamiento opuesto al anterior, donde los sistemas de HSP presentan una conductividad más alta que el resto de los sistemas de tratamiento; esto se debe al aumento de la degradación de la materia orgánica, durante este periodo, que genera la mineralización de los sistemas. Este aumento de minerales incrementa la conductividad, sin embargo, los sistemas de HCP absorben estos minerales para el crecimiento vegetal, logrando reducir así los valores de conductividad, lo cual no ocurre en los sistemas de HSP (Ruíz & Garces, 2009).

Por último, a través de la prueba estadística t , fue posible establecer la existencia de diferencias significativas entre el agua residual tratada por los diferentes sistemas y el agua de control, originada en la mayor concentración de sales y minerales disueltos del agua residual.

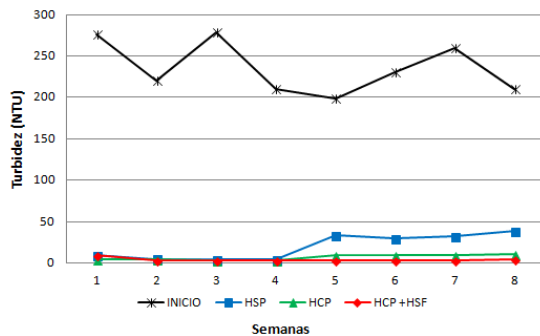
F. Determinación de turbidez

La turbidez generada en estas aguas residuales domésticas se debe principalmente a la presencia de microorganismos patógenos, provenientes de las descargas sanitarias que realiza el hombre; a minerales y partículas orgánicas húmicas, provenientes de la descomposición de restos vegetales; y a partículas filamentosas.

La turbidez del agua residual sin tratamiento presentó valores elevados (alrededor de 220 NTU), un valor que se logró reducir significativamente cuando el agua residual pasó por los diferentes sistemas de tratamiento. Se lograron remociones del 98.48%, 98.80% y 99.03%, respectivamente, para los humedales sin planta, con planta y con planta más HSF. Este último obtuvo un resultado excelente, ya que se redujo hasta por debajo de 5 NTU, lo que permite realizar con eficiencia un posible proceso de desinfección—los valores elevados de turbidez ($> 5 \text{ NTU}$) protegen a los microorganismos de la desinfección—.

En la Figura 11 se puede observar que en los sistemas de tratamiento sin planta los valores de turbidez son muchos más altos que el de los sistemas con planta y HSF. Esto ocurre porque los humedales sin plantas, a pesar de tener un lecho filtrante como la bioma, no pueden retener las partículas de menor tamaño (sustancias coloidales), mientras que los sistemas de tratamiento con plantas, además de la biomasa, cuentan con un sistema radicular que permite la adición de partículas de menor tamaño. Adicionalmente, los sistemas con HSF, mediante su metabolismo, secretan ácidos orgánicos que permiten disociar gran cantidad de partículas en suspensión, lo cual reduce aún más la cantidad de material disuelto en dichas aguas (Castaño, 2011).

Figura 11. Turbidez / semana en humedales con agua residual



Al comparar el agua residual con el agua de control, mediante la prueba estadística *t*, se pudo apreciar que los sistemas con HSF no presentaron diferencias significativas con el agua de control, es decir que este sistema permite obtener agua de calidad (en cuanto a este parámetro).

Figura 12. Apariencia física del agua residual tratada mediante el sistema de humedal con planta



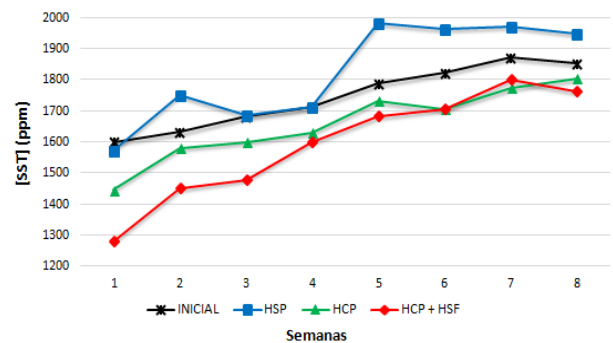
Como se puede apreciar en la Figura 12: la apariencia del agua residual sin tratar fue oscura y presentó una gran cantidad de partículas en suspensión; el agua residual, una

vez pasó por los diferentes sistemas de tratamiento, como el de los humedales con plantas, logró reducir dicha apariencia hasta el punto de igualarse al agua potable.

G. Determinación de sólidos suspendidos totales (SST)

Como se puede observar en la Figura 13, las aguas residuales domésticas tratadas se constituyeron de altos niveles de Sólidos Suspendidos Totales [SST], desde antes y después del tratamiento (valores alrededor de 1800 ppm).

Figura 13. Concentración de SST por semanas en humedales con agua residual



Los sistemas de tratamiento no lograron una disminución significativa durante el periodo de estudio. El análisis estadístico de la prueba *t*, indicó que durante las cuatro primeras semanas no hubo diferencias significativas entre el agua de control y el agua residual tratada en los tres tipos de sistemas de tratamiento, es decir que el agua residual tratada tenía concentraciones de SST casi iguales al agua de control (agua potable), lo que indica que el valor elevado que presenta el efluente de salida se debe a un posible lavado del sustrato, es decir, que los procesos de floculación natural y posterior precipitación de la partículas en suspensión se realiza de forma eficiente; por lo tanto, sería necesario realizar un estudio más prolongado, que permita determinar en qué momento se estabiliza el sistema en cuanto a este parámetro, debido a que a partir de la séptima y octava semana se observa un descenso de la concentración de SST.

Sin embargo, los sistemas de HSP presentan los valores más elevados de SST y los sistemas de humedales con plantas más HSF los más bajos; esto se debe a lo mencionado al reportar acerca de turbidez, por ende, al aplicar la prueba estadística Tuckey fue posible establecer diferencias significativas entre los sistemas de humedales sin plantas y aquellos con plantas y HSF, para las tres primeras semanas de tratamiento.

H. Determinación de la demanda química de oxígeno (DQO)

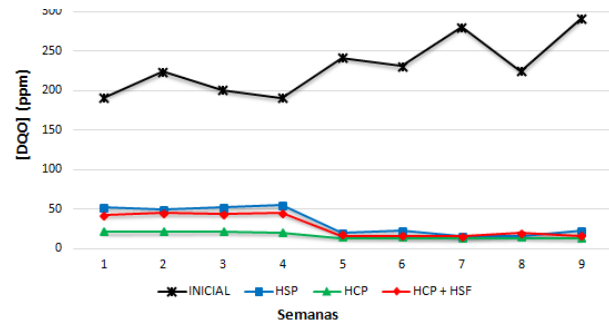
Las aguas residuales domésticas que se trataron, entraron a los diferentes sistemas con concentraciones relativamente altas de materia orgánica (300 ppm), con un comportamiento ascendente, es decir que, posiblemente con el tiempo, pueden exceder los valores límite (400 ppm) establecidos por el Decreto 3930 de octubre de 2010. No obstante, una vez que estas aguas pasaron por los diferentes tipos de sistemas de tratamiento, se logró disminuir sus concentraciones, alcanzando eficiencias de remoción de hasta el 92.43% para los humedales sin planta, el 95.5% para los que tienen solo planta, y del 94.15% para los que tienen planta más HSF. Además, la remoción mejoró con el transcurso del tiempo, gracias a que los sistemas alcanzaron mayor estabilidad.

En la Figura 14 es posible apreciar mejores remociones en los sistemas de humedales con plantas, debido al efecto que ejercen sus raíces, que permite el adecuado suministro de oxígeno a partir de la atmósfera. Este aporte de oxígeno por parte de las raíces es muy importante debido a que los microorganismos aeróbicos necesitan oxígeno como aceptor de electrones disueltos, lo que permite degradar o transformar aeróbicamente la materia orgánica presente en el agua residual; por el contrario, los microorganismos anaeróbicos, que también son importantes en la degradación de la materia orgánica, usan compuestos diferentes al oxígeno como aceptores de electrones –como nitratos o sulfatos–, pero estas reacciones son menos eficientes que las que ofrecen los ambientes aeróbicos, lo que indica con claridad la gran importancia de la disponibilidad de oxígeno en los procesos de degradación de la materia orgánica (Romero, Cruz, Sánchez, & Hernández, 2009).

Por otra parte, el análisis estadístico ANOVA permitió establecer la existencia de diferencias significativas entre los diferentes sistemas de tratamiento planteados en el estudio, diferencias que corresponden a los sistemas de humedales sin plantas, frente a los de humedales con plantas, diferencias que se explican con el aporte de oxígeno que ejercen las raíces de las plantas. Sin embargo, la Figura 14 permite apreciar que los sistemas sin plantas también realizaron una remoción significativa de DQO (remoción del 92.43%), lo que comprueba que la absorción de materia orgánica que ejercen las plantas es insignificante comparado con la degradación biológica. Por lo tanto, la combinación de plantas, microorganismos y sustratos, proporcionan estabilidad a los sistemas y una depuración

más eficiente. Lo anterior se ve reflejado en la aplicación de la prueba estadística *t*, la que indica que los sistemas de humedales con plantas proporcionan las mismas concentraciones de DQO que el agua de control (agua potable); por ende, mediante estos sistemas de tratamiento se obtuvo agua de excelente calidad para este parámetro.

Figura 14. Concentraciones de DQO por semanas en humedales con agua residual



I. Determinación de la demanda bioquímica de oxígeno

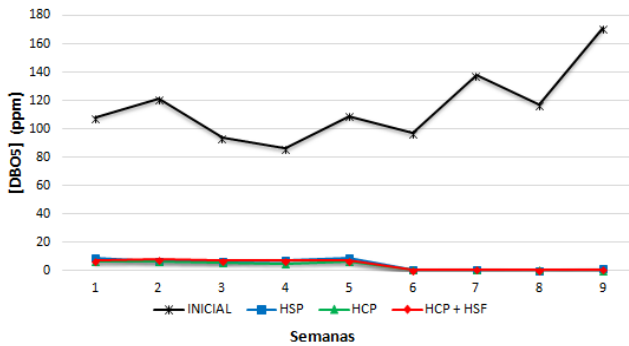
La concentración de la Demanda Bioquímica de Oxígeno [DBO₅], al igual que la DQO, ingresa a los sistemas de tratamiento con concentraciones elevadas de materia orgánica y un comportamiento ascendente (170 ppm), cercano a la normatividad que establece un valor máximo de 200 ppm. Las bajas velocidades que se generan en los humedales de flujo subsuperficial permiten disminuir rápidamente la materia orgánica, desde la entrada a los sistemas, con bajos tiempo de retención.

En esta investigación, con el fin de mejorar la eficiencia de la remoción, se trabajó con un tiempo de retención de cuatro días, lo que permitió reducir la concentración de materia orgánica bioquímicamente degradable hasta valores inferiores a 1 ppm, con eficiencias de remoción hasta del 98.55 % para los humedales sin planta, el 99.67 % para los que tienen solo planta y el 99.55 % para los que tienen planta más HSF. Estos elevados porcentajes de remoción se deben principalmente al trabajo que realizan los microorganismos presentes en el sustrato (Romero et al., 2009).

Mediante los análisis realizados en el estudio, se puede visualizar que los valores de concentración de DQO fueron mayores que los de DBO₅, debido a que existe un mayor número de compuestos cuya oxidación tiene lugar por medio de la vía química, frente a los que se oxidan por la vía biológica. También se pudo establecer que los tipos de sistemas de humedales con plantas presentaron los mejores resultados en la remoción de DBO₅. La aplicación

de la prueba estadística *t* indica que no existen diferencias significativas entre los valores promedios de DBO₅ del agua residual tratada mediante este sistema y el agua de control (agua potable), por consiguiente, este sistema fue el más adecuado para obtener agua de calidad, ya que el agua potable maneja concentraciones de DBO₅ de 0.75 a 1.5 ppm y el agua tratada mediante este sistema presentó concentraciones que se ajustan a este límite (ver Figura 15).

Figura 15. Concentraciones de DBO₅ por semanas en humedales con agua residual

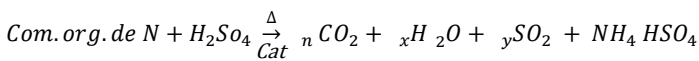


J. Determinación de nitrógeno total

El 60% del nitrógeno presente en estas aguas residuales domésticas corresponde a nitrógeno orgánico, proveniente de las heces fecales y la orina que el ser humano deposita en estos efluentes, que representan una presencia de importantes de compuestos nitrogenados como la urea.

El método Kjeldahl, empleado en el estudio (ver Reacción 3), permitió determinar el nitrógeno total del agua residual; el nitrógeno orgánico representa a los compuestos de nitrógeno que son transformados en amonio durante el proceso de digestión, mas no incluye el amoniaco libre que puede tener la muestra.

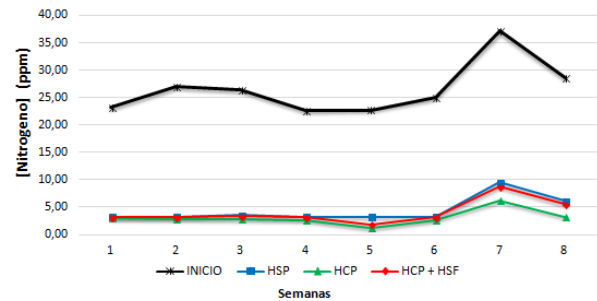
Reacción 3. Producción de amonio mediante la digestión Kjeldahl



Con base en lo anterior se estableció que las aguas residuales domésticas poseen altas cargas de nitrógeno orgánico, lo que se puede evidenciar en la Figura 16, donde se observa que el agua residual de entrada (agua sin tratamiento), presentó concentraciones de N_{total} con valores cercanos a 40 ppm; no obstante, esta concentración se logró reducir hasta valores inferiores de 10 ppm, presentando eficiencias de remoción hasta del

87.26% para los humedales sin planta, del 94.73% para los que tienen solo planta y del 91.80% para los que tienen planta más HSF.

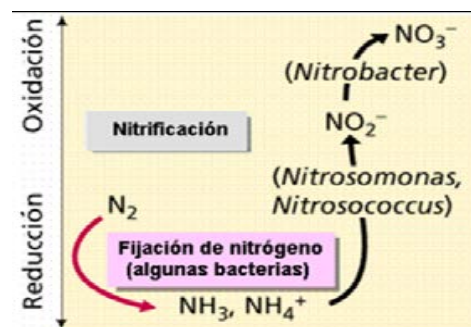
Figura 16. Concentraciones de Nitrógeno por semanas en humedales con agua residual



Adicionalmente, la remoción de nitrógeno se realizó por dos vías: nitrificación y desnitrificación, pero la etapa predominante es la nitrificación; en dicho proceso, el ion amonio es oxidado a nitrito y posteriormente estos son oxidados a nitratos por bacterias nitrificantes, como la de los géneros nitrosomas y nitrobacter (Figura 17). La nitrificación ocurre bajo condiciones aeróbicas, utilizando como aceptor final de electrones al oxígeno; por ende, esta reacción está condicionada por la cantidad de oxígeno en el humedal, es decir, depende de la eficiencia con la cual las plantas pueden transferir el oxígeno desde la atmósfera.

Para que ocurra la remoción del nitrógeno en forma de compuestos gaseosos es necesario que ocurra primero la nitrificación y luego la desnitrificación; por lo tanto, hay que propiciar condiciones, tanto aeróbicas, como anaeróbicas en los sistemas. Por esta razón, los humedales de flujo sub-superficial proporcionan gran eficiencia en la remoción de este nutriente.

Figura 17. Proceso de nitrificación mediante bacterias fijadoras de nitrógeno en el suelo



La eficiencia de remoción encontrada conduce a establecer que la vía de remoción de este nutriente es la microbiológica y no la de absorción por la planta, ya que la

planta permite remover solo el 10% del nitrógeno contenido en el medio; sin embargo, se pudo apreciar que los sistemas con plantas presentaron mejores remociones que los sistemas que no tienen plantas, esto se debe al trabajo que realizan las plantas durante la transferencia de oxígeno atmosférico por medio de sus raíces, que favorece la creación de condiciones aeróbicas en las cuales los microorganismos llevan a cabo muchos de sus mecanismos de remoción de nitrógeno.

Adicionalmente, se puede observar que los sistemas de humedales con HSF presentaron mejores remociones que los sistemas sin plantas, pero es menor su eficiencia frente a los sistemas de solo plantas; este fenómeno se debe a que en estos sistemas, a pesar de contar con plantas que le proporcionan las condiciones aeróbicas, los HSF acidifican el medio favoreciendo el crecimiento de hongos por encima de las bacterias nitrificantes, disminuyendo la eficiencia del sistema. Además, como se aprecia en la Figura 16, en las dos últimas semanas se evidenció un aumento en la concentración de N_{total} en los tres tipos de sistemas de tratamiento, lo que se atribuyó al aumento de la concentración de N_{Total} en el agua de entrada (Rodríguez, 2005; Espinosa, Hernández, & Rodríguez, 2013).

Por último, se logró establecer, mediante la prueba estadística *t*, que los sistemas de humedales con plantas presentaron la mejores remociones de este nutriente, indicando que los valores promedios del agua residual tratada por estos sistemas no presentaron diferencias significativas con el agua de control (agua potable) en siete de las ocho semanas estudiadas, lo que corresponde a un balance excelente.

K. Remoción de metales pesados

Al aplicar el método de absorción atómica directa en llama con aire-acetileno para los metales Cu, Ni, Zn, Cd y Pb para las aguas residuales domésticas, se obtuvo que las concentraciones en ppm para el Cu, Ni y Zn, fueron detectables (estaban por debajo de los valores límites permisivos por el decreto 3930 de octubre del 2010). No obstante, las concentraciones de los metales Cd y Pb no fueron detectables por este método (ver Tabla 2).

Por otro lado, después de hacer pasar el agua residual por los diferentes tipos de sistemas de tratamiento, fue posible obtener concentraciones no detectables para los metales Cu, Ni y Zn, lo que indica una remoción de estos

metales a través de los humedales. Sin embargo, no se pudo determinar la magnitud de dicha remoción. Para conocer sus valores de concentración, se recomienda aplicar una técnica de mayor sensibilidad, como el horno de grafito.

Tabla 2. Concentración de metales pesados en las aguas residuales domésticas antes y después de su tratamiento

Metales	Caracterización del A.R*	
	Antes	Después
Cobre (Cu)	0,005	ND
Níquel (Ni)	0,217	ND
Zinc (Zn)	0,795	ND
Cadmio (Cd)	ND	ND
Plomo (Pb)	ND	ND

* Valores promedios de concentración en ppm

IV. CONCLUSIONES

Los humedales artificiales de flujo subsuperficial utilizando la planta *Stipa ichu* fueron eficientes en el tratamiento de aguas residuales domésticas, y permitieron obtener efluentes aptos para ser vertidos en cualquier punto receptor.

El efecto de la planta *Stipa ichu* fue importante, ya que estadísticamente se establecieron diferencias significativas entre los humedales con y sin ella. Para estos sistemas fue posible alcanzar excelentes niveles de remoción, superiores a 99.50%, en la mayoría de los parámetros evaluados en el estudio, tales como cloruros, demanda biológica de oxígeno, demanda química de oxígeno y nitrógeno.

La fácil adaptabilidad y rápido crecimiento de esta planta permite transformar la mayor cantidad de contaminantes para su desarrollo, lo que permite su descontaminación; además, esta planta posee raíces frondosas, de gran expansión, que forman un sistema filtrante de gran densidad y eficiencia, lo que facilita la absorción de gran cantidad de agua, es decir, permite tratar grandes volúmenes de agua residual, en poco tiempo.

El HSF no presentó un efecto significativo en la remoción de fósforo, ya que estadísticamente no se observó una diferencia significativa entre este sistema y los otros tipos de sistemas de tratamiento.

Los sistemas de tratamiento con HSF presentaron los mejores resultados en la remoción de parámetros como la turbidez y los sólidos suspendidos totales. Esto se debe al poder acidificante que ejercen estos microorganismos, que permite disociar gran cantidad de partículas en suspensión

y reducir significativamente estas concentraciones.

Mediante los diferentes tipos de sistemas de tratamiento para agua residual doméstica se evidenció la remoción de la concentración inicial de metales pesados como el Cu, Ni y Zn, pero no se logró establecer en qué concentración se da dicha remoción. Para ello, se recomienda aplicar una técnica de mayor sensibilidad como el horno de grafito.

V. REFERENCIAS

- American Public Health Association [APHA]. (1998). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. Washington DC, APHA.
- Castaño, D. (2011). Análisis de la influencia de dos materias primas coagulantes en el aluminio residual del agua tratada [tesis]. Universidad Tecnológica de Pereira. Colombia.
- Decreto 3930 de 2010. (2010, octubre 25). *Diario Oficial No. 47837*. Bogotá, Colombia: Imprenta Nacional.
- Espinosa, M., Hernández, Y., & Rodríguez, X. (2013). Problemática de la determinación de especies nitrogenadas (nitrógeno total y amoniacal) en aguas residuales. *Revista CENIC Ciencias Químicas*, 44, 1-12.
- García, Z. (2012). Comparación y evaluación de tres plantas acuáticas para determinar la eficiencia de remoción de nutrientes en el tratamiento de aguas residuales domésticas [tesina]. Universidad Nacional de Ingeniería: Lima, Perú.
- Hernández-Leal, T. I., Carrión, G., & Heredia, G. (2011). Solubilización in vitro de fosfatos por una cepa de *Paecilomyces lilacinus* (Thom) Samson. *Agrociencia*, 45(8), 881-892.
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia [IDEAM]. (2012, julio 12). *Resolución No. 1419*.
- Marín, J. & Correa, J.C. (2010). *Evaluación de la remoción de contaminantes en aguas residuales en humedales artificiales utilizando la guadua Angustifolia Kunth* [tesis]. Recuperado de: <http://repositorio.utp.edu.co/dspace/bitstream/11059/1801/1/6283M337.pdf><http://repositorio.utp.edu.co/dspace/bitstream/11059/1801/1/6283M337.pdf>
- Meléndez, G. & Molina, E. (2002). *Fertilización foliar: principios y aplicaciones* [Memoria]. San Pedro de Montes de Oca, Costa Rica: UCR.
- Montoya, J. & Ramírez, J. (2010). *Evaluación de la remoción de contaminantes en aguas residuales en humedales artificiales utilizando la Guadua angustifolia Kunth* [tesis]. Universidad de Tecnológica de Pereira: Colombia.
- Pérez, A. & Torres, P. (2008). Índices de alcalinidad para el control del tratamiento anaeróbico de aguas residuales fácilmente acidificable. *Ingeniería y Competitividad*, 10(2), 41-52.
- Pérez, A., de la Ossa, V. J., & Montes, V. D. (2012). Hongos solubilizadores de fosfatos en fincas ganaderas del departamento de Sucre. *Revista Colombiana de Ciencia Animal*, 4(1), 35-45.
- Pineda, M. (2014). La solubilización de fósforos como estrategia microbiana para promover el crecimiento vegetal. *Microbiología*

del suelo, 15(1), 101-113

- Rodríguez, M. (2005). *Establecimiento de una metodología analítica para la determinación de nitratos en agua superficial y lluvia y de nitrógeno orgánico en agua superficial por el método de electrodo de ion selectivo* [tesis]. Universidad Nacional de Colombia: Bogotá.
- Romero, M., Cruz, A., Sánchez, E., & Hernández, L. (2009). Tratamiento de aguas residuales por un sistema piloto de humedales artificiales: evaluación de la remoción de la materia orgánica. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 25(3), 157-167.
- Ruíz, Á. & Garcés, F. (2009). Influencia de la conductividad eléctrica en la electrocoagulación de aguas residuales de la industria láctea. *Producción + Limpia*, 4(2), 54-64.

CURRÍCULOS

Daniel Hernández. Químico, egresado de la Universidad Santiago de Cali, miembro del Centro de Investigación en Ciencias Básicas, Ambientales y Desarrollo Tecnológico (CICBA) y del Grupo de Investigación en Electroquímica y Medio Ambiente (GIEMA).

Niver Ramos. Químico, egresado de la Universidad Santiago de Cali, miembro del Centro de Investigación en Ciencias Básicas, Ambientales y Desarrollo Tecnológico (CICBA) y del Grupo de Investigación en Electroquímica y Medio Ambiente (GIEMA).

Jorge Castillo. Licenciado en Química de la Universidad Distrital Francisco José de Caldas (1994), Químico Farmaceuta de la Universidad Nacional (1997), Especialista en Química (2003) y Máster en Química (2007) de la Universidad del Valle. Actualmente es docente de la Universidad Santiago de Cali y de la Universidad del Valle.

Julieth Orduña Ortega. Química de la Universidad del Valle, con Maestría en Química de la Universidad del Valle, con doce años de experiencia docente a nivel superior (Universidad Autónoma de Occidente, Universidad del Valle y Universidad Santiago de Cali). Es parte del equipo de investigadores del Centro de Investigación en Ciencias Básicas, Ambientales y Desarrollo Tecnológico (CICBA) y del Grupo de Investigación en Electroquímica y Medio Ambiente (GIEMA), y Decano de la Facultad de Ciencias Básicas de la Universidad Santiago de Cali.