

ANALYSIS OF THE EFFECTIVENESS OF PLASTIC CAPS AS A FILTER BED IN WASTEWATER WETLANDS

ANÁLISIS DE LA EFICACIA DE TAPAS PLÁSTICAS COMO LECHO FILTRANTE EN HUMEDALES PARA AGUAS RESIDUALES

Gutiérrez de Piñeres, J. A.¹; Orozco, J. E.²; Mejía, W. A.³; Briceño, A. F.⁴

¹Ms. Jairo Alfonso Gutiérrez de Piñeres Rocha. Profesor de Planta Categorizado, Programa de Ingeniería Civil, Facultad de Ingenierías y Ciencias Básicas, Fundación Universitaria del Área Andina, e-mail: jgutierrez52@areandina.edu.co. ORCID. 0000-0001-8331-4627.

²Ms. D. Javier Enrique Orozco Ospino. Profesor de Planta Categorizado, Programa de Ingeniería Civil, Facultad de Ingenierías y Ciencias Básicas, Fundación Universitaria del Área Andina, e-mail: jaorozco@areandina.edu.co. ORCID. 0000-0002-4234-7630.

³Ms. William Alberto Mejía Orozco. Profesor de Planta Categorizado, Programa de Ingeniería Civil, Facultad de Ingenierías y Ciencias Básicas, Fundación Universitaria del Área Andina, e-mail: wmejia3@areandina.edu.co. ORCID. 0000-0003-3459-2641.

⁴Ms. Andrés Felipe Briceño Santiago, Magister en Ingeniería Ambiental, e-mail: abriceno5@estudiantes.areandina.edu.co

Entidad

Fundación Universitaria del Área Andina. Areandina, Cesar,
Colombia.

Tel: 6055897879, Fax: +57 (601) 7449191

E-mail: notificacionjudicial@areandina.edu.co

Recibido: 18/02/2022 / Aceptado: 04/06/2022

Resumen

Este artículo se enfoca en el análisis de la eficacia de las tapas plásticas como material de lecho filtrante alternativo en humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal para aguas residuales con baja carga orgánica producidos en un seminario de Valledupar, con el propósito de comparar su eficiencia con un humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal convencional de lecho de grava. En la parte experimental se diseñó un modelo hidráulico basado en un flujo con condiciones uniformes de tipo pistón con un tiempo de retención hidráulico para el lecho de tapas plásticas de 26,4 h, y el de gravas de 28,08 h. Asimismo, la porosidad de las tapas plásticas fue del 80%, y el de las gravas del 52,5%. Durante 8 semanas se observó un pH máximo de 7,91 y un mínimo de 7,166, valores que están dentro del rango para garantizar los procesos biológicos. En este tratamiento con sistemas de humedales se evidenció un descenso de las concentraciones obteniéndose para el lecho de las tapas plásticas un rango entre 47,8 y 147 mg/L con un promedio de 79,77 mg/L y para el lecho de grava un rango entre 40 y 108 mg/L con un promedio de 73,37 mg/L. El valor promedio de porcentaje en remoción de DQO del filtro de tapas plástica fue de 63,95% y para el filtro de grava fue de 64,02%. Se puede observar claramente que el comportamiento de la remoción de DQO para ambos tipos de lecho filtrante es muy similar, lo cual significa que las tapas plásticas pueden en algún momento reemplazar las gravas en un humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal.

Palabras clave

Lecho filtrante con tapas plásticas, lecho filtrante con gravas, humedales artificiales para aguas residuales, flujo sub-superficial horizontal.

Abstract

This article focuses on the analysis of the efficiency of plastic caps as an alternative filter bed material in horizontal subsurface flow artificial wetlands for wastewater with low organic load produced in a seminar in Valledupar, with the purpose of comparing its efficiency with a conventional horizontal subsurface flow artificial wetland with gravel bed. In the experimental part, a hydraulic model was designed based on a flow with uniform piston-type conditions with a hydraulic retention time for the plastic cap bed of 26.4 h, and the gravel bed of 28.08 h. Likewise, the porosity of the plastic lids was 80%, and that of the gravels was 52.5%. For 8 weeks, a maximum pH of 7.91 and a minimum of 7.166 were observed, values that are within the range to guarantee the biological processes. In this treatment with wetland systems, a decrease in concentrations was observed, obtaining a range between 47.8 and 147 mg/L with an average of 79.77 mg/L for the plastic cap bed and between 40 and 108 mg/L with an average of 73.37 mg/L for the gravel bed. The average COD removal percentage value for the plastic caps filter was 63.95% and for the gravel filter it was 64.02%. It can be clearly observed that the COD removal behavior for both types of filter beds is very similar, which means that plastic caps can at some point replace gravels in a horizontal subsurface flow artificial wetland.

Keywords: Filter bed with plastic caps, gravel filter bed, artificial wetlands for wastewater, horizontal subsurface flow.

1. INTRODUCCIÓN

La investigación se basó en el análisis de la eficacia de tapas plásticas como lecho

filtrante en humedales para aguas residuales, asumiendo este último término como todos los elementos desechados tras su ciclo de vida, y por lo general no

poseen valor económico al no procesarse. Se conforman de desechos provenientes de materiales usados en la fabricación y transformación de bienes de consumo (Ministerio de Comercio, Industria y Turismo, 2018; Rua *et al.*, 2018).

De igual manera, el decreto 0838 de 2005 lo define como cualquier objeto sólido producido del consumo o uso de un bien en actividades domésticas, industriales, comerciales o de servicios, abandonados o entregados y que son susceptibles a un tratamiento para incorporarlo de nuevo a su ciclo de vida con el fin de aumentarle su valor económico según el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (2005).

A partir de la generación de residuos sólidos, se ha evidenciado una serie de impactos ambientales, entendiéndose estos, como una alteración o modificación a la configuración ambiental lítica, biótica, abiótica y socioeconómica, que sea adverso o beneficioso, generado por una obra o actividad antrópica de acuerdo con el Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial (2010).

Los casos más comunes de modificación del medio ambiente desencadenado por los residuos sólidos se ven reflejado en la contaminación de variados cuerpos y espejos de agua, en la degradación de las propiedades del suelo, emisiones de CO₂ a la atmósfera, proliferación de vectores, entre otras (Montalvo *et al.*, 2018; Bermúdez *et al.*, 2020; Niño Rondón *et al.*, 2021).

Actualmente, a nivel mundial se está presentando un flagelo relacionado con el alto consumo de materiales fabricados con

plástico y como consecuencia de este, un aumento de enfermedades provenientes de la escasez de calidad del agua por la mala disposición de dichos residuos sólidos.

Según la ONU (2017) “alrededor de mil 800 millones de personas utilizan agua contaminada, lo que causa más de 842 mil muertes al año”.

Por parte de estudios estadísticos sobre los residuos plásticos, se obtiene que, según Plastics Europe (2018) “la producción mundial de plásticos en 2017 alcanzó los 348 millones de toneladas, un 3,8% más que en 2016”.

En este orden de ideas, las cifras mencionadas son muy relevantes y alarmantes, adicionando que, para el año 2050 existirá más residuos PET que poblaciones de peces en los océanos del mundo, a menos que, las personas tomen conciencia y disminuyan el uso de artículos producidos con plástico de acuerdo con la ONU (2017).

Es necesario cambiar el modelo actual de economía lineal, que se traduce en “tomar-hacer-consumir-desechar” y recurrir a un modelo circular, que se basa en tres principios fundamentales: reducir, reciclar y reutilizar, citando a López, Roca, & Gassó (2020).

De igual manera, Si el desperdicio y la contaminación del agua continúan, para el año 2025, mil 800 millones de personas vivirán en zonas de escasez de agua, según la ONU (2017).

En consecuencia, se diseñó un mecanismo tipo humedal de flujo sub-

superficial que consta de tapas plásticas recicladas cuya función es la de actuar como lecho filtrante para reutilizar desechos PET y evaluar la eficiencia para descontaminar aguas de baja carga orgánica en el Seminario Diocesano Juan Pablo II, en la ciudad de Valledupar (Castellanos *et al.*, 2020; Peñaloza *et al.*, 2020).

2. METODOLOGIA

2.1. Tipo de investigación.

La investigación tuvo un alcance descriptivo-correlacional con enfoque cuantitativo, basado en el núcleo temático “Desarrollo tecnológico e innovación ambiental”, el cuál apunta directamente al Objetivo número 6 de Desarrollo Sostenible, que hace énfasis al “Agua limpia y saneamiento” y a su respectiva meta (6.3) que expone que al año 2030, se debe mejorar la calidad del agua reduciendo la contaminación, eliminando el vertimiento y minimizando la emisión de productos químicos y materiales peligrosos, reduciendo a la mitad el porcentaje de aguas residuales sin tratar y aumentando considerablemente el

reciclado y la reutilización sin riesgos a nivel mundial, conforme a la ONU (2015).

2.2 Población y muestra.

La población de estudio son todas aquellas instituciones generadoras de aguas residuales que cuenten en sus instalaciones con una planta de tratamiento en la ciudad de Valledupar y la muestra es el efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales del Seminario Diocesano Juan Pablo II.

2.3 Fases de la investigación.

Para dinamizar esta investigación se definieron cinco fases de operatividad, las cuales se denominaron: Fase 1. Obtención de fuentes de información, Fase 2. Diseño, acondicionamiento y construcción del sistema de humedales, Fase 3. Técnicas de observación y recolección de datos, Fase 4 (Ramón & Moreno, 2018). Técnicas de procesamiento y análisis de datos, y Fase 5. Lo anterior se esquematiza en la Figura 1 (Mahecha *et al.*, 2018; Ortega *et al.*, 2020; Terrero *et al.*, 2020).

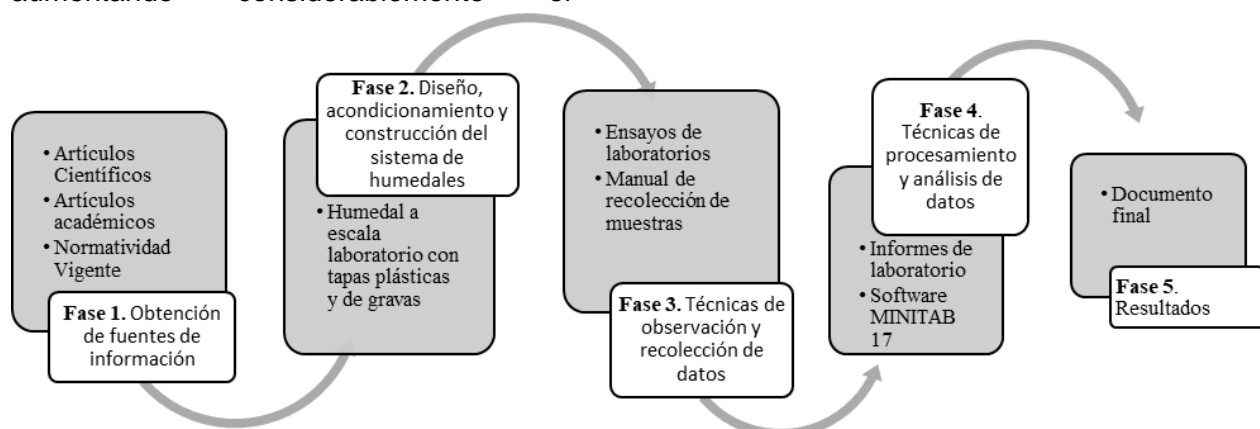


Figura 1. Fases metodológicas.

2.3.1 Fase 1: obtención de fuentes de información.

Durante esta fase se realizó una revisión documental de tesis doctorales, magistrales, normativas, artículos científicos, entre otros, con el fin de

obtener los datos de referencia sobre el marco conceptual y normativo a nivel nacional, regional y local en cuanto a la implementación de tapas plásticas como lecho filtrante. Para ello se tuvo en cuenta la validación de la información, a partir de criterios tales como: ventana de observación de los últimos años, legislación vigente, porcentaje de relación sobre la temática y procedencia de la fuente: oficial, académica o de investigación (Mora *et al.*, 2018; Trujillo *et al.*, 2019).

2.3.2 Fase 2: diseño, acondicionamiento y construcción del sistema de humedales.

Como actividades preliminares al diseño del sistema de humedales con sus filtros, se sincronizaron etapas que permitieron darle seguridad a todo el proceso de investigación, a saber, la fijación del lecho de tapas plásticas en un medio líquido, el cual, al exponerse a un flujo de agua, las tapas se suspendían en el fluido de manera que no cumplieron con las especificaciones requeridas para medios filtrantes de los humedales artificiales; por eso fue necesario sobreponer una capa delgada de grava en el lecho de tapas debidamente separada con una malla plástica para evitar la mezcla de ambos materiales (Alonso *et al.*, 2020).

- **Adaptación de las plantas en lecho de tapas plásticas:** el lecho de tapas plásticas no tiene antecedentes de usarse como soporte en humedales artificiales, por este motivo no era totalmente seguro que al someter la planta a esas condiciones tendría un buen crecimiento y desarrollo a largo de la investigación (Flórez *et al.*, 2019). Se decidió implementar la planta

Epipremnum Aureum, comúnmente conocida como “Miami verde”, porque cumple con las características necesarias para sobrevivir en un sistema de humedal.

- **Diseño del sistema de humedal:** fueron diseñados dos filtros a escala laboratorio que cumplieran con las especificaciones de un filtro plantado de flujo subsuperficial horizontal; teniendo en cuenta la metodología sugerida por Delgadillo (2010). Se planeó el diseño de la siguiente manera:

Se adquirieron dos recipientes de 21 litros para determinar el caudal requerido con la Ecuación 1 ajustadas a las medidas del recipiente, teniendo en cuenta las concentraciones de carga orgánica del agua residual, la temperatura del agua y la porosidad del material filtrante:

$$AS = \frac{Q \cdot \ln\left(\frac{C_0}{C}\right)}{K_T \cdot h \cdot n}$$

Ecuación 1. Área necesaria

Dónde:

C_0 es la concentración del efluente (mg/L), C es la concentración afluente (mg/L), K_T es constante de reacción de primer orden, T_2 es temperatura del agua residual (°C), la pendiente generalmente varía entre 0,1 – 1 %, siendo el valor usual 0,5%, AS (m²) el área necesaria, h (m) la profundidad del humedal, y n (%) expresado en fracción) la Porosidad de Sustrato.

Con la Ecuación 2, se calculó la constante de reacción de primer orden:

$$K_T = K_{20} * 1,06^{T_2 - 20}$$

Ecuación 2. Constante de reacción de primer orden

Si K_{20} es la constante de reacción de primer orden, a 20°C =1.104 y θ =1.06, según EPA a comienzo de los años noventa, es importante destacar que estos valores

son empíricos y dependen de la remoción de contaminante, entonces sustituyendo en la Ecuación 2:

$$K_T = 1,104 * 1,06^{T_2-20}$$

Seguidamente, se procedió a calcular el caudal de diseño con la Ecuación 3:

$$Q = \frac{AS * K_T * h * n}{\ln\left(\frac{c_0}{c}\right)}$$

Ecuación 3. Caudal de diseño del sistema de humedales.

Seguidamente, la porosidad se calculó por medio de un recipiente de volumen conocido se llenó totalmente con grava, posteriormente se agregó un volumen de agua hasta que fue saturado el material, el volumen de agua gastado representa el espacio vacío del material, se calculó con la Ecuación 4:

$$n = \frac{\text{Volumen de agua gastado (Poros)}}{\text{Volumen del recipiente (Vol.material)}} * 100$$

Ecuación 4. Cálculo de la porosidad

El tiempo de retención hidráulico para ambos filtros fue calculado según la Ecuación 5:

$$THR = \frac{AS * h * n}{Q}$$

Ecuación 5. Cálculo del tiempo de retención hidráulica.

2.3.3 Fase 3: técnicas de observación y recolección de datos.

El tanque de almacenamiento de 120 litros se llenaba diariamente con agua residual distribuida por los humedales, con el fin de mantener un flujo permanente para lograr una eficiencia óptima. Para esto, se usaron dos recipientes, cada uno de 21 litros, el primero con gravas y segundo con tapas plásticas (Olivares *et al.*, 2019; Torrado *et al.*, 2020).

Durante el periodo de prueba, primero hubo un tiempo de una semana para la estabilización del sistema, en donde se evaluó el comportamiento del humedal recién instalado, recolectando las alícuotas a la entrada del tanque de almacenamiento y a la salida de cada uno de los filtros.

Para conseguir este objetivo, se instalaron dos recipientes de plástico transparentes, uno de 2 litros y el otro de 1 litro respectivamente; para un total de 3 litros. Se evaluó la eficiencia del afluente y del efluente del humedal. Se realizaron las pruebas rotulando las alícuotas antes de refrigerarse en una cava para transportarlas al laboratorio certificado para practicarle las pruebas de DQO, DBO5, SST, Temperatura, pH y Turbidez. Lo anterior con una frecuencia de una vez por semana (teniendo en cuenta el TRH) y hasta que el sistema funcionara de manera estable.

Luego de la estabilización, hubo un tiempo de ocho semanas, en donde se realizó el mismo procedimiento mencionado, desde la obtención de la muestra hasta las pruebas de laboratorios. Este análisis de muestras demoró aproximadamente 192 días practicándose todos los viernes de cada semana.

2.3.4 Fase 4: técnicas de procesamiento y análisis de datos.

Fueron tomados los datos de los afluentes y efluentes en los filtros para cada variable propuesta, donde se calculó la eficiencia utilizando la Ecuación 6:

$$E(\%) = \frac{c_0 - c_f}{c_0} * 100$$

Ecuación 6. Cálculo de la eficiencia del humedal.

Para el procesamiento de las eficiencias obtenidas se planteó un diseño

experimental de solo un factor (lecho filtrante) para cada variable de respuesta. Teniendo en cuenta una evaluación semanal durante 8 semanas se consignaron los datos en la tabla 1.

Tabla 1. Estructura Diseño Experimental eficiencias DBO5, DQO y SST.

DBO5		SEMANAS							
LECHO		1	2	3	4	5	6	7	8
TAPAS PLÁSTICAS									
GRAVAS									

Luego, se utilizó el software estadístico MINITAB 17, para realizar el análisis de la varianza (ANOVA) para determinar la diferencia en la significancia estadística entre los lechos de tapas plásticas y la grava respectivamente.

2.3.5 Hipótesis.

- Hipótesis nula ($H_0; u_1=u_2$): Las tapas plásticas como medio de soporte filtrante logran que el filtro obtenga eficiencias de remoción de materia orgánica en función de la DBO5, DQO y SST mayor o iguales a un filtro en donde se utiliza como medio convencional el soporte de grava.
- Hipótesis Alternativa ($H_0; u_1 \neq u_2$): Las tapas plásticas como medio de soporte filtrante no logran que el filtro obtenga eficiencias de remoción de materia orgánica en función de la DBO5, DQO y SST mayor o iguales a un filtro en donde se utiliza como medio convencional el soporte de grava.

3. ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS

Para determinar el caudal de prueba del humedal se usó la Ecuación 1 de Darcy:

3.1 Aplicación ecuación de Darcy

Se determinaron algunas variables para aplicar la ecuación de Darcy, a saber: Área Superficial (AS), Temperatura (T), Profundidad (h), Porosidad (n), Concentración del afluente y del efluente (Co y C).

- **Área superficial (AS) y profundidad (h):** El área fue la misma para ambos filtros ya que los recipientes fueron similares con el fin de garantizar igualdad de condiciones en ambos sistemas.

Dimensiones recipiente:

o Largo: 0,55 m

o Profundidad (h): 0,23 m

o Ancho: 0,37 m

o Área calculada: $0,55 \text{ m} * 0,37 \text{ m} = 0,21 \text{ m}^2$

- **Temperatura (T):** La temperatura es una variable que se tiene en cuenta para el cálculo de la constante de reacción de primer orden (K_T), la temperatura fue seleccionada según las condiciones ambientales de la ciudad de Valledupar registradas por el Instituto de Hidrología Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM), ya que a esa temperatura estaría el sistema mientras funcionaba.

Teniendo en cuenta la información suministrada por el IDEAM se tuvo en cuenta el promedio de las temperaturas medias de los últimos 3 años como puede verse en la Tabla 2, la temperatura de 29,67 °C fue la seleccionada para el diseño del filtro. Por lo tanto, aplicando la Ecuación 2:

$$K = 1,104 * 1,06^{(29,67-20)}$$

$$K = 1,94$$

• **Porosidad (n):** La porosidad del lecho fue diferente para cada filtro ya que este factor se estuvo variando. El procedimiento para el cálculo de la porosidad fue realizado mediante la Ecuación 7 así:

Porosidad Tapas Plásticas:

$$n = \frac{1,6 L}{2L} * 100$$

$$n_{tapas} = 80\%$$

Ecuación 7. Cálculo de la porosidad de las tapas plásticas.

La porosidad de las gravas con la Ecuación 9:

Porosidad Gravav:

$$n = \frac{1,05 L}{2L} * 100$$

$$n_{gravas} = 52,5\%$$

Ecuación 8. Cálculo de la porosidad de las gravas.

Tabla 2. Valores media mensuales de temperatura (°C) de la estación Aeropuerto Alfonso López de Valledupar

Año	Temperatura Media Mensual (°C)												Promedio Anual (°C)
	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	
2018	28,6	30,4	31,2	29,7	30,4	30,4	32,0	30,2	28,2	28,4	29,8	30,0	29,9
2019	29,7	30,4	30,9	30,8	29,4	29,8	30,9	29,1	28,3	27,7	28,7	29,8	29,6
2020	30,0	31,0	31,6	31,6	30,0	29,3	29,1	29,3	28,0	27,6	27,0	29,4	29,5
Total Promedio Anual (°C)													29,67

Fuente: (IDEAM, 2020).

Por tal razón, se hizo el cálculo del caudal de diseño para cada uno de los filtros, a partir de la Ecuación 3:

Caudal Tapas Plásticas:

$$Q = \frac{0,21m * 1,94 * 0,23m * 0,8}{Ln \frac{388}{45,3}}$$

$$Q_{tapas} = 0,0349m^3/d = 1,45 L/h$$

Caudal Gravav:

$$Q = \frac{0,21m * 1,94 * 0,23m * 0,525}{Ln \left(\frac{388}{40} \right)}$$

$$Q_{gravas} = 0,0216m^3/d = 0,9 L/h$$

Para controlar el flujo fue necesario utilizar válvulas parcialmente abiertas para que fluyera la cantidad de agua calculada anteriormente (Castellanos & Baldovino, 2021). Para medir el caudal fue necesario usar una jeringa de 50 ml y un cronómetro

durante 20 segundos, con varias pruebas para obtener un caudal promedio. El tiempo de retención hidráulico para ambos filtros fue calculado según la Ecuación 9:

THR Tapas Plásticas:

$$THR = \frac{0,21m * 0,23m * 0,8}{0,0349 m^3/d}$$

Ecuación 9. Cálculo del tiempo de retención hidráulico.

$$THR_{tapas} = 1,1d = 26,4h$$

THR Gravav:

$$THR = \frac{0,21m * 0,23m * 0,525}{0,0216 m^3/d}$$

$$THR_{gravas} = 1,17d = 28,08h$$

- **Resultados de las variables de control pH, temperatura, turbidez:** Las variables de control son de gran importancia, ya que son indicadores de desempeño del proceso, e

igualmente muestran si las condiciones son las adecuadas para la proliferación de los microorganismos encargados de degradar la materia orgánica.

- **El pH:** es preciso controlar el pH para garantizar los procesos biológicos, debiéndose mantener entre valores de 6,2 y 8,5, para que no se presenten problemas de inhibición según Muñoz (2004). En la Tabla 3 se pueden observar los valores de pH obtenidos en las 8 semanas de prueba.

Tabla 3. Valores de pH registrados durante la investigación.

Semanas	pH			Límite permisible
	Entrada al sistema de tratamiento	Salida de gravas	Salida Tapas plásticas	
1	7,25	7,36	7,68	
2	7,28	7,16	7,23	
3	7,64	7,62	7,82	
4	7,75	7,72	7,8	
5	7,5	7,54	7,75	
6	7,67	7,66	7,91	
7	7,59	7,7	7,78	
8	7,44	7,72	7,77	

6 a 9

La resolución 0631 de 2015 determina que el valor límite de pH para los vertimientos puntuales de aguas residuales a un cuerpo de agua debe estar en un rango de 6 a 9 unidades de pH. En las 8 semanas de observación el comportamiento de esta variable, su valor máximo fue de 7,91 y el mínimo de 7,166, valores que están dentro del rango que garantizan los procesos biológicos y además cumplen con

la condición de vertimientos de la resolución 0631 de 2015.

El valor promedio de pH de la entrada al sistema fue de 7,52 unidades, este pH se vio afectado ligeramente inmediatamente se activó el funcionamiento del humedal debido a que las tapas plásticas tendieron a elevarlo con un promedio de 7,72 mientras que la grava tendió a disminuirlo con un valor promedio de 7,56 unidades; esto se observa claramente en la Figura 2.

Los cambios del pH durante el proceso no fueron significativamente diferentes, sin embargo, los valores registrados en el caudal efluente del filtro de grava se mantuvieron por debajo de los valores del afluente y efluente del de tapas sin estar por fuera del rango óptimo para el crecimiento de las bacterias.

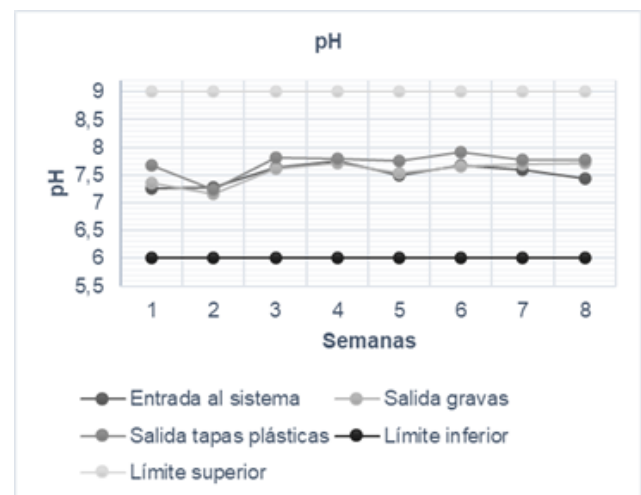


Figura 2. Comportamiento de pH durante el proceso

- **Temperatura:** La temperatura óptima para el desarrollo de la actividad bacteriana se sitúa entre los 20 y 35 °C. Los procesos de digestión aerobia y de nitrificación se detienen cuando se alcanzan los 50

°C. A temperaturas de alrededor de 15 °C, las bacterias productoras de metano crean su actividad, mientras que las bacterias nitrificantes autótrofas dejan de actuar cuando la temperatura alcanza valores cercanos a 5 °C, según Tchobanoglous & Burton (2003). La resolución 0631 de 2015 establece, que para todas las actividades comerciales o de servicios que realicen vertimientos puntuales tienen como Valor Límite Máximo Permisible (VLMP) 40,00°C.

Durante las 8 semanas se observó el comportamiento de esta variable, los valores máximos y mínimos obtenidos en el caudal afluente fueron de 29 y 24 °C respectivamente, en el efluente del filtro de tapas los valores máximos y mínimos fueron de 24,6 y 20,7 °C respectivamente, y en el efluente del filtro de grava los valores máximos y mínimos fueron de 24,4 y 20,5 °C respectivamente; valores que están dentro del rango para el óptimo desarrollo de la actividad bacteriana y además cumplen con la condición de vertimientos de la resolución 0631 por no sobrepasar los 40,00 °C (VLMP); se puede observar claramente en la Tabla 4 y la Figura 3.

Tabla 4. Valores de temperatura registrados.

Semana	Temperatura			
	Entrada al sistema de tratamiento (°C)	Salida de gravas (°C)	Salida Tapas plásticas (°C)	Límite permisible (°C)
1	20,5	20,5	20,7	40
2	23,8	23,2	23,8	
3	22,2	22,7	22,2	
4	23,5	22,9	23,3	
5	24	23,6	23,7	
6	24,8	24,4	24,6	

7	22,2	22,2	22,1
8	22,8	22,6	22,7

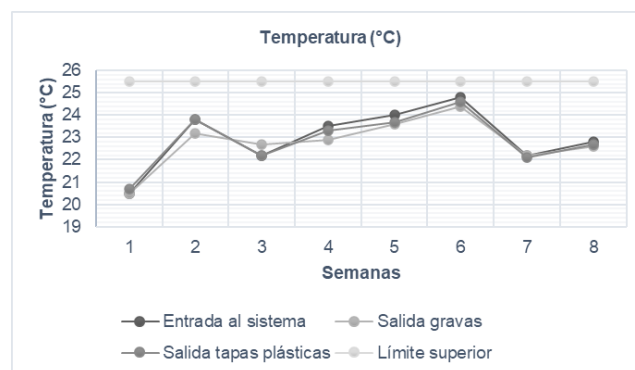


Figura 3. Comportamiento de la temperatura durante el proceso.

- **Turbidez:** El parámetro de turbiedad en el afluente es un indicador de la materia orgánica que tiene el agua residual cruda que entra al sistema, en especial la presencia de sólidos. En el efluente representa la eficiencia que posee el filtro para remover material sólido y microbiológico en oxidación de la materia orgánica, según Münch (2009). Es un claro indicador de DQO y DBO5 removida por el sistema, sin embargo, puede ser alterado por diversos factores como la presencia de diversos microorganismos y características propias de los materiales filtrantes utilizados en el filtro conforme a Cáceres (2010). En el proceso se registraron exitosos porcentajes de disminución de turbidez para ambos filtros, donde los valores máximos para los efluentes de tapas plásticas y grava fueron de 89,17% y 87,33% respectivamente, lo cual evidencia claramente la gran capacidad de este tipo de humedales para remover turbidez del agua residual, teniendo en cuenta que el tipo de agua utilizada para la investigación fue residual con baja carga orgánica y por consiguiente bajos niveles de turbidez, tal como se evidencia en la Tabla 5 y la Figura 4 (Bonilla *et al.*, 2021).

Tabla 5. Valores de Turbidez registrados.

Semanas	Turbidez			Límite permisible e (NTU)
	Entrada al sistema (NTU)	Salida de gravas (NTU)	Salida Tapas plásticas (NTU)	
1	7	27	15	N.R
2	85	21	23	
3	31	17	11	
4	150	19	23	
5	38	17	14	
6	75	16	19	
7	120	16	13	
8	160	25	19	

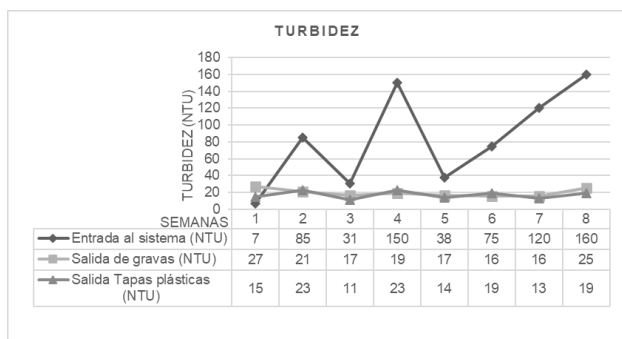


Figura 4. Comportamiento de la turbidez durante el proceso.

• **Resultados de las variables de respuesta DQO, DBO y SST:** En estas variables se basa la investigación para determinar si la tecnología de las tapas plásticas pudiese en algún momento reemplazar a la grava como medio filtrante en un humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal o si su eficiencia es similar a la misma, según Carvajal y Ariel (2018).

• **Sólidos suspendidos totales (SST):** Las concentraciones de SST presentaron valores bajos, estando el afluente del sistema en un rango de 49,2 a 280 mg/L con un promedio de 147,67 mg/L, lo cual está por encima del valor límite

máximo permisible que establece la resolución 0631 de 2015; esto debido a que se trata de agua residual con baja carga orgánica, la cual hace parte del objeto de estudio. A partir de estas concentraciones se evaluó la eficiencia de remoción de los humedales, donde se observó una remoción muy similar para ambos tipos de lecho filtrante, obteniéndose para las tapas un rango de 8 a 28,7 mg/L con un promedio de 16,1 mg/L y para el lecho de grava concentraciones de 16 a 26 mg/L con un promedio de 19,47 mg/L. Estos valores están consignados en la Tabla 6.

Tabla 6. Concentraciones de SST de la entrada y salida del sistema.

Semanas	Sólidos suspendidos totales			Límite permisible (mg/L)	Eficiencia de gravas (%)	Eficiencia de tapas plásticas (%)
	Entrada al sistema (mg/L)	Salida de gravas (mg/L)	Salida Tapas plásticas (mg/L)			
1	N.A	N.A	N.A	90	N.A	N.A
2	80	20	22		75,00	72,50
3	49,2	21	8		57,32	83,74
4	280	26	22		90,71	92,14
5	64,5	18,5	13		71,32	79,84
6	94	17,5	28,7		81,38	69,47
7	204	16	8,2		92,16	95,98
8	262	17,3	10,8		93,40	95,88

El porcentaje de remoción de SST para el humedal con tapas plásticas estuvo entre 69,47% y 95,98% con un promedio de 84,22% y para el humedal con lecho de grava estuvo en un rango de 57,32% y 93,40% con un promedio de 80,18%. Es posible observar que la remoción de este parámetro no varía significativamente al llevarse el proceso de tratamiento con los lechos de tapas o de grava tal como se observa en la Figura 5.

• **Demanda química de oxígeno (DQO):** Las concentraciones de DQO obtenidas en el laboratorio para la entrada del sistema registró valores por encima de lo estipulado en la resolución 0631 de 2015 y por Montiel (2001), la cual establece que

el valor límite máximo permisible para las aguas residuales domésticas y no domésticas de los prestadores del servicio público de alcantarillado a cuerpos de agua superficiales es de 180 mg/L.

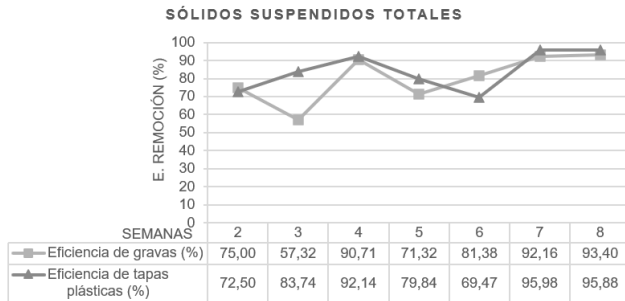


Figura 5. Porcentaje de remoción de Sólidos Suspendidos Totales.

El rango en el cual fluctuó la concentración de la entrada del sistema estuvo entre 79,4 y 588 mg/L O₂ con promedio de 287,91 mg/L. Al llevarse a cabo el tratamiento con el sistema de humedales se evidenció un descenso de las concentraciones considerable, obteniéndose para el lecho de las tapas plásticas un rango entre 47,8 y 147 mg/L con un promedio de 79,77 mg/L y para el lecho de grava un rango entre 40 y 108 mg/L con un promedio de 73,37 mg/L, estos resultados se muestran en la Tabla 7; dejando en evidencia que el sistema de humedales redujo las concentraciones de manera similar hasta dejarlas por debajo del valor máximo permisible que establece la norma actual colombiana.

Tabla 7. Concentraciones de DQO en la entrada y salida del sistema.

Semanas	Demanda Química de Oxígeno			Limite permisible (mg/L)	Eficiencia de gravas (%)	Eficiencia de tapas plásticas (%)
	Entrada sistema (mg/L)	Salida al gravas (mg/L)	Salida de Tapas plásticas (mg/L)			
1	NA	NA	NA	180	NA	NA
2	225	108	147		52,00	34,67
3	79,4	71,1	50,4		10,45	36,52
4	588	61,4	73,2		89,56	87,55
5	232	83	76,9		64,22	66,85
6	237	88,1	115		62,83	51,48
7	345	62	48,1		82,03	86,06
8	309	40	47,8		87,06	84,53

Seguidamente, en la Figura 6 se puede ver que el valor medio de porcentaje en remoción de DQO del filtro de tapas plástica fue de 63,95% y para el filtro de grava fue de 64,02%. Se puede observar claramente que el comportamiento de la remoción de DQO para ambos tipos de lecho filtrante es muy similar, lo cual significa que las tapas plásticas pueden en algún momento reemplazar las gravas en un humedal artificial de flujo sub-superficial horizontal.

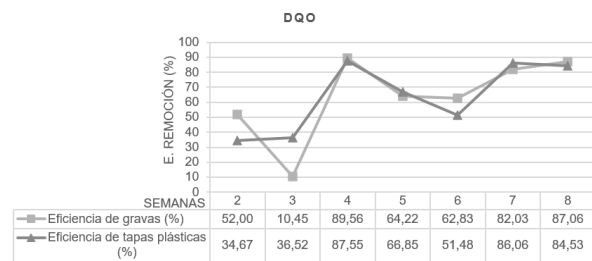


Figura 6. Porcentaje de remoción de DQO

• **Demanda Biológica de oxígeno (DBO5):** Las concentraciones de DBO5 obtenidas en el laboratorio para la entrada del sistema registró valores por encima de lo estipulado en la resolución 0631 de 2015, la cual establece que el valor límite máximo permisible para las aguas residuales domésticas y no domésticas de los prestadores del servicio público de alcantarillado a cuerpos de agua superficiales es de 90 mg/L.

El rango en el cual fluctuó la concentración de la entrada del sistema estuvo entre 49,1 y 388 mg/L con promedio de 169,44 mg/L. Al llevarse a cabo el tratamiento con el sistema de humedales se evidenció un descenso de las concentraciones considerable, obteniéndose para el lecho de las tapas plásticas un rango entre 21,1 y 95,3 mg/L con un promedio de 49,69 mg/L y para el lecho de grava un rango entre 21,5 y 71

mg/L con un promedio de 46,17 mg/L, datos descritos en la Tabla 8; dejando en evidencia que el sistema de humedales redujo las concentraciones hasta dejarlas por debajo del valor máximo del límite permisible que establece la norma actual colombiana.

Tabla 8. Concentraciones de DBO5 en la entrada y salida del sistema.

Semanas	DBO5			Límite permisible (mg/L)	Eficiencia de gravas (%)	Eficiencia de tapas plásticas (%)
	Entrada al sistema (mg/L)	Salida de gravas (mg/L)	Salida Tapas plásticas (mg/L)			
1	4,66	96,6	54,6	90	N.A	N.A
2	144	71	95,3		50,69	33,82
3	49,1	45,5	35,7		7,33	27,29
4	388	40	45,3		89,69	88,32
5	139	50,5	50,6		63,67	63,60
6	158	58,1	71,7		63,23	54,62
7	178	36,6	28,1		79,44	84,21
8	130	21,5	21,1		83,46	83,77

En la Figura 7 se puede ver que el valor promedio de porcentaje en remoción de DBO5 del filtro de tapas fue de 62,23% y para el filtro de grava fue de 62,50%. En este caso, la remoción de DBO5 se asemejan, presentando un comportamiento similar a lo largo del tiempo de la investigación, pero existe una ligera diferencia que muestra que la grava siempre obtuvo mejores resultados en la remoción de DBO5.

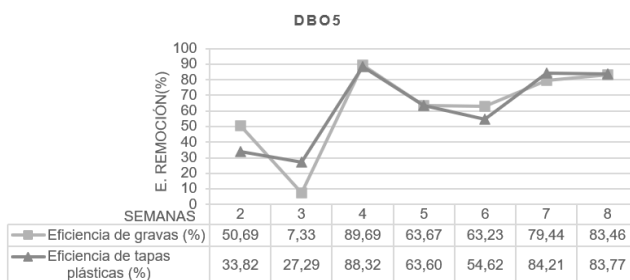


Figura 7. Porcentaje de remoción de DBO5.

Con el fin de determinar cuál de los lechos es más eficiente se realizó el Análisis De la Varianza “ANOVA” por sus siglas en inglés. A continuación, se pueden ver los resultados obtenidos para cada variable.

Análisis de varianza (ANOVA). A partir del software Minitab 17 se elaboraron los análisis de varianza correspondientes, teniendo en cuenta un diseño experimental de un factor (lecho) con dos (2) tratamientos y un nivel de confianza del 95 %; además de aplicarse la comparación de Tukey con un nivel de significancia del 5%. En donde se aplicaron las siguientes premisas.

(1) SI $P > 0,05$; La hipótesis Nula debe ser ACEPTADA.

(2) SI $P < 0,05$; La hipótesis Nula debe ser DENEGADA; Por lo tanto, la hipótesis Alternativa debe ser ACEPTADA

Este análisis de varianza se realizó para cada variable respuesta independientemente.

• **Análisis de varianza para sólidos suspendidos totales (SST):** En la Tabla 9 se observa el diseño experimental planteado con el cual se procedió al análisis de varianza correspondiente al porcentaje de remoción de SST, este con el fin de determinar si existe diferencia significativa entre el lecho de grava y el lecho de tapas plásticas.

Tabla 9. Diseño experimental de un factor para SST (Eficiencias de remoción (%)).

SST	EFICIENCIA DE REMOCIÓN (%)							
	SEMANAS							
	1	2	3	4	5	6	7	8
LECHO TAPAS PLÁSTICAS	N.A	72,5	83,74	92,14	79,84	69,47	96	95,9
GRAVAS	N.A	75	57,32	90,71	71,32	81,38	92,2	93,4

A continuación, en la Tabla 10; generada por el software Minitab 17, se observa que el valor P es igual a 0,546 y mayor que 0,05 que corresponde al nivel de significancia.

Tabla 10. ANOVA para Solidos Suspendedos Totales.

Fuente	GL	Sc Ajuste	Mc Ajuste	Media - Tapas Plásticas	Des. Estand- Tapas Plásticas	Media - Gravas	Des. Estand- Gravas	Valor F	Valor P
Factor	1	57,04	57,04	84,22	10,89	80,18	13,28	0,39	0,546
Error	12	1770	147,5	-	-	-	-	-	-
Total	13	1827	-	-	-	-	-	-	-

Este resultado indica que la hipótesis nula debe ser aceptada, demostrando que estadísticamente no hay diferencia significativa para la remoción de SST entre los tratamientos aplicados. En la Figura 8 se muestra este resultado:

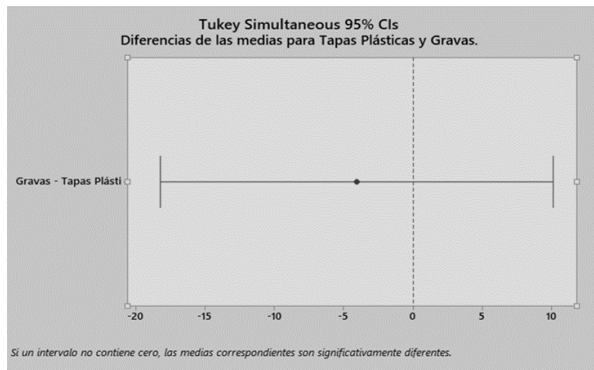


Figura 8. Intervalo de confianza de 95% para SST (Minitab 17, 2022).

Asimismo, en la Figura 8 se visualiza que en el intervalo de confianza simultaneo de 95% está incluido el valor “0” por lo tanto, con esto reafirma que no hay diferencias significativas en la remoción de SST entre las tapas plásticas y la grava como lecho filtrante.

- **Análisis de varianza para la Demanda Química de Oxígeno (DQO):** En la Tabla 11 se observa el diseño experimental planteado con el cual se procedió al análisis de varianza correspondiente al porcentaje de remoción de DQO, este con el fin de determinar si existe diferencia significativa entre el lecho de grava y el lecho de tapas plásticas.

Tabla 11. Diseño experimental de un factor para DQO (Eficiencias de remoción (%)).

DQO	EFICIENCIA DE REMOCIÓN (%)							
	SEMANAS							
	1	2	3	4	5	6	7	8
LECHO	1	2	3	4	5	6	7	8
TAPAS PLÁSTICAS	N.A	34,67	36,52	87,55	66,85	51,48	86,06	84,53
GRAVAS	N.A	52,00	10,45	89,56	64,22	62,83	82,03	87,06

Posteriormente, en la Tabla 12; generada por el software Minitab 17, se observa que el valor P es igual a 0,996 y mayor que 0,05 que corresponde al nivel de significancia:

Tabla 12. ANOVA para Demanda Química de Oxígeno.

Fuente	GL	Sc Ajuste	Mc Ajuste	Media - Tapas Plásticas	Des. Estand- Tapas Plásticas	Media - Gravas	Des. Estand- Gravas	Valor F	Valor P
Factor	1	0,02	0,017	63,95	23,25	64,0	27,5	0,0	0,996
Error	12	7766,16	647,180	-	-	-	-	-	-
Total	13	7766,18	-	-	-	-	-	-	-

Este resultado indica que la hipótesis nula debe ser aceptada, demostrando que estadísticamente no hay diferencia significativa para la remoción de DQO entre los tratamientos aplicados. Se observa en la Figura 9 que en el intervalo de confianza simultaneo de 95% está incluido el valor “0” por lo tanto, con esto reafirma que no hay diferencias significativas en la remoción de DQO entre las tapas plásticas y la grava como lecho filtrante.

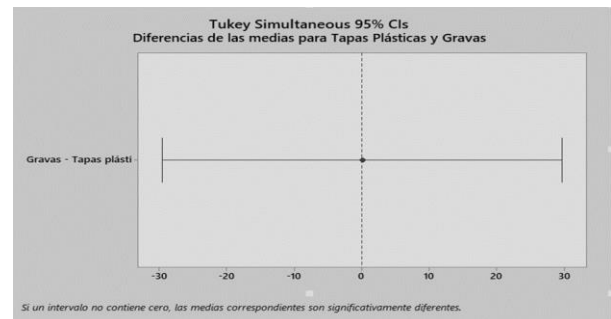


Figura 9. Intervalo de confianza de 95% para la Demanda Química de Oxígeno.

•Análisis de varianza para la Demanda Biológica de Oxígeno (DBO5):

En la Tabla 13 se observa el diseño experimental planteado con el cual se procedió al análisis de varianza correspondiente al porcentaje de remoción de DBO5 para determinar si existe diferencia significativa entre el lecho de grava y el lecho de tapas plásticas.

Tabla 13. Diseño experimental de un factor para DQO (Eficiencias de remoción (%)).

DBO5	EFICIENCIA DE REMOCIÓN (%)								
	LECHO	SEMANAS							
		1	2	3	4	5	6	7	8
TAPAS PLÁSTICAS	N.A	33,8	27,2	88,3	63,6	54,6	84,2	83,77	
GRAVAS	N.A	50,6	7,33	89,6	63,6	63,2	79,4	83,4	

A continuación, en la Tabla 14, generada con el software Minitab 17 se observa que el valor P es igual a 0,985 y mayor que 0,05 que corresponde a el nivel de significancia.

Tabla 14. ANOVA para Demanda Biológica de Oxígeno.

Fuente	GL	Sc Ajuste	Mc Ajuste	Media - Tapas Plásticas	Des. Estand. Tapas Plásticas	Media - Gravas	Des. Estand. Gravas	Valor F	Valor P
Factor	1	0,25	0,252	62,23	24,88	62,5	27,8	0,0	0,985
Error	12	8366,19	697,182	-	-	-	-	-	-
Total	13	8366,44	-	-	-	-	-	-	-

Este resultado indica que la hipótesis nula debe ser aceptada, demostrando que estadísticamente no hay diferencia significativa para la remoción de DBO5 entre los tratamientos aplicados. Luego, se observa en la Figura 10 que en el intervalo de confianza simultaneo de 95% está incluido el valor "0" por lo tanto con esto reafirma que no hay diferencias significativas en la remoción de DBO5 entre las tapas plásticas y la grava como lecho filtrante.

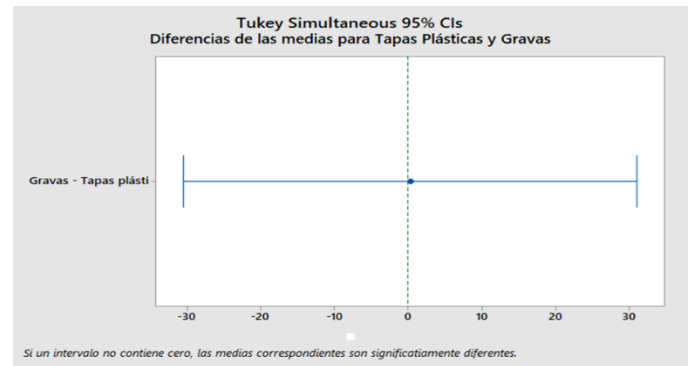


Figura 10. Intervalo de confianza de 95% para la Demanda Biológica de Oxígeno.

4. CONCLUSIONES

Después de finalizar la investigación se podrían discutir los siguientes tópicos:

- Dentro de cada filtro se podría separar la zona de amortiguación del agua (grava grande) del lecho filtrante (tapas o gravilla) con un material que no reaccione con el agua residual a tratar; se recomienda usar una malla plástica biológica y químicamente inerte.
- Cubrir todo el montaje con un tejado para proteger los filtros de las aguas lluvias, debido a que si esta entra en contacto con el sistema de humedales afecta las condiciones de funcionamiento de este.
- Tener cerca del sistema plantas adicionales del humedal en condiciones adecuadas, esto por si es necesario realizar el cambio de alguna planta de cualquiera de los filtros.
- Colocar una capa de grava encima del filtro separados por una malla plástica, debido a que las tapas se suspenden en el agua y se hace necesario mantener las tapas estáticas.
- Cubrir el tanque de almacenamiento, para evitar el contacto con los rayos solares y aguas lluvias que puedan alterar sus características, debido a que

se recomienda mantener la muestra lo más homogenizada posible.

- Realizar nuevas investigaciones para estudiar otros parámetros como nitrógeno, fósforo y algas, y poder evaluar las remociones con tapas plásticas como lecho en humedales artificiales de flujo subsuperficial y otros tipos de filtros, utilizando aguas residuales con alta carga orgánica.
- Realizar investigaciones sobre la combinación de las tapas plásticas con otros materiales para evaluar la eficiencia de estos como lecho filtrante.
- Luego de comprobada la viabilidad técnica del uso de las tapas plásticas como medio filtrante o de soporte en sistemas de humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal, se recomienda como segundo paso el análisis de costos de este tipo de sistemas con la implementación de las tapas para comprobar su sostenibilidad y factibilidad económica.
- Se podría evaluar en futuras investigaciones la colmatación del lecho de tapas plásticas en los humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal, con el fin de determinar su vida útil.

Finalmente, las tapas plásticas presentan eficiencias en depuración de aguas residuales con baja carga orgánica, similares o mejores que el medio tradicional de grava. Por lo que se comprueba que su uso como medio de soporte en humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal es técnicamente viable.

Los humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal ya sea con lecho convencional de grava o con el alternativo

de tapas plásticas, garantizan que el pH durante el proceso de tratamiento se mantenga entre 6,2 y 8,5 unidades, rango óptimo para el desarrollo de la actividad biológica; además de satisfacer el requerimiento de la resolución 0631 de 2015 (normatividad actual colombiana).

Los humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal ya sea con lecho convencional de grava o con el alternativo de tapas plásticas, garantizan que la temperatura durante el proceso de tratamiento se mantenga dentro de los 20 y 35 °C, rango óptimo para el desarrollo de la actividad bacteriana y además satisfacer el requerimiento de la resolución 0631 de 2015, la cual tiene como valor máximo límite permisible 40 °C.

La remoción de Sólidos Suspendidos Totales en los humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal es alta, donde las tapas plásticas presentaron una remoción de 84,22% y la grava 80,18%. Por lo que es una alternativa efectiva para el pre o postratamiento físico de las aguas residuales.

En la presente investigación la variabilidad de la porosidad del medio filtrante en los humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal no afectó significativamente la eficiencia de remoción de materia orgánica expresada en DBO5 con una remoción de 62,23% para tapas plásticas y de 62,50% para grava y remociones de DQO de 63,95% para tapas plásticas y de 64,02% para grava.

5. AGRADECIMIENTOS

Al ing Luis Díaz Muegue, al coordinador de programa Luis Cotes.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alonso, L., Castellanos, L. y Meseguer, O. (2020). Efectos alelopáticos de residuos de *Sorghum Halepense* (L.) sobre dos arvenses dicotiledóneas en condiciones de laboratorio. *Revista Ambiental Agua, Aire y Suelo (RAAAS)*, 11(1). DOI: <https://doi.org/10.24054/aaas.v11i1.354>
- Bonilla, C. A., Rubio, Y. M. y Bonilla, S. A. (2021). Afectación por derrames de crudo ocasionados por acciones subversivas al oleoducto Caño Limón Coveñas. *Revista Ambiental Agua, Aire y Suelo (RAAAS)*, 12(2). <https://ojs.unipamplona.edu.co/index.php/aaas/article/view/2572>
- Bermúdez, N., Gallegos, D. S. y Botello-Suárez W. A. (2020). Desarrollo de un dispositivo autónomo para el mejoramiento de la calidad del agua en el humedal córdoba (Bogotá, Colombia). *Revista Ambiental Agua, Aire y Suelo (RAAAS)*, 11(1). DOI: <https://doi.org/10.24054/aaas.v11i1.355>
- Cáceres, J. (2010). Implementación de material de desecho PET como elemento filtrante en filtros biológicos [universidad San Carlos de Guatemala]. Disponible en: http://biblioteca.usac.edu.gt/tesis/08/08_0195_MT.pdf
- Castellanos, L., Serrano, S. y Becerra, W. M. (2020). Preferencia por morfoespecies de babosas en diferentes cultivos y ambientes del municipio Pamplona, Norte de Santander. *Revista Ambiental Agua, Aire y Suelo (RAAAS)*, 11(1). DOI: <https://doi.org/10.24054/aaas.v11i1.356>
- Castellanos, L. y Baldovino, A. L. (2021). Enfermedades foliares más importantes del cultivo de la fresa en la zona de Pamplona. *Revista Ambiental Agua, Aire y Suelo (RAAAS)*, 12(1). DOI: <https://ojs.unipamplona.edu.co/index.php/aaas/article/view/2569/3133>
- Carvajal, E. (2018). Aprovechamiento de residuos sólidos en filtros anaerobios de flujo ascendente como medios de soporte biológico para el tratamiento de aguas residuales [Universidad de Manizales]. Disponible en: <https://ridum.umanizales.edu.co/xmlui/handle/20.500.12746/3591>
- Delgadillo, O., Camacho, A., Pérez, L., & Andrade, M. (2010). Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales. Disponible en: <https://core.ac.uk/download/pdf/48017573.pdf>.
- Flórez, M. A., Mosquera, J., Ramón, J. D. y Caballero, J. E. (2019). Análisis de la contaminación de ruido generada por el flujo vehicular en el casco urbano del municipio de Chinácota, Norte de Santander. *Revista Ambiental Agua, Aire y Suelo (RAAAS)*, 10(2). DOI: <https://doi.org/10.24054/19009178.v2.n2.2019.3964>
- López, L., Roca, X., & Gassó, S. (2020). The circular economy in the construction and demolition waste sector – A review and an integrative model approach. *Journal of Cleaner Production*. Disponible en: 2020.<https://www.sciencedirect.com.proxy.bidig.areandina.edu.co/science/article/pii/S0959652619341083#bib47>.
- Mahecha, J. G., Castellanos, L. y Céspedes, N. (2020). Alternativas

- para Suplir la Carencia de Fósforo en Fresa y Disminuir la Contaminación Ambiental en Pamplona Norte de Santander. *Revista Ambiental Agua, Aire y Suelo (RAAAS)*, 10(1). DOI: <https://doi.org/10.24054/aaas.v11i1.384>
- Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial. (2005). Decreto 0838, Por el cual se modifica el Decreto 1713 de 2002 sobre disposición final de residuos sólidos y se dictan otras disposiciones. Disponible en: http://www.minambiente.gov.co/imagenes/BosquesBiodiversidadyServiciosEcosistemas/pdf/Normativa/Decretos/dec_0838_230305.pdf.
- Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial. (2010). Decreto 2820, por el cual se reglamenta el Título VIII de la Ley 99 de 1993 sobre licencias ambientales. Disponible en: http://www.minambiente.gov.co/imagenes/normativa/decretos/2010/dec_2820_2010.pdf.
- Ministerio de Comercio, Industria y Turismo. (2018). Resolución 0524 "Por la cual se expiden disposiciones relacionadas con el registro y la licencia de importación en la importación temporal para procesamiento industrial".
- Mora, E. A., Martínez, E. y Velasco, J. A. (2018). Simulación y validación del prototipo de un colector térmico solar hecho con neumáticos reciclados. *Revista Ambiental Agua, Aire y Suelo (RAAAS)*, 9(2). DOI: <https://doi.org/10.24054/aaas.v9i2.404>
- Montalvo, A., Aldana, R., López, A., Álvarez, E., Aldana, F. y Rivera, Y. (2018). Mantenimiento centrado en confiabilidad en motocompresores. *Revista Ambiental Agua, Aire y Suelo (RAAAS)*, 9(1). DOI: <https://doi.org/10.24054/19009178.v1.n1.2018.3212>
- Montiel, J. (2001). Los filtros biológicos aeróbicos como una alternativa para aumentar la eficiencia de las lagunas de oxidación [universidad autónoma de nuevo león]. Disponible en: <http://eprints.uanl.mx/6311/1/1080094211.pdf>
- Münch, E. (2009). Humedales Artificiales para el tratamiento de aguas grises y aguas residuales domésticas en países en desarrollo. Ecosan. Disponible en: <http://www.rotaria.net/peru3/rotaria/files/Manual>
- Muñoz, A. (2004). Manual De Depuración Uralita: sistemas Para Depuración De Aguas Residuales En Núcleos De Hasta 20.000 Habitantes. (LTC (ed.); 4th edición). Disponible en: <https://www.buscilibre.com.co/libro-manual-de-depuracion-uralita-sistemas-de-depuracion-de-aguas-residuales-en-nucleos-de-hasta-20000-habitantes/27099683/p/27099683>
- Niño Rondón, C. V., Castro Casadiego, S. A. y Ortíz Fonseca, D. M. (2021). Análisis de herramientas para desarrollar un sistema de apoyo ambiental para identificar residuos sólidos. *Revista Ambiental Agua, Aire y Suelo (RAAAS)*, 12(2). <https://ojs.unipamplona.edu.co/index.php/aaas/article/view/2572/3136>
- Olivares, M. A., López, A., Aldana, R., Álvarez, E. J., Aldana, F., Rivera, Y.

- y Leyva, J. G. (2019). Mantenimiento automotriz basado en un diagnóstico tribológico. *Revista Ambiental Agua, Aire y Suelo (RAAAS)*, 10(1). DOI: <https://doi.org/10.24054/aaas.v10i1.394>
- ONU. (2017). La ONU lucha por mantener los océanos limpios de plásticos. Noticias ONU. Disponible en: <https://news.un.org/es/story/2017/05/1378771>
- ONU. (2015). Objetivos de Desarrollo Sostenible. Disponible en: <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/water-and-sanitation/>
- ONU. (2017). La situación del agua en el mundo. Disponible en: <https://www.excelsior.com.mx/global/2017/03/22/1153440>
- Ortega, A., Cáceres, L. y Castiblanca, L. (2020). Introducción al Uso de Coagulantes Naturales en los Procesos de Potabilización del Agua. *Revista Ambiental Agua, Aire y Suelo (RAAAS)*, 11(2). DOI: <https://doi.org/10.24054/aaas.v11i2.873>
- Peñaloza, L. K., Carvajal, F. A. y Hernández, N. J. (2020). Análisis multitemporal del cambio de cobertura vegetal de la microcuenca El Volcán a partir de la compra de áreas estratégicas. *Revista Ambiental Agua, Aire y Suelo (RAAAS)*, 11(1). DOI: <https://doi.org/10.24054/aaas.v11i1.381>
- Plastics Europe. (2018). *Plastics – the Facts*. Disponible en: <https://www.plasticseurope.org/applic>
- [tion/files/6315/4510/9658/Plastics_the_facts_2018_AF_web.pdf](https://doi.org/10.24054/aaas.v11i1.381)
- Ramón, B. y Moreno, J. (2018). Estudio de materiales precursores del reciclaje y sus atributos mecánicos con aplicación al diseño y fabricación de ladrillo ecológico. *Revista Ambiental Agua, Aire y Suelo (RAAAS)*, 9(1). DOI: <https://doi.org/10.24054/19009178.v1.n1.2018.3213>
- Rua, E., Gonzales, A., Granados, A. y Ramírez, R. (2018). Diseño estructural de transporte para sistema de bombeo portátil activado con energía solar fotovoltaica para el departamento de Boyacá. *Revista Ambiental Agua, Aire y Suelo (RAAAS)*, 9(2). DOI: <https://doi.org/10.24054/19009178.v2.n2.2018.3219>
- Tchobanoglous, G., & Burton, F. (2003). *Ingeniería de aguas residuales: tratamiento, vertido y reutilización*. (Mc Graw-Hill (ed.); 3 Edición). Academia.edu/35963101/Ingeniería_de_aguas_residuales_Volumen_1_3ra_Edición_METCALF_and_EDDY_FREELIBROS_ORG_pdf
- Terrero, W., Castellanos, L. y Vicet, L. (2020). Potencialidades alelopáticas del residual paja de la caña de azúcar (*SACCHARUM SPP.*, HYBRID) para el manejo de arvenses. *Revista Ambiental Agua, Aire y Suelo (RAAAS)*, 11(1) DOI: <https://doi.org/10.24054/aaas.v11i1.357>
- Torrado, J. M., Castellanos, L. y Céspedes, N. (2020). Evaluación de alternativas biológicas para el control de *Ascochyta Spp.* en el cultivo de arveja, Pamplona, Norte de

Santander. Revista Ambiental Agua, Aire y Suelo (RAAAS), 11(1). DOI: <https://doi.org/10.24054/aaas.v11i1.353>

Trujillo, J. E., Caballero, J. E. y Ramón, J. D. (2019). Determinación de las concentraciones de metales pesados presentes en el material particulado PM10 del municipio de San José de Cúcuta, Norte de Santander. Revista Ambiental Agua, Aire y Suelo (RAAAS), 10(1). DOI: <https://doi.org/10.24054/19009178.v1.n1.2019.3957>