

EVALUACIÓN DE LA EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE UN SISTEMA DE
TRATAMIENTO CON HUMEDAL CONSTRUIDO DE FLUJO SUBSUPERFICIAL
HORIZONTAL PARA LA DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES DEL BENEFICIO
HÚMEDO DEL CAFÉ



ANGELA SOFIA GÓMEZ LÓPEZ
Cód. 104912020424

Propuesta de trabajo de grado en la modalidad de investigación para optar al título de Ingeniera
Ambiental

Director
PhD. JUAN CARLOS CASAS ZAPATA

Codirector
GRUPO DE INVESTIGACIÓN GCISA

UNIVERSIDAD DEL CAUCA
FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL
PROGRAMA DE INGENIERÍA AMBIENTAL
POPAYÁN-CAUCA
2019

EVALUACIÓN DE LA EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE UN SISTEMA DE
TRATAMIENTO CON HUMEDAL CONSTRUIDO DE FLUJO SUBSUPERFICIAL
HORIZONTAL PARA LA DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES DEL BENEFICIO
HÚMEDO DEL CAFÉ



ANGELA SOFIA GÓMEZ LÓPEZ
Cod. 104912020424

UNIVERSIDAD DEL CAUCA
FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL
PROGRAMA DE INGENIERÍA AMBIENTAL
POPAYÁN-CAUCA
JULIO 2019

Nota de aceptación

Agradecimientos

A mis padres James y Mary y abuelita Orlanda por su amor, entrega y apoyo incondicional demostrado a lo largo de mi existencia.

Al pH. D. Juan Carlos Casas Zapata por permitirme hacer parte de su grupo de investigación y brindarme su abnegado apoyo y dedicación como director en este y demás proyectos realizados en el Grupo de Investigación en Ciencia e Ingeniería de Sistemas Ambientales (GCISA).

Al M. Sc. Edwin Rengifo por su constante disposición de transmitirme su vasto conocimiento a nivel de estadística, que resultó ser fundamental para el crecimiento y culminación de este trabajo.

Al Grupo de Investigación en Ciencia e Ingeniería de Sistemas Ambientales (GCISA) por sus valiosos aportes en la consecución del proyecto.

A la Ing. Yina Jimenez quien es un increíble ser humano que me aportó importantes consejos y pautas a nivel humano y técnico en el desarrollo de esta investigación.

Al comité Departamental de cafeteros por financiar la primera fase en la que se construyó el sistema natural evaluado.

A la familia Pupiales por su compromiso para con el buen funcionamiento del humedal construido y porque muy amablemente me permitieron realizar la investigación en su finca.

A la Vicerrectoría de Investigaciones de la Universidad del Cauca por el financiamiento de esta investigación a través de la convocatoria de apoyo económico a proyectos de investigación de semilleros de investigación.

Dedicatoria

Al Dios del universo por guiarme en este maravilloso y arduo camino en la búsqueda del conocimiento y crecimiento personal.

A mis seres de luz, mis queridos padres James y Mary quienes me han demostrado día a día que el amor incondicional y verdadero existe y se demuestra con sacrificio, entrega y enseñanza de valores y principios que te permiten crecer multidimensionalmente. Ustedes madre y padre no solo permitieron que este sueño fuera alcanzable, son la fuerza que me inspira e impulsa en cada instancia de la vida.

A mi incondicional abuelita Orlanda Campo quien como un Angelito de luz y amor infinito me ha brindado su eterna compañía, fortaleza y sabios consejos en cada etapa de la vida.

A aquellos amigos que con tan solo una sonrisa, abrazo o sinceros gestos hicieron de este proceso, una experiencia memorable.

Contenido

	pág.
Resumen	11
Abstract	12
Introducción	13
1. Antecedentes	15
2. Planteamiento del problema	18
3. Justificación	22
4. Objetivos	24
4.1 Objetivo general	24
4.2 Objetivos específicos	24
5. Marco referencial	25
5.1 El beneficio húmedo del café (BHC)	25
5.1.1 Características de las aguas residuales del beneficio húmedo del café.	29
5.2 Humedales construidos	35
5.2.1 Humedales de flujo subsuperficial.	35
5.2.1.1 Componentes de un humedal.	35
5.2.2 Mecanismos de remoción en los humedales.	39
5.2.2.1 Sólidos suspendidos.	39
5.2.2.2 Materia orgánica.	39
5.2.2.3 Nitrógeno.	39
5.2.2.4 Fósforo.	40
5.2.3 Generalidades del diseño de los humedales construidos.	40
5.2.4 Normatividad ambiental vigente de referencia en Colombia.	41
5.2.5 Criterios de calidad para la conservación de la Biota acuática	42
6. Metodología	44
6.1 Localización	44
6.2 Tratamiento de las aguas residuales del beneficio húmedo del café	45

6.3 Reconocimiento del sistema	50
6.4 Mantenimiento del sistema	51
6.5 Caracterización fisicoquímica del afluente y efluente del humedal	52
6.5.1 Variables respuesta	52
6.6 Muestreo	53
7. Procesamiento de datos y análisis de resultados	56
8. Conclusiones	105
9. Recomendaciones	106
Bibliografía	107

Lista de Figuras

	pág.
<i>Figura 1. Modelo conceptual del impacto de la contaminación ambiental causado por la disposición de ARBH, sin tratar, a ríos cercanos.</i>	20
<i>Figura 2. Conformación del grano de café.</i>	25
<i>Figura 3. Proceso industrial del fruto del café</i>	29
<i>Figura 4. Estructura de un HCFSSH</i>	39
<i>Figura 5. Localización del Municipio de Sotará</i>	45
<i>Figura 6. Estructura general de una trampa de grasa.</i>	46
<i>Figura 7. Vista en planta y de perfil del humedal construido.</i>	48
<i>Figura 8. Detalles de construcción del humedal construido.</i>	49
<i>Figura 9. Resumen de prueba de hipótesis para el pH.</i>	62
<i>Figura 10. Resumen de prueba de hipótesis para el pH.</i>	62
<i>Figura 11. Resumen de prueba de hipótesis de las concentraciones de DQO.</i>	70
<i>Figura 12. Rutas de degradación anaerobias de compuestos orgánicos.</i>	75
<i>Figura 13. Resumen de prueba de hipótesis de nitritos de salida</i>	81
<i>Figura 14. Efectos de la colmatación del lecho de un HCFSSH</i>	89
<i>Figura 15. Resumen de prueba de hipótesis para los fosfatos.</i>	91
<i>Figura 16. Resumen de prueba de hipótesis para los sólidos suspendidos totales (SST).</i>	100
<i>Figura 17. Evolución de la concentración de materia en suspensión (MES) a lo largo de un humedal de flujo horizontal.</i>	103

Lista de Fotografías

	pág.
<i>Fotografía 1. Recepción de los frutos de café en la tolva de la finca “El Pomorroso”.</i>	26
<i>Fotografía 2. Despulpado en la finca “El Pomorroso”</i>	26
<i>Fotografía 3. Pulpa liberada durante el despulpado.</i>	27
<i>Fotografía 4. Lavado de café en la finca “El Pomorroso”.</i>	28
<i>Fotografía 5. Secador solar tipo túnel en la finca “El Pomorroso”</i>	28
<i>Fotografía 6. Aguas mieles del lavado de café en la finca El Pomorroso</i>	30
<i>Fotografía 7. Zona de estudio, Finca El Pomorroso</i>	45
<i>Fotografía 8. Tratamiento preliminar (trampa de grasas) y primario (laguna acidogénica) del beneficio húmedo del café.</i>	49
<i>Fotografía 9. Estado del sistema en la primera salida técnica a la finca El Pomorroso</i>	50
<i>Fotografía 10. Estado del sistema en la primera salida técnica a la finca El Pomorroso</i>	50
<i>Fotografía 11. Estado del sistema en la segunda salida técnica a la finca El Pomorroso</i>	51
<i>Fotografía 12. Estado del sistema luego de su mantenimiento</i>	52
<i>Fotografía 13. Muestreo en el sistema</i>	53
<i>Fotografía 14. Muestreo de las aguas mieles sin tratar.</i>	54
<i>Fotografía 15. Recepción de las muestras en el laboratorio de la CRC.</i>	54
<i>Fotografía 16. Medición del caudal a la entrada del humedal mediante el método volumétrico</i>	55
<i>Fotografía 17. Medición del caudal a la salida del humedal mediante el método volumétrico.</i>	55

Lista de Tablas

	pág.
<i>Tabla 1. Composición de la pulpa de café.</i>	31
<i>Tabla 2. Composición del mucílago del café.</i>	31
<i>Tabla 3. Caracterización de los contaminantes típicos en las aguas residuales del beneficio del café.</i>	33
<i>Tabla 4. Valores y desviaciones estándar de las principales características de las aguas residuales del beneficio húmedo del café.</i>	34
<i>Tabla 5. Características de las aguas del procesamiento húmedo del café.</i>	34
<i>Tabla 6. Parámetros típicos de diseño para humedales construidos para tratamientos de aguas residuales</i>	41
<i>Tabla 7. Parámetros fisicoquímicos y sus valores límites máximos permisibles en los vertimientos de ARnD para la actividad del beneficio del café, según la resolución 0631 de 2015</i>	42
<i>Tabla 8. Parámetros de diseño del humedal construido estudiado en esta investigación.</i>	51
<i>Tabla 9. Métodos implementados en el laboratorio de la CRC para el análisis de cada una de las fisicoquímicas de interés</i>	54
<i>Tabla 10. Comportamiento del caudal del afluente y efluente durante su monitoreo.</i>	57
<i>Tabla 11. Estadísticas básicas de las distribuciones de los valores de concentraciones de los parámetros evaluados a la entrada y salida.</i>	59
<i>Tabla 12. Estadísticas descriptivas de las distribuciones de los porcentajes de remoción correspondientes a cada uno de los parámetros evaluados.</i>	60
<i>Tabla 13. Composición de la pulpa del café.</i>	66
<i>Tabla 14. Composición del mucílago</i>	67
<i>Tabla 15. Magnitud potencial de las transformaciones de Nitrógeno en varios tipos de humedales construidos.</i>	84
<i>Tabla 16. Potencial de la magnitud de transformaciones del fósforo en varios tipos de humedales construidos.</i>	97
<i>Tabla 17. Mecanismos fisicoquímicos que contribuyen a la remoción de SST en HCFSSH.</i>	102

Resumen

Los humedales construidos han demostrado ser efectivos en la remoción de diversos contaminantes. En esta investigación se evaluó la eficiencia de un humedal construido de flujo subsuperficial horizontal en la depuración de aguas residuales del beneficio húmedo del café (ARBHC) en términos de sólidos suspendidos totales (SST), demanda química de oxígeno (DQO), nitritos (NO_2^-) y fosfatos (PO_4^{3-}).

El humedal estudiado que se localiza en la finca cafetera “El Pomorroso”, ubicada en el Municipio de Sotará, Departamento del Cauca, está sembrado con la especie Macrófita *Phragmites Australis* y tiene 1,5 m de ancho por 4 m de largo. El tiempo de retención teórico de 11 días está influenciado por los caudales bajos e intermitentes del afluente y el material de soporte corresponde a grava media y gruesa de tamaños efectivos D10 de 32 mm y 128 mm respectivamente, disponiendo de una capa de grava de 0,8 metros previamente lavada y una altura del nivel de agua de 0,20 m.

La etapa experimental se desarrolló en 9 jornadas en las que se tomaron muestras tanto a la entrada como a la salida del humedal, midiendo el pH con sonda multiparamétrica; las muestras se transportaron al laboratorio certificado de la Corporación Autónoma Regional del Cauca (CRC) donde se analizaron las variables respuesta, SST, DQO, nitritos y fosfatos. Culminada la fase experimental se llevó a cabo un análisis estadístico, descriptivo, exploratorio y gráfico de las variables respuesta, implementando el paquete estadístico IBM SPSS y Microsoft Excel 2016 y posteriormente se aplicó sobre las medianas de las distribuciones de las concentraciones de salida la prueba de hipótesis no paramétrica de Wilcoxon.

Los resultados arrojaron que las distribuciones de los porcentajes de remoción fueron asimétricas a la izquierda con predominancia de las eficiencias altas de remoción; así pues, para los SST, DQO, nitritos y fosfatos se obtuvieron porcentajes medianos del 80,77%, 84,17%, 75 %, y 84, 67 respectivamente. Por su parte la prueba de Wilcoxon al evaluar las hipótesis nulas planteadas para las distribuciones de concentraciones de salida de DQO y nutrientes, arrojó niveles p superiores al nivel de confiabilidad (α) del 5% lo que indicó que el sistema debe incrementar su estabilidad y eficiencia para cumplir con los valores guías correspondientes. Respecto a los SST Y pH la prueba arrojó niveles p inferiores a α , indicando que el humedal garantiza el cumplimiento de los valores máximos de referencia para estas variables.

Abstract

Constructed wetlands have shown to be effective in the removing of contaminant diversity. The efficiency of a constructed wetland of horizontal subsurface flow in the treatment of the wastewater from the wet processing of coffee berries was assessed in this research, in terms of total suspended solids (TSS), Chemical Oxygen Demand (COD), nitrites (NO_2) and phosphates (PO_4^{3-}). This natural system was implemented in the coffee farm called “Pomorroso”, located in the municipality of Sotará, Department of Cauca.

The studied wetland was seeded with the macrophyte species named *Phragmites Australis* and it has 1,5 m of width and 4 m of long. It’s theoretical retention time of 11 days is influenced by the low and intermittent flows of the tributary and the support material corresponds to medium and coarse gravel of effective sizes D10 of 32 mm and 128 mm respectively. The system has a gravel layer of 0,8 meters previously washed and a height of the water level of 0,20 m.

The experimental stage was developed in 9 journeys in which the samples were taken both at the entrance and at the exit of the wetland, measuring of pH with a multiparameter probe; the samples were transported to the certified laboratory of the Corporación Autonoma Regional del Cauca (CRC), where the response variables, SST, COD, nitrites and phosphates were analyzed. At the end of experimental phase, a statistical, descriptive, exploratory and graphic analysis of the response variables was carried out, implementing the statistical package IBM SPSS and Microsoft Excel 2016 and then the non-parametric Wilcoxon hypothesis test was applied on the medians of the distributions of the output concentrations.

The results showed that the distributions of the percentages of removal were asymmetric to the left with predominance of high removal efficiencies; thus the medium percentages obtained for SST, COD, nitrites and phosphates were 80,77%, 84,17%, 75 %, y 84, 67 respectively. On the other hand, when the null hypotheses were evaluated for the distributions of COD concentrations and nutrients output by implementing the Wilcoxon test, it showed levels p above of the reliability level (α) of 5%, which indicated that the system must increase its stability and efficiency to comply with the corresponding guide values. The test showed P levels lower than α with regard to SST and pH, what indicated that the wetland guarantees compliance with the maximum reference values for these variables.

Introducción

En Colombia, Brasil y algunos países de Centroamérica como México, la ruta tradicional del beneficio del café fue sustituida por el procesamiento del café por vía húmeda, debido a que este proceso facilita el secado del grano, permite obtener bebidas suaves y es una alternativa viable para solucionar el problema de la fermentación inmediata y excesiva del café en zonas tropicales (Álvarez et al., 2011); la aplicación de estándares de calidad exigidos internacionalmente para la producción agroindustrial del café junto con las exigencias normativas ambientales vigentes (Puerta, 2006), también promovieron que se acogiera la nueva ruta de beneficio del café.

El proceso húmedo del café consta de varias etapas como son la cosecha manual de la cereza, eliminación de los componentes externos, despulpado o eliminación del epicarpio, limpieza de los granos despulpados, fermentación del café recién despulpado para generar la hidrólisis de las pectinas y azúcares que conforman el mucílago o mesocarpio del fruto, lavado del café fermentado y finalmente el secado (Guardia, 2012); pese a las ventajas en términos de calidad y sabor que adquiere el café obtenido, este proceso genera graves problemas ambientales como es la producción de aguas residuales con elevada contaminación orgánica y el gasto excesivo de agua, de entre 40 y 60 litros, para la obtención de 1 kg de café pergamino seco (Solarte & Urrea, 2015).

Estas aguas al ser liberadas a un ecosistema acuático sin previo tratamiento eficiente, pueden destruir el equilibrio del cuerpo hídrico receptor a causa de la anaerobiosis generada en el medio, que ocasiona la asfixia subsecuente de fauna y flora acuática (Hernández e Hidalgo, 2000) y la disminución de la productividad del ecosistema, como medio imprescindible para el desarrollo integral de las familias cafeteras. Esta situación ha motivado a los caficultores colombianos a la búsqueda continua de sistemas de tratamiento sostenibles que sean eficientes, de bajo costo y de operación no compleja, que contribuyan a mitigar los impactos ambientales derivados del proceso del beneficio húmedo del café.

Como alternativa integral, eficiente y de bajos costos para el tratamiento secundario de las aguas residuales del café, se implementó un sistema natural llamado humedal construido de flujo subsuperficial horizontal (HCFSSH), en el que se presenta una compleja interacción entre plantas, medio de soporte, bacterias y agua, de tal forma que los contaminantes son almacenados, transformados o degradados a través de diversos procesos físicos, químicos y biológicos (Bernal et al., 2003.). Particularmente los HCFSSH diseñados para el tratamiento de diversos tipos de aguas residuales y su fase final de tratamiento, corresponden a un lecho o canal conformado por un medio, grava, arena u otro tipo de materiales del suelo, sembrado con macrófitas acuáticas (U. S. Environmental Protection Agency [EPA], 2000).

El monitoreo en el tiempo de la eficiencia de remoción de todo sistema de tratamiento resulta fundamental para verificar si está efectuando o no un impacto positivo en el tratamiento de las aguas residuales y por ende si los vertimientos que libera cumplen con las características fisicoquímicas exigidas en la resolución 0631 de 2015 y/o los criterios de calidad sugeridos por instituciones científicas y gubernamentales a nivel internacional (World Health Organization, [WHO], 1996; Surface Water Quality Modeling, 1997).

El proyecto desarrollado, tuvo como objetivo principal evaluar la eficiencia de remoción de un humedal construido de flujo subsuperficial horizontal que fue instalado en la finca cafetera “El Pomoroso”, localizada en el Municipio de Sotará, Departamento del Cauca, Colombia, el cual se implementó como tratamiento secundario para disminuir los niveles de contaminación orgánica de los efluentes provenientes del proceso de beneficio húmedo del café (PBHC) que se lleva a cabo en esta finca. Se realizó la evaluación de dicha eficiencia mediante el análisis temporal del comportamiento de las variables fisicoquímicas del sistema, seleccionadas de acuerdo a las características más importantes de las aguas residuales del proceso de beneficio húmedo del café.

1. Antecedentes

Los métodos naturales de tratamiento de aguas residuales se caracterizan por aplicar los principios de ciertos procesos físicos, químicos y biológicos, que ocurren en sistemas naturales y surgen a partir de la simbiosis entre los microorganismos, la vegetación y el suelo. Desde 1970 tanto en Estados Unidos como en Europa se estudiaron, desarrollaron e implementaron los humedales artificiales o construidos, como sistemas naturales de tratamiento de aguas residuales, a causa de su alta eficiencia de remoción demostrada en diferentes estudios, la baja generación de gases de efecto invernadero, y los costos de mantenimiento y operación (Yang et al., 2006) que resultaban ser más bajos que los de sistemas convencionales empleados en Latinoamérica, caracterizados por incurrir en inconvenientes operativos y requerimientos excesivos del sistema (Vera, 2014; Valencia, 2010).

Los humedales a pesar de ser utilizados principalmente como tratamiento secundario o terciario de efluentes domésticos o industriales (Rodríguez, 2009), también se han implementado para tratar aguas provenientes de drenajes, extracciones mineras, escorrentía superficial agrícola y urbana, tratamiento de fangos o lodos y lixiviados de rellenos sanitarios (Delgadillo et al., 2010).

El programa de tasas retributivas, expedido en el Decreto 901 de abril 1/ 97, reglamenta el cobro por el vertimiento de residuos a cuerpos de agua naturales, situación que ha motivado a los caficultores que realizan el beneficio húmedo del café a acoger soluciones tecnológicas viables que mitiguen la contaminación hídrica. (Corporación Autónoma Regional [CAR], 1997). Por su parte el Centro Nacional de Investigaciones de Café (CENICAFÉ) ha desarrollado tecnologías anaerobias como tratamiento primario para las aguas mieles del café, dentro de las que se destacan: filtros anaerobios de flujo ascendente (UAF) con anillos de bambú y polietileno de baja densidad reciclado, manto anaerobio de lodo de flujo ascendente (UASB) (Federación Nacional de Cafeteros [FNC], 1999) y los Sistemas Modulares de Tratamiento Anaerobio (SMTA), que remueven bajo condiciones estables alrededor del 80%, 83%, 46% y 74% para Demanda Química de Oxígeno (DQO), Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅), Sólidos Totales (ST) y Sólidos Suspendidos Totales (SST) (FNC, 2011), obteniendo efluentes con concentraciones de DQO medias de 25 000 partes por millón (ppm). Para el tratamiento secundario de estos efluentes CENICAFÉ y algunas instituciones públicas y privadas, están investigando e implementando Sistemas de tratamiento Natural que permitan obtener aguas con menos de 400 ppm de DQO (FNC, 2011); proponiéndose dentro de estos sistemas, los humedales construidos de flujo sub superficial Horizontal (Fia, 2008).

Las plantas emergentes desempeñan en los humedales construidos funciones protagónicas en el proceso de degradación de la materia orgánica; algunas de estas son la capacidad de incorporar a sus tejidos carbono, nutrientes y elementos traza de las aguas residuales y transferir

gases entre la atmósfera y los sedimentos (Lara,1999), desde las hojas y tallos hasta las raíces, generándose zonas aerobias en las que los microorganismos se abastecen de oxígeno para ejercer diversas reacciones de degradación de la materia orgánica y nitrificación (Arias, 2004). Los procesos de fitorremediación aplicados a humedales se han realizado en mayor medida utilizando Espadaña (*Thypha spp*), caracterizada por desarrollarse bajo condiciones ambientales diversas, Totorá (*Scirpus SPP*)y Carrizo (*Phragmites Spp*), plantas que además de transferir oxígeno eficientemente al sistema de tratamiento, presentan un alto valor energético (Lara, 1999); estas plantas remueven contaminantes orgánicos e inorgánicos de las aguas residuales, mediante hiperacumulación de sustancias tóxicas y absorción a las raíces y rizomas (Wolff et al., 1993).

Dentro de los estudios realizados en Colombia asociados a la implementación de humedales construidos para tratar las ARBHC, sobresale el realizado por Williams et al., (1998), que consistió en la construcción, para CENICAFÉ, de un humedal construido de diseño especial caracterizado por presentar eficiencias aceptables; por su parte Rendón, (2014), implementó un humedal construido y estudió su eficiencia para la remoción de nitrógeno (N), fosforo (P) y calcio (Ca), concluyendo que este sistema natural incrementó la remoción total de carga orgánica en un 25%, superando la remoción teórica con el que fue diseñado (50%). Otro caso de la integración de los humedales al tratamiento de las ARBHC es el presentado por Solarte & Urrea, (2015), en el que acogieron como tratamiento secundario un humedal subsuperficial de flujo horizontal sembrado con plantas de la especie *Phragmites Australis*, obteniendo remociones de DQO, DBO, fosfatos, nitratos y sólidos suspendidos totales de 69.63, 64.64,74.03 y 87.59 y 66.88%, respectivamente, resaltando que la eficiencia del sistema puede mejorar en el tiempo en la medida en que las plantas se desarrollen completamente.

En otros países también se implementaron humedales construidos para la depuración de las aguas residuales en cuestión, tal es el caso de De Matos et al., (2000), en Brasil, que evaluaron la eficiencia de remoción de 2 humedales de flujo subsuperficial de 420 y 7040 m², sembrados con *Typha spp*; el primer humedal se alimentó 5 veces a la semana con 70 kg DBO₅/ha-día y el segundo con 276 kg DBO₅/ha-día, obteniendo eficiencias de remoción superiores al 80% en los parámetros DQO, DBO, amonio y potasio.

También Fia et al., (2010), construyeron a escala piloto 6 humedales de flujo subsuperficial horizontal para el tratamiento secundario de las ARBHC, previamente tratadas en filtros anaeróbicos; tanto los tres humedales sembrados con la especie *Lolium Multiflorum* como los restantes sembrados con la especie *Avena Strigosa Schreb* contribuyeron a que las eficiencias globales de remoción de DQO, DBO Y SST se encontraran por encima de 55, 35 y 70%, respectivamente. En otro estudio realizado por Selvamurugan et al., (2010), se aplicaron sistemas de humedales, uno sembrado con *T. Latifolia* y otro *Colacasia Sp* para tratar ARBHC previamente biometanizadas en un reactor UAHR, biometanizadas y aireadas, crudas, o solo aireadas; obteniéndose que las eficiencias máximas de eliminación de DQO fueron ejercidas por los humedales que trataron las aguas previamente biometanizadas y aireadas, siendo la eficiencia

del sembrado con *latifolia* 78% y la del sembrado con *Colacasia* 73.7%. Los porcentajes de remoción de sólidos totales para los anteriores sistemas fueron de 57 y 54.8%, respectivamente.

Por su parte Fia et al., (2010), implementaron a escala piloto 9 humedales de flujo subsuperficial horizontal (SACESHs) sembrados con *Typha sp.* y *Alternanthera phyloxeroides*, de los cuales tres sistemas recibieron ARBHC sin ningún pretratamiento, en tres fue aplicada ARBHC con corrección de pH y corrección nutricional y los restantes trataron los efluentes de filtros anaerobios; obteniéndose remociones pico de DBO y DQO de 63 y 85%, respectivamente, correspondiente al sistema formado por el filtro anaerobio y el humedal.

Rossmann et al., (2012), evaluaron la remoción de nutrientes y compuestos fenólicos ejercida por humedales construidos sembrados con *Lolium multiflorum Lam* al tratar aguas residuales del café previamente aireadas, aplicándose un caudal promedio de $0.020 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, correspondiente a un tiempo de retención hidráulica de 12 días. Las eficiencias de remoción correspondientes al nitrógeno total (NT), fósforo total (PT), potasio total (KT) y compuestos fenólicos totales (FT), fueron 69, 72, 30 y 72%, concluyéndose que las plantas sembradas juegan un rol fundamental en el desarrollo de la comunidad microbiana en su rizosfera.

2. Planteamiento del problema

Colombia es el segundo país más poblado de América Latina y el cuarto en América (Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt [IAvH], Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales [IDEAM], Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana [IIAP], Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras [INVEMAR] e Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas [SINCHI], 2011), por ende, la disponibilidad de agua de calidad óptima debería de ser suficiente para abastecer a los 45.508.205 habitantes del país, sin embargo la disponibilidad per cápita del recurso hídrico va en declive pasando de aproximadamente 60.000 m³/hab.año en 1985 a 26.770 m³/hab.año en 2010 (Roig, 2014), a causa de diferentes factores antrópicos como la deforestación, el cambio en el uso del suelo, la descarga de aguas residuales contaminantes a las fuentes de agua, fenómenos como el calentamiento global y crecimiento en la demanda de agua en zonas con déficit hídrico (Rodríguez, 2009). El anterior panorama se agudiza con el hecho de que tan sólo el 51% de los sistemas de tratamiento de aguas residuales, de tipo industrial o de procesos productivos, instalados en Colombia se encuentran funcionando regular o deficientemente (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible [MinAmbiente], 2010), hecho que ha ocasionado la contaminación de las fuentes hídricas con residuos orgánicos de origen biológico tales como orina y heces fecales, residuos orgánicos de alimentos, y residuos inorgánicos e industriales como detergentes (Rendón, 2014).

La zona cafetera colombiana se encuentra localizada en la región orográfica entre los 1000 y 2000 m de altitud, extendiéndose entre 1° y 10° de latitud norte; es importante resaltar que en los últimos 10 años la producción de café, que rondó los 11 millones de sacos (1 saco equivale a 60 kg de café almendra), se realizó en 513.000 fincas distribuidas en 590 municipios de 16 departamentos del país dentro de los que se incluye el Departamento del Cauca; particularmente en este departamento se producen 7'800.000 kg/ año de café pergamino seco (FNC, 2008), razón por la cual el café toma gran importancia en el desempeño agrícola y económico de esta región del país.

El proceso de aprovechamiento del café en Colombia se caracteriza por traer altos costos ambientales pues tan sólo se aprovecha el 9,5% del peso total del fruto fresco y maduro de café, liberándose al entorno el porcentaje restante de los constituyentes que son el agua y los subproductos, llamados mucílago y pulpa (Calle, 1977); además el remover estos subproductos requiere de proporciones exorbitantes de agua potable y limpia que rondan aproximadamente los 40L de agua por Kg de café pergamino seco (Federación Nacional de Cafeteros [FNC] ,2011) y se contaminan cantidades equivalentes del vital líquido.

Las aguas mieles generadas en los procesos de despulpado y lavado del café contienen principalmente material orgánico conformado por carbohidratos, proteínas, grasas, polifenoles y

pectinas (Gathua et al., 1991), los cuales le proveen a dichas aguas características de alta acidez (pH entre 3 y 5), altas concentraciones de materia orgánica (1.185- 32.459 mg/L como DQO y 3.450-12.100 como DBO₅) entre 60 y 240 veces superiores a los de las aguas residuales domésticas (Zambrano & Rodríguez, 2008), entre 7.000 y 10.900 mg/L de sólidos suspendidos totales (SST), nutrientes (4,4 y 70 mg/L como fósforo, 37 y 279 mg/L como nitrógeno) y materia suspendida (Cruz et al., 2017). Ramírez et al., (2011), estimaron que durante el lavado del café fermentado se generan efluentes con un valor de DQO de 31.920 mg/Kg de café cereza.

Las ARBHC al entrar en contacto con el ecosistema acuático ocasionan graves impactos traducidos en la generación de olores fétidos, desarrollo de vectores, toxicidad sobre la biota y posible contaminación de las aguas subterráneas y los cuerpos de agua superficiales (Deepa et al., 2002; Haddis & Devi, 2008; Kansal et al., 1998; von Enden & Calvert, 2002). Investigadores como Haddis & Devi, (2008) resaltan que estos efluentes ocasionan graves problemas sobre la salud, tales como mareos, irritación en ojos, oídos y piel, dolor de estómago, náuseas y afecciones respiratorias; por su parte Kebede et al., (2010) enfatizan en que aguas abajo de las descargas de ARBHC sobre cuerpos hídricos, se producen impactos ecológicos evidenciados en la alteración de las variables fisicoquímicas, disminución de la estructura de las comunidades de macro invertebrados sensibles a los bajos niveles de Oxígeno de las familias *richoptera* y *Plecoptera* (Legesse, 2001) y decrecimiento del índice de calidad del hábitat (ICH)

Así pues, los efluentes sin tratamiento de ARBHC desencadenan variedad de problemas ecosistémicos que están interrelacionados y son tan complejos como lo evidencia el siguiente diagrama conceptual.

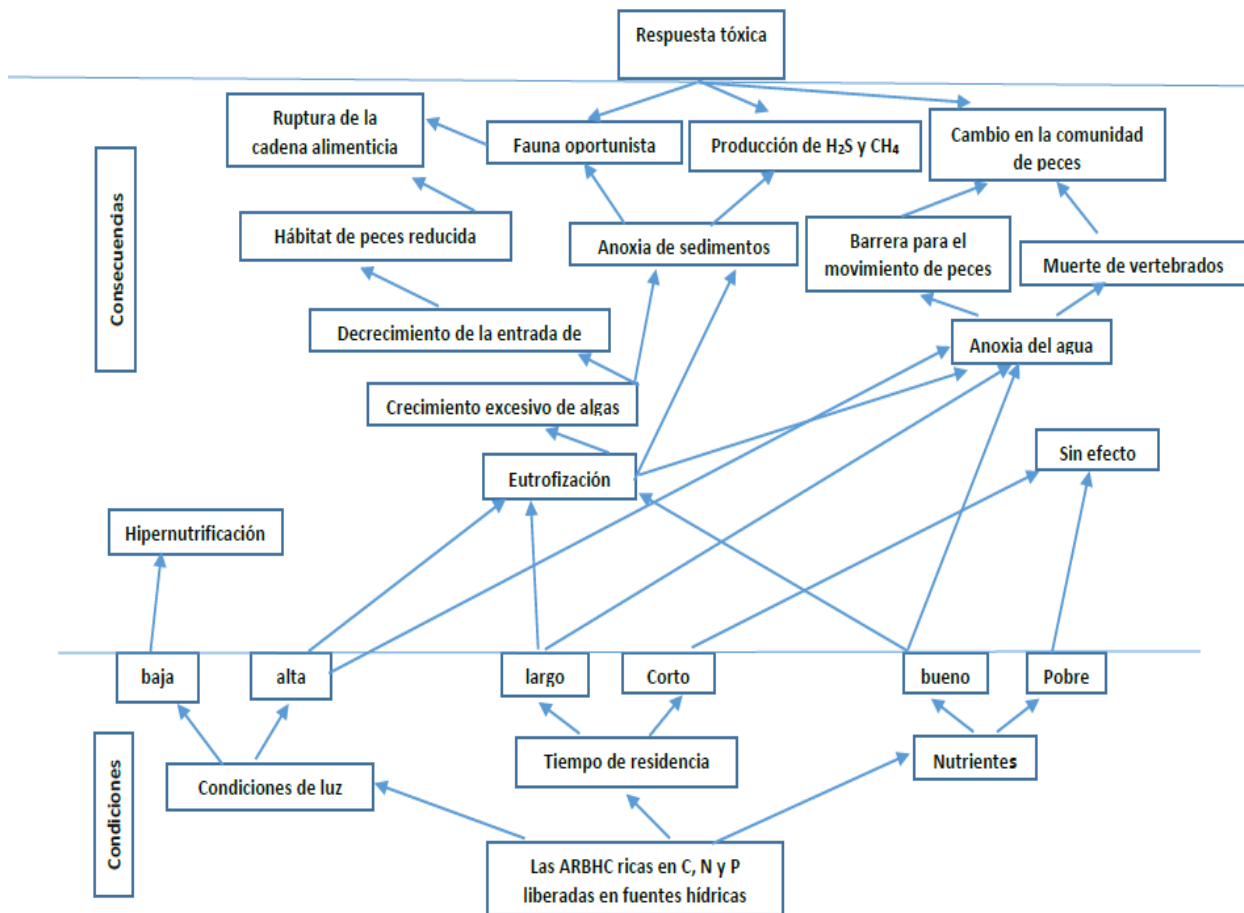


Figura 1. Modelo conceptual del impacto de la contaminación ambiental causado por la disposición de ARBHC sin tratar, a ríos cercanos.

Fuente: modificado de Elliot & Jonge, 2002.

En la finca “El Pomorroso”, localizada en la vereda el Carmen, Municipio de Sotará, Departamento del Cauca, se practica el beneficio húmedo del café en asociación con la Federación Nacional de Cafeteros (FNC). En dicha actividad se generan las aguas mieles del lavado que por las características ya descritas resultan ser altamente contaminantes en el ecosistema; el tratamiento de estas aguas se ejerce a partir de una trampa de pulpa (pretratamiento), tratamiento primario constituido por una laguna acidogénica y un humedal de flujo subsuperficial horizontal (tratamiento secundario), sembrado con 40 plantas de la especie *Phragmites Australis* bajo una densidad de 6 plantas por m^2 , las cuales se seleccionaron teniendo en cuenta que esta especie se ha adaptado fácilmente a diferentes condiciones y medios inundados, y es altamente resistente a pH bajos como los presentados por las aguas mieles a tratar (Lara, 1999).

El humedal en cuestión presentó eficiencias de remoción de materia orgánica aceptables con tendencia a mejorar (en el año 2015), manifestadas en los siguientes porcentajes promedio de remoción: 58,80% de sólidos suspendidos totales (SST), 69,23% de DQO, 69,46% de

fosfatos, 80,18% de nitritos y un rango de pH de salida entre 4,57 y 7,29. Al comparar estos porcentajes de remoción y el valor promedio a la salida de cada una de las variables, con los valores establecidos en la Resolución 0631 de 2015 y la Resolución 2115 de 2007 (valores máximos permisibles para agua potable de nitritos y fosfatos), se concluyó que el valor promedio a la salida de los SST (80 mg/L) cumplía con el valor máximo permisible, 400 mg/L; por su parte el valor promedio de DQO a la salida del sistema (2 585 mg/L) excedía considerablemente el valor máximo permisible para esta variable, 650 mg/L, debido a que el sistema no había alcanzado su maduración. En cuanto a la concentración promedio de nitritos a la salida, 0,097 mg/L, estaba por debajo de la máxima permitida, 0.1 mg/L, indicada en la resolución 2115 de 2007, el caso de los fosfatos también resultó ser favorable pues el valor promedio de salida no distó considerablemente del máximo permisible presentado en la misma Resolución.

Luego de aproximadamente dos años de instalación de esta tecnología, se tuvo como objetivo evaluar y analizar la eficiencia de remoción de materia orgánica y nutrientes ejercida por el humedal, a partir de la medición de variables fisicoquímicas tanto al afluente como al efluente del sistema, con el fin de verificar si éste se articula a los valores límites máximos permitidos por la normatividad colombiana (Res. 0631 de 2015) y criterios de calidad para la conservación de la biota (WHO, 1996; Federación Nacional de Cafeteros [FNC], 1999).

A partir del estudio de la eficiencia y estabilidad del sistema para remover los parámetros ya mencionados se responderá a las preguntas ¿el tratamiento realizado por el humedal contribuye a la depuración efectiva de las ARBHC en términos de materia orgánica, acidez y nutrientes? ¿Qué factores estarían incidiendo en la eficiencia de remoción y estabilidad de este humedal?

3. Justificación

El Cauca es el cuarto departamento a nivel nacional de producción de café, actividad que contribuye al desarrollo económico del departamento y la industria nacional (Federación Nacional de Cafeteros [FNC], 2011). Particularmente en la vereda El Carmen, localizada en la parte baja del municipio de Sotará, departamento del Cauca, Colombia, el cultivo de café se posiciona como la actividad agrícola predominante a partir de la cual se han mejorado las fuentes de ingresos y calidad de vida de los habitantes, se puede reconstruir el tejido social y además se ha fomentado el arraigo en la zona (Solano, 2014). Algunas familias de la vereda han implementado desde 1990 el proceso de beneficio húmedo del café como alternativa de desarrollo económico de la región.

Esencialmente en este proceso se eliminan los componentes del fruto de café que recubren la semilla, implementando equipos específicos y cantidades substanciales de agua. En principio se seleccionan los granos de café de forma manual, posteriormente se extrae el tejido protector de las cerezas a través de máquinas despulpadoras y subsiguientemente se procede a la fermentación del mucílago del café por 12 horas, componente que se separa de la semilla por medio de lavado con agua a presión. Este método ha atraído la atención de los productores debido a que el proceso genera un café de mejor calidad que el obtenido por vía de procesamiento en seco (Clifford & Wilson, 1985)

Este proceso se considera altamente contaminante en tanto que más del 80% del volumen de cosecha queda como residuo orgánico, que se concentra en las aguas de lavado también llamadas aguas del fermento del café o aguas mieles, las cuales se caracterizan por ser de naturaleza ácida, presentar alta contaminación de materia orgánica en términos totales, de demanda química de oxígeno y tener alto grado de contaminación en forma disuelta (Zuluaga, 1989).

La magnitud del daño ocasionado a los ecosistemas acuáticos por la descarga de las aguas residuales del café es considerable, principalmente por el abatimiento del oxígeno disuelto de los cuerpos hídricos, mediado por los microorganismos ambientales una vez empiezan su proceso de degradación aerobia de la materia orgánica, derivada de las aguas contaminantes del café; presentándose así un fenómeno de anaerobiosis que conlleva a la asfixia de la fauna y flora acuática (Hernández e Hidalgo, 2000, Rodríguez, Pérez y Fernández, como se citó en Zayas, Gunther & Fernando, 2007). De ahí que resulta fundamental acoger, implementar y/o monitorear tecnologías, eficientes y económicamente viables en las zonas rurales del país, que garanticen el desarrollo armónico de la actividad cafetera y permitan que las variables fisicoquímicas se encuentren en concentraciones que no deterioren el ecosistema.

A pesar de los numerosos estudios desarrollados en CENICAFÉ sobre alternativas para la protección de los recursos naturales de la zona cafetera, el control de la contaminación de las aguas residuales del café y el monitoreo de la calidad del agua mediante análisis físico-químicos, existe una gran brecha entre los resultados obtenidos en las investigaciones y la implementación o adopción de tecnologías por los caficultores colombianos (Rendón, 2014).

Como alternativas para la depuración de las aguas residuales se han implementado sistemas naturales de tratamiento, los cuales son eficientes e incurren en bajos costos de inversión, operación y mantenimiento. Algunos de estos sistemas son los humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal, que corresponden a zonas inundadas por aguas subterráneas en donde se presentan procesos complejos que depuran a nivel secundario o terciario efluentes domésticos o industriales (Rodríguez, 2009); también pueden ser capaces de producir efluentes aptos para ser vertidos o reutilizados.

Como aporte ingenieril al tratamiento de las aguas mieles generadas en la finca cafetera “El Pomorroso”, Solarte & Urrea, (2015), construyeron como tratamiento secundario un humedal de flujo subsuperficial horizontal sembrado con plantas de la especie *phragmites Australis*, el cual se evaluó posterior a su puesta en marcha y presentó unos objetivos de remoción aceptables, en conformidad con los valores máximos permisibles presentados en la Resolución 0631 de 2015; tiempo después, en esta investigación, resultó imprescindible realizar el monitoreo de la eficiencia de remoción del sistema para establecer el comportamiento y desempeño de la unidad frente a las especificaciones de diseño, aplicando un análisis estadístico básico, descriptivo, gráfico y exploratorio de las variables respuesta: demanda química de oxígeno (DQO), sólidos suspendidos totales (SST), nitritos (NO_2^-), fosfatos (PO_4^{3-}) y pH, en el afluente y efluente, las cuales se cuantificaron periódicamente durante un año.

4. Objetivos

4.1 Objetivo general

Evaluar la eficiencia de remoción del humedal construido de flujo subsuperficial horizontal (HCFSSH), en términos de materia orgánica y nutrientes, localizado en la finca el Pomorroso, vereda el Carmen, Departamento del Cauca.

4.2 Objetivos específicos

- Determinar temporalmente el comportamiento de los parámetros fisicoquímicos, DQO, SST, nitritos, fosfatos y pH, a la entrada y salida del HCFSSH, como sistema implementado para el tratamiento secundario de las aguas residuales del café.
- Verificar si los parámetros analizados en el efluente se encuentran en concordancia con la resolución 0631 de 2015 y los criterios de calidad para la conservación de la biota acuática (WHO, 1996).
- Identificar los mecanismos de remoción predominantes de las variables estudiadas.
- Proponer acciones de mejora en cuanto al manejo y diseño del HCFSSH, para optimizar la eficiencia de remoción del sistema.

5. Marco referencial

5.1 El beneficio húmedo del café (BHC)

El fruto de café maduro recién cosechado, o café cereza (Figura 2) es un compuesto biodegradable que tiende a descomponerse fácilmente y a perder con ello su calidad intrínseca; la preservación del mismo se garantiza al transformar efectivamente dicha cereza en café pergamino seco (o semilla) a la humedad del equilibrio, a partir del procesamiento del café por vía húmeda (Rodríguez, 2009). En este proceso esencialmente se eliminan las estructuras exteriores del fruto tales como la pulpa (mesocarpio), la piel (exocarpio) y finalmente la capa de mucílago gelatinosa que recubre el pergamino. La categorización de húmedo se debe al alto consumo de agua, aproximadamente 1 litro por kilogramo de café (Muro et al., 2009).

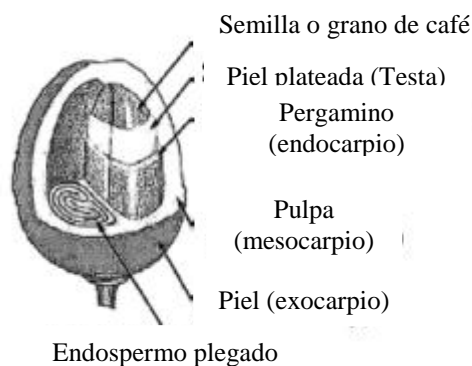


Figura 2. Conformación del grano de café.

Fuente: modificado de Von Enden et al., (2002)

Las etapas que se implementan en el beneficio húmedo del café (Fotografías 1, 2, 3, 4 y 5) se resumen a continuación (Guardia 2012, Centro Nacional de Investigaciones de Café [CENICAFÉ], 2013; Von & Calvert, 2002):

- **Recepción del fruto.** En fincas con producciones menores de 300 arrobas de café pergamino seco, como la finca “El Pomorroso”, el café cereza se recibe en una máquina llamada la tolva de la despulpadora.



Fotografía 1. Recepción de los frutos de café en la tolva de la finca “El Pomorroso”.
Fuente: elaboración propia

- **Despulpado de los granos de café.** En máquinas llamadas despulpadoras el exocarpio y la pulpa de café (mesocarpio) se eliminan mecánicamente por medio de la presión que ejerce la camisa de la despulpadora, aprovechando la cualidad lubricante del mucílago. Este proceso debe realizarse en un tiempo inferior a 6 horas después de la cosecha, con el fin de evitar un fenómeno llamado fermento.



Fotografía 2. Despulpado en la finca “El Pomorroso”
Fuente: elaboración propia



Fotografía 3. Pulpa liberada durante el despulpado.

Fuente: elaboración propia

- **Fermentación del café recién despulpado.** En esta etapa los granos del café despulpado se trasladan al tanque de fermentación, en el cual el mucílago o capa que representa el 20% del peso del fruto maduro, de característica gelatinosa, mucilaginoso e hidrosfópica, se somete a fermentación natural para su desintegración; creándose así, una fase líquida heterogénea a partir de la hidrólisis y acidogénesis de algunas peptinas y azúcares del mucílago, produciendo con ello un drenado contaminante (Zambrano e Isaza, 1994).

El tiempo de fermentación empleado en la finca “El Pomorroso” es de 12 a 13 horas, el cual se elige de acuerdo a las condiciones naturales del medio como la altitud y la temperatura (Rothfos, como se citó en von Enden et al, 2002), resultando importante garantizar el tiempo óptimo de fermentación para evitar el fenómeno químico denominado sobre fermentación, que consiste en la generación de algunos defectos de sabor tales como: aroma a vinagre, fermento, piña o vino, cebolla, rancio o stinker.

- **Lavado del café fermentado.** Una vez la capa de mucílago se hidroliza completamente pasado el tiempo de fermentación, se requiere de entre 2 y 3 lavados con agua limpia para remover la parte restante del mucílago desintegrado y los productos de la fermentación; así se obtiene la semilla áspera y sin mucílago (apta para el secado).



Fotografía 4. Lavado de café en la finca “El Pomorroso”.
Fuente: elaboración propia

- **Secado del café.** Esta actividad tiene como objetivo disminuir la humedad del café desmucilaginado y despulpado hasta los niveles de humedad exigidos en la comercialización (10% a 12%), valores que limitan la actividad metabólica de microorganismos patógenos del café y garantizan la conservación de su valor nutricional, calidad física, organoléptica e inocuidad por periodos prolongados de tiempo. El secado de productos como el café se suele desarrollar en sistemas que aprovechan óptimamente la humedad y la radiación solar natural; dentro de los que sobresalen: el secador parabólico, el secador solar tipo túnel, los secadores solares tipo túnel construidos con estructura metálica y el secador solar tipo túnel para pequeños productores.



Fotografía 5. Secador solar tipo túnel en la finca “El Pomorroso”
Fuente: elaboración propia

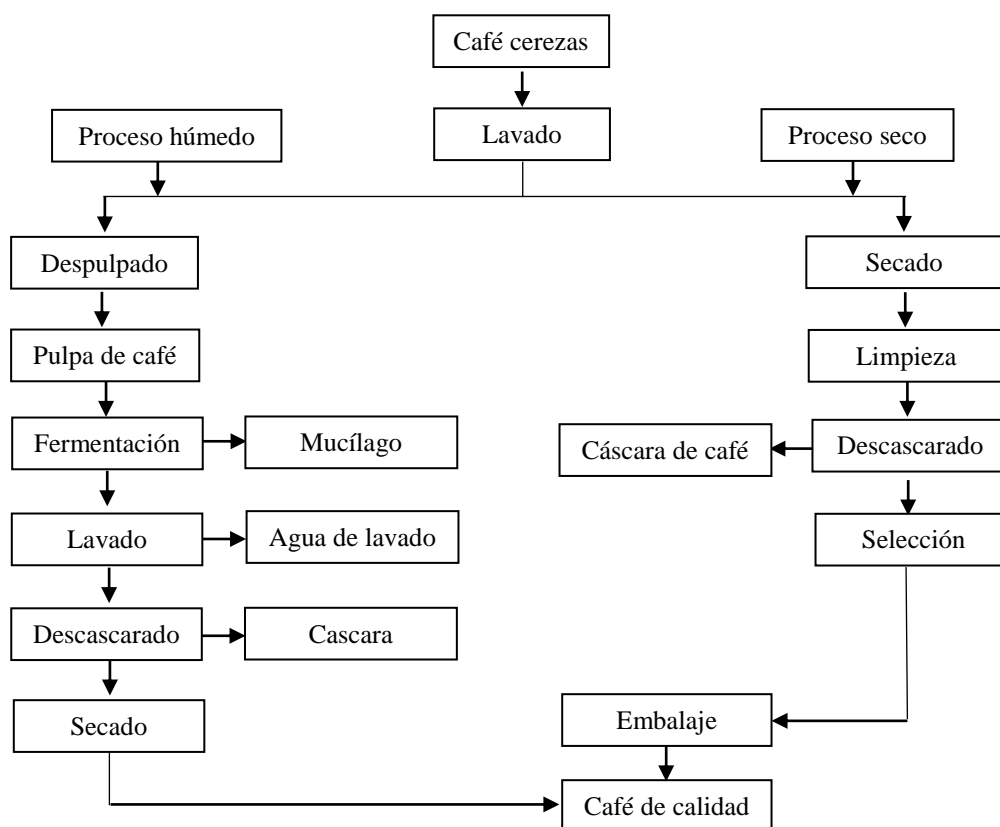


Figura 3. Proceso industrial del fruto del café
Fuente: Modificado de Pandey et al., 2000

Aproximadamente un 30% del agua utilizada en un día se emplea en despulpar el fruto, el 70% restante se emplea en el lavado del café (Solarte & Urrea, 2015). Los componentes orgánicos de la pulpa y el mucílago se concentran en el agua utilizada en el proceso, ocasionando valores considerables de DQO, 115,1 g de DQO por Kg de café en cereza (Zambrano e Isaza, 1998).

5.1.1 Características de las aguas residuales del beneficio húmedo del café.

Se estima que aproximadamente durante el proceso de beneficio húmedo convencional del café se liberan al ambiente entre 40 y 45 L (Rodríguez, Pérez y Fernández, como se citó en Zayas, Gunther & Fernando, 2007), de aguas residuales, caracterizadas por presentar altos contenidos de materia orgánica disuelta y suspendida, bajos valores de pH y un color particular (café oscuro). Otros de los compuestos característicos de las aguas en análisis son la cafeína, grasas, sustancias péptidas y algunas macromoléculas como ligninas, taninos y ácidos húmicos (Zayas, Gunther y Fernando, 2007).

La polución de estas aguas residuales se ocasiona durante la liberación de materia orgánica en las actividades de despulpe y desmucilaginado (von Enden & Calvert, 2002), actividades en las cuales se diluyen los diferentes componentes orgánicos de la pulpa (ver Tabla 1) y el mucílago en el agua de lavado (ver Tabla 2); por su parte la pulpa de café, contiene entre 21-32% de carbohidratos, 7.5-15% de proteína y 2-7% de grasa (Ulloa et al., 2003), y el mucílago contiene proteínas (8.9%), azúcares (4.1%) y sustancias pépticas (0.91%) (Belitz et al., 2004). Las estructuras de los compuestos ya mencionados se caracterizan por ser altamente complejas, estables y estar formadas por enlaces lo suficientemente fuertes como para no ser degradados bajo los diferentes procesos de biodegradación aerobia en los ecosistemas naturales.



Fotografía 6. Aguas mieles del lavado de café en la finca El Pomorroso
Fuente: elaboración propia

Los componentes orgánicos: la pulpa y el mucílago consisten en una gran extensión de proteínas, azúcares y el mucílago en particular de pectinas, es decir, carbohidratos de polisacáridos (Avellone et al, 1999).

Tabla 1. Composición de la pulpa de café.

Componente	Porcentaje
Extracto de éter	0,48%
Fibra cruda	21,4%
Proteína cruda	10,1%
Ceniza	1,5%
Extracto libre de Nitrógeno	31,3%
Taninos	7,8%
Sustancias pécticas	6,5%
Azúcares no reductores	2,0%
Azúcares reductores	12,4%
Ácido clorogénico	2,6%
Cafeína	2,3%
Ácido cafeico total	1,6%

Fuente: Gathuo et al., 1991

Tabla 2. Composición del mucílago del café.

Componente	Porcentaje
Agua	85,2%
Proteína	8,9%
Azúcar Glucosa (reductora)	2,6%
Azúcar Sacarosa (no reductora)	1,6%
Pectina	1,0%
Ceniza	0,7%

Fuente: Clifford & Wilson, 1985

Una vez se generan las aguas residuales del café, empieza un proceso complejo de fermentación, acidificación e hidrolización de los materiales sólidos biodegradables. Durante la fermentación y acidificación de las azúcares inmersas en las mismas, se genera CO₂ y alcohol, el cual se convierte rápidamente en ácido acético, por medio de las enzimas liberadas por los microorganismos que bordean el fruto del café, reduciéndose con ello el pH a menos de 4 unidades de pH (von Enden & Calvert, 2002). La digestión del mucílago forma una corteza gruesa que es de color negro en la superficie del agua residual y marrón viscoso por debajo, color que predomina en toda el agua residual.

Otra de las reacciones dadas en la fermentación y acidificación de azúcares, es la formación de oligosacáridos de pectina de cadena corta a partir de la división de las pectinas de cadena larga, mediante la acción de las enzimas pectinasa y pectasa (von Enden et al., 2002);

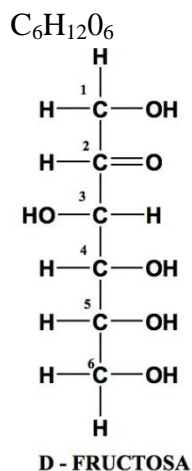
bajo las condiciones ácidas de las aguas, los oligosacáridos se eliminan como ácido péptico de la solución (Rothfos, como se citó en von Enden et al., 2002).

Ácido que puede reticularse en un gel insoluble de pectato de Calcio, en presencia de iones multivalentes en solución, como el calcio (von Enden et al., 2002).

Así pues, los oligosacáridos de pectina salen de la solución y flotan en la superficie del agua residual; por su parte los compuestos estables, altamente resistentes a la degradación natural, que persisten en las aguas son ácidos y compuestos de color flavonoide de las cerezas de café. Estos últimos le confieren al agua residual un tinte verde oscuro si el pH ronda las 7 unidades de pH (von Enden et al., 2002).

Los materiales orgánicos no biodegradables que constituyen la DQO, representan cerca del 80% de la carga contaminante total en las aguas residuales del beneficio húmedo del café (Von Enden & Calvert, 2002); debido a su complejidad molecular se descomponen estrictamente por procesos avanzados de oxidación (PAO), los cuales transforman las estructuras químicas estables de los contaminantes mediante la generación de grupos hidroxilo (Von & Calvert, 2002; Montiel et al., 2019). Los materiales que componen la elevada DQO en su gran mayoría se encontrarán en el agua como sólidos de mucílago precipitados y algunas sustancias tóxicas de baja biodegradabilidad, que provienen esencialmente de la pulpa del café, tales como taninos, cafeína y polifenoles (von Enden et al., 2002).

- **Acidez.** El proceso de fermentación dado en los efluentes residuales provenientes del lavado del mucílago del café, consiste en la fermentación de las azúcares en presencia de levaduras, que las transformará en alcohol y CO₂; alcohol que es convertido aceleradamente en ácido acético en el agua fermentada (von Enden et al., 2002). La reacción que explica el proceso de transformación de las azúcares hasta etanol se puede entender a partir de la fermentación biológica del azúcar predominante tanto en el mucílago como en la pulpa, la fructuosa, un azúcar de 6 carbonos, isómero de la glucosa, así:



Posteriormente el etanol es rápidamente transformado por las bacterias en ácido acético, a partir de una compleja reacción enzimática que se puede resumir a continuación:



Es así, que la formación de ácido acético en la segunda reacción es la causa directa de que el pH de las aguas residuales ronde las 4 unidades de pH.

Otro factor que contribuye a la acidez de las ARBHC, es la presencia de ácidos orgánicos provenientes de la cascara del fruto y de la pulpa (Cruz et al., 2017)

En algunas de las investigaciones revisadas que trataban sobre el estudio de la composición de las aguas residuales del beneficio húmedo del café, se presentan los parámetros fisicoquímicos más representativos que conforman la matriz compleja de las mismas:

Tabla 3. Caracterización de los contaminantes típicos en las aguas residuales del beneficio del café.

Parámetro determinado	agua de despulpe del proceso	Agua de lavado de fermentación	Agua de lavado mecánicamente
DQO mg/L	12 410-16 200	8 100-13 200	15 200-21 100
DBO mg/L	3 450-9 420	5 300-7 100	9 520-12 100
Sólidos totales mg/L	6 200-8 600	4 100-5 200	7 920-10 300
Sólidos volátiles	4 620-6 050	2 980-4 050	5 300-7 610
N-NH ₃ mg/L	14-20	11-17	18-27

Parámetro determinado	agua de despulpe del proceso	Agua de lavado de fermentación	Agua de lavado mecánicamente
Fosforo total mg/L	20-25	13-19	21-30
Fenoles mg/	18-55	ND	ND
Ph	3.5-4.5	4.2-5.0	4.1-4.7

Fuente: Instituto superior de Ciencia y Tecnología de la Habana, como se citó en Solarte & Urrea, (2015).

Tabla 4. Valores y desviaciones estándar de las principales características de las aguas residuales del beneficio húmedo del café.

Variables	ARC crudo
Ph	4.7 ± 0.5
COD total (g m ⁻³)	17.244 ± 3486
BOD total (g m ⁻³)	8005 ± 1631
N _T (g m ⁻³)	231.6 ± 47.4
P _T (g m ⁻³)	23.0 ± 5.1
K _T (g m ⁻³)	624.9 ± 177.4
F _T (g m ⁻³)	133.4 ± 13.6

Fuente: Rossmann et al., 2012

Tabla 5. Características de las aguas del procesamiento húmedo del café.

Parámetros	Concentración
Color (CU)	470 – 640
Sólidos disueltos totales (mg L ⁻¹)	1130 – 1380
sólidos suspendidos totales (mg L ⁻¹)	2390 – 2820
Sólidos totales (mg L ⁻¹)	3520 – 4200
Ph	3.88 – 4.11
Conductividad eléctrica (dS m ⁻¹)	0.96 – 1.20
Oxígeno disuelto (mg L ⁻¹)	2.0 – 2.6
Demanda bioquímica de Oxígeno (mg L ⁻¹)	3800 – 4780
Demanda química de Oxígeno (mg L ⁻¹)	6420 – 8480
BOD:COD radio	0.56 – 0.59
Carbono orgánico total (%)	0.36 – 0.48
Nitrógeno (mg L ⁻¹)	125.8 – 173.2
Fósforo (mg L ⁻¹)	4.4 – 6.8
Potasio (mg L ⁻¹)	20.4 – 45.8

Fuente: Selvamurugan et al., 2010

5.2 Humedales construidos

La International Wrestling Association [IWA] (2000), define un humedal como una zona inundada o saturada bien sea por aguas superficiales o por aguas subterráneas con una frecuencia, duración y profundidad suficientes para mantener especies de macrófitas, enraizadas sobre un lecho de grava impermeabilizado, adaptadas a crecer en suelos saturados. Estos sistemas naturales son utilizados como alternativas de control y remediación de la contaminación de aguas residuales (Arias & Brix, 2005; Lu et al., 2008), en tanto que al interior del sistema se configuran procesos físicos, químicos y biológicos que ocurren mediante la interacción de las aguas con el suelo, las macrófitas, los microorganismos y la atmósfera, desarrollándose mecanismos depuradores como: sedimentación, adsorción, filtración, degradación biológica, fotosíntesis, fotooxidación y toma de nutrientes por parte de la vegetación (Roig, 2014).

5.2.1 Humedales de flujo subsuperficial.

El diseño de estos sistemas consiste en una cama, sea de tierra o arena y grava, plantada con macrófitas acuáticas que generalmente corresponden a la caña común, *phragmites Australis*. En este tipo de humedal el agua se distribuye en un extremo del lecho, se filtra, circula en sentido horizontal a través de un medio granular de relleno y entre las raíces de las plantas, logrando así su tratamiento mientras fluye lateralmente a través de un medio poroso con flujo pistón (Delgadillo et al., 2010); ya en el fondo del lecho, el agua tratada se recolecta y se evacua por medio de tuberías. La profundidad media de estos sistemas suele ser inferior a los 0.60 m, y la pendiente de fondo debe ser pequeña para mitigar fenómenos hidráulicos como zonas muertas aun manteniendo condiciones hidráulicas de flujo laminar (Arias & Brix, 2005).

5.2.1.1 Componentes de un humedal.

a) Plantas. La alternativa de tratamiento con humedales construidos articula el uso de plantas superiores o macrófitas como método de tratamiento de las aguas y propone el aprovechamiento al máximo de las ventajas de las zonas tropicales tales como la amplia disponibilidad de luz solar, las altas temperaturas y las propiedades inherentes de las plantas del trópico, además de su gran variedad (Fonseca & Villate, 1983). Las macrófitas tienen la capacidad de purificación superior de los efluentes, removiendo trazas de metales, nutrientes, materiales orgánicos y otros contaminantes; además en los humedales construidos, aportan condiciones propicias para el tratamiento de las aguas residuales, tales como: brindar estabilidad del sustrato y limitar la canalización del flujo, disminuir las velocidades de aguas bajas y facilitar la precipitación de los sólidos, asimilar e incorporar a sus tejidos carbono, nutrientes y elementos traza y generar condiciones aerobias, a partir de la transferencia de oxígeno entre la atmósfera y los sedimentos, en las que los microorganismos suspendidos en las plantas, oxidan la materia orgánica (Lara, 1999).

Delgadillo et al., (2010), describen algunos de los mecanismos de purificación ejercidos por las macrófitas en humedales construidos:

- La oxidación de la materia orgánica la realizan las bacterias asociadas a la raíz de la planta.
- La remoción de nitrógeno se realiza por absorción de la planta y por una combinación de procesos microbianos, nitrificación – desnitrificación.
- La remoción de fosfatos y otros iones se lleva a cabo, en gran parte, por la absorción de la planta y mecanismos de precipitación y adsorción de fosfatos por parte de la grava.
- ***Phragmites Australis***. Estas plantas conocidas comúnmente como carrizo, son cañas helofíticas anuales que tienen una altura de entre 1.8 y 4 m, con raíces rizomatosas perennes que normalmente penetran considerablemente a una profundidad de 45 cm, presentan flores en espiguilla de julio a octubre (Roig, 2014; Saleem et al., 2018). Se ha expandido en todos los continentes, con excepción de la Antártida, encontrándose muy comúnmente en cursos de agua, ya sea acuática o marginal, formando típicamente cinturones continuos a lo largo del cauce. En la parte subterránea de la planta se desarrollan rizomas leñosos, escamosos, nudosos y largos estolones, además tiene un tallo relativamente simple formado por una sucesión de nudos que están cubiertos por las vainas de las hojas y tienen entrenudos fácilmente diferenciados que conforman la caña de la planta.

El carrizo ha sido ampliamente utilizado en el tratamiento de aguas residuales. Dentro de las características importantes de esta planta sobresale su efectividad en la transferencia de oxígeno en los sistemas de fitorremediación debido a que los rizomas penetran verticalmente el medio de soporte a una profundidad considerable, además de no ser fácilmente depredadas por herbívoros debido a su bajo valor nutricional (Lara, 1999).

Phragmites Australis es una de las especies macrófitas que más se ha implementado en humedales construidos para remediar aguas residuales de diferentes tipos, debido a su capacidad de crecimiento favorable en zonas inundadas (Davis et al.,2005; Schroder et al., 2008), aplicación de mecanismos de defensa contra agentes estresantes, adaptabilidad y capacidad de absorción de diversidad de xenobioticos (Van der Werff, 1991) tales como iones que aportan altos niveles de salinidad, colorantes de tipo azoicos como antraquinona, colorantes poliméricos (Gulen & Eris, 2004; Vieira Santos et al., 2000), entre otros más; también se ha evidenciado que la caña en cuestión tolera eficientemente las condiciones anaerobias y de exceso de nutrientes (Bello et al., 2018; Tilley and St. John, 2012).

A diferencia de otras macrofitas sembradas en humedales construidos como *Typha Angustifolia*, *Typha Latifolia* y diversidad de especies más, *Phragmites* tiene la capacidad de sobrevivir en aguas con un pH de entre 3.7 y 8.7 (Tilley and St. John, 2012); esta tolerancia a condiciones ácidas ha sido verificada en diferentes estudios como el reportado por Davies et al., (2007), quienes evaluaron el efecto y adaptación de *Phragmites Australis* en la remoción del ácido Azo Naranja (AO7), proceso en el cual la macrofita *Phragmites* activó sus mecanismos naturales de defensa más allá de los niveles basales, liberando POD (P. Chysosporium Peroxidadas) las cuales corresponden a un grupo amplio de enzimas intrínsecas generadas en la pared y vacuolas celulares, que están asociadas con la polimerización oxidativa de agentes estresantes para producir suberina y lignina en las paredes celulares, aportándole así defensa a los tejidos vegetales de las raíces frente a condiciones de estrés (Markkola et al., 2002)

La macrófita en análisis, cuenta con un sistema radicular que se caracteriza por liberar exudados (vitaminas y antibióticos) y transportar oxígeno desde las hojas hasta las raíces a través de flujo convectivo a altas tasas (0.02–12 g O₂/ m² día) (Brix, 1997; Armstrong et al., 1991), lo cual redundaría en la producción de gradientes redox que apoyan la protección de los tejidos vegetales de las raíces y fortalece la biopelícula frente a factores estresantes como la acidez de las aguas residuales a tratar (Davis et al.,2005).

Se ha demostrado que plantas de la especie *Phragmites Australis*, sembradas en sistemas hidropónicos de aguas profundas se adaptan y son mayormente eficientes en la remoción de Cd bajo condiciones ácidas, en las que las aguas residuales sintéticas (CdCl₂ disuelto en 1 L de agua MilliQ) presentan un pH de 4 unidades, alcanzando eficiencias de remoción de 92% (Bello et al., 2018). Novotny & Olem, (1994), también resaltaron la capacidad que tiene esta macrofita para sobrevivir a extremas condiciones de contaminación y tolerar niveles bajos de pH (aproximadamente de 4 unidades) en los que las raíces de la planta asimila favorablemente Xenobióticos (Alzate, 2015); en Colombia Montes et al., (2018), reportaron la adecuada adaptación y resistencia que presentó *Phragmites*, sembrada en un humedal de flujo vertical para tratar ARBHC con un pH de 4 unidades, logrando incrementarlo hasta en 2.5 unidades; Solarte & Urrea, (2015) también verificaron la viabilidad de implementar *Phragmites Australis* en un HCFSSH, para depurar satisfactoriamente ARBHC con un pH de 3,94.

Así pues, aguas residuales ácidas como las de la minería y el beneficio húmedo del café pueden ser depuradas mediante fitorremediación en humedales construidos sembrados con *Phragmites Australis* (Alzate, 2015; Lara, 1999), no solo por su tolerancia a las características ácidas de estas aguas, sino porque tienen la capacidad de incrementar el pH de las mismas, vía liberación de ácidos orgánicos, exudados y/o interacción grava-biopelícula adherida a la rizósfera (Ijaz et al., 2015).

b) Sustrato o medio filtrante. El sustrato cumple importantes funciones en la configuración de los humedales de flujo subsuperficial tales como dar soporte a las plantas, extraer algunas sustancias contaminantes mediante la sedimentación y filtración de las mismas, y facilitar la adhesión de los microorganismos que degradan la materia orgánica (Li et al., 2010; Delgadillo et al., 2010). El tamaño del sustrato afecta directamente el flujo hidráulico al ser aplicado en el humedal; así pues, con sustratos correspondientes a arcilla o limo (partículas cuyo tamaño permiten que los poros sean más pequeños), aunque se logra una mejor capacidad de absorción y filtración, se presenta una elevada resistencia hidráulica al flujo, limitando el caudal a tratar (Arias, 2004). En caso contrario, de utilizarse como medio filtrante gravas o arenas (partículas que permiten que los poros sean más grandes) se disminuye la capacidad de absorción y el poder filtrador del medio, pero aumenta la conductividad hidráulica (Delgadillo et al., 2010).

El humedal objeto de estudio en este proyecto, tiene como material de sustrato, grava. Este material también conocido como canto rodado, se puede extraer del lecho de los ríos y de grandes depósitos de roca o canteras. El tamaño de estas partículas, que se encuentra entre 2 y 64 mm (Kadlec & Wallace, 2008), permite que los poros entre partículas presenten un diámetro adecuado que facilita el drenaje del agua residual y evita el rápido taponamiento (García et al., 2010). Las características fisicoquímicas de la grava y por tanto, el comportamiento en la remoción de contaminantes son factores que dependen considerablemente del origen del material (Stefanakis & Tsihrintzis, 2009).

c) Microorganismos. Los microorganismos protagonizan, en los humedales construidos, los procesos de biodegradación de la materia orgánica, eliminación de nutrientes y elementos traza y la desinfección (Arias, 2004).

La mayoría de los procesos biológicos son llevados a cabo por bacterias, levaduras, hongos y protozoos. Estos microorganismos utilizan los nutrientes y el carbono de las aguas residuales para generar energía y la formación de nueva biomasa microbiana, procesos que dependen de la concentración del sustrato y las condiciones ambientales en el sistema como: pH, temperatura, humedad, radiación solar, disponibilidad de carbono entre otros. La energía se obtiene por la oxidación de los compuestos reducidos en el medio (compuestos orgánicos, amonio, hidrógeno o sulfuros) con un agente oxidante (oxígeno, nitrato, hierro (III), manganeso (IV) o sulfato); los microorganismos que utilizan el oxígeno para degradar la materia orgánica, ejercen un proceso más eficiente alcanzando mayor energía por unidad de masa de donador de electrones que la nitrificación o cualquier otro fenómeno de degradación orgánica (García et al., 2003).

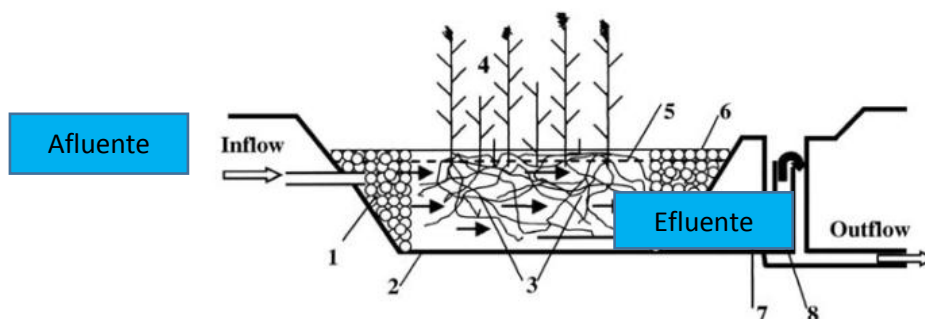


Figura 4. Estructura de un HCFSSH
Fuente: (Vymazal, 2007)

5.2.2 Mecanismos de remoción en los humedales.

5.2.2.1 *Sólidos suspendidos.*

En los humedales se generan procesos físicos llamados filtración del medio granular y sedimentación (Delgadillo et al., 2010), a partir de los cuales se elimina la materia en suspensión. Estos sólidos son retenidos en la zona próxima al afluente, realizándose la eliminación de la mayor parte de este material en el primer tercio del lecho del humedal (Roig, 2014).

5.2.2.2 *Materia orgánica.*

La materia orgánica particulada se deposita por filtración en la zona próxima al afluente, luego se convierte en partículas más simples mediante procesos de fragmentación abiótica, permitiendo así su hidrólisis por enzimas extracelulares. Procedentes de bacterias fermentativas facultativas y heterótrofas aeróbicas, que asimilan los sustratos simples procedentes de esta hidrólisis. La degradación de la materia orgánica disuelta puede ser realizada tanto en presencia de oxígeno, por la acción de bacterias aeróbicas heterótrofas, como en ausencia de oxígeno por bacterias heterótrofas de tipo anaeróbico estricto o facultativo. En este último caso la degradación anaerobia se desarrolla en dos fases: transformación de moléculas complejas en compuestos sencillos intermedios como ácido acético, ácido láctico, etanol y algunos gases, y en la segunda fase se degradan esos productos intermedios, por reacciones de metalogénesis, sulfatorreducción o desnitrificación (Roig, 2014).

5.2.2.3 *Nitrógeno.*

Los principales mecanismos de remoción del nitrógeno son la nitrificación y desnitrificación. La nitrificación requiere la presencia de oxígeno disuelto (condiciones aeróbicas), amonio o nitrito como fuente de energía y dióxido de carbono. En un principio las bacterias nitrificantes quimioautótrofas oxidan de iones amonio a nitrito (NO_2^-), seguidamente el género nitrobacter es responsable de la transformación de nitrito a nitrato (NO_3^-), requiriendo

toda la reacción de un alto ingreso de oxígeno, 4.5 Kg/Kg de amonio-nitrógeno (NH_4^-N) oxidado (Tanner, 2004). La desnitrificación, que es el paso final en la remoción de nitrógeno, se genera bajo condiciones anóxicas y en las que el oxígeno está disponible en fuentes tales como el nitrato, nitrito o incluso sulfato; los productos de esta reacción incluyen el óxido nítrico (N_2O) y el gas nitrógeno (N_2^+), productos que se liberan a la atmosfera (Delgadillo et al., 2010; Roig, 2014; Arias, 2004). Otro mecanismo importante de remoción de N en los humedales es la asimilación del amonio por parte de las plantas para el desarrollo de sus funciones vitales (Vymazal, 2007).

5.2.2.4 *Fósforo.*

Aproximadamente un 25% del fósforo total fijado en los sistemas naturales está presente como ortofosfatos, PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4 , y H_3PO , (Delgadillo et al., 2010). Estos son removidos en los humedales por mecanismos de tipo abiótico tales como la complejización, reacciones de precipitación con Al^{+3} , Fe^{+2} , Ca^{+3} y materiales arcillosos en el material granular y adsorción por el sustrato, siendo este último el mecanismo predominante. En la actualidad parece que la mejor manera de eliminar el fósforo es incorporando en los sistemas de humedales procesos de precipitación, por ejemplo, por adición de sales de aluminio (Arias & Brix, 2005).

5.2.3 Generalidades del diseño de los humedales construidos.

Las características físicas y dimensiones de los sistemas naturales de tratamiento en cuestión, dependen principalmente de la localización de la planta, de las características climáticas del sitio, de las características de la calidad del agua a tratar, de la calidad del agua efluente deseada de acuerdo a las exigencias de la normatividad ambiental vigente (Arias, 2004), además de la topografía, suelo, uso actual de los terrenos y la selección de la especie vegetal (Metcalf & Eddy, 1996).

Los humedales se consideran como alternativas de tratamiento que se puede ajustar a las condiciones climatológicas de Colombia, sin embargo, su eficiencia en el tratamiento de las aguas residuales dependerá considerablemente del uso de material vegetal autóctono y de la aplicación de las recomendaciones de diseño que han sido sugeridas por grupos o individuos expertos en diseño de humedales. Algunas de estas recomendaciones son:

- **Relación largo – ancho.** Se sugiere la selección de una proporción de largo – ancho de entre 2:1 o 3:1 para garantizar la inconcurrencia de fenómenos hidráulicos que reduzcan la capacidad de depuración del sistema, tales como cortos circuitos. Esta relación debe garantizar que el flujo en el sistema sea de tipo pistón (Arias & Brix, 2004). Es importante resaltar que relaciones altas como 10:1 o mayores conllevan a que se presenten desbordamientos debido al

incremento en la resistencia al flujo causado por la acumulación de residuos de vegetación (Lara, 1999).

- **Profundidad.** Para humedales de flujo subsuperficial horizontal se sugiere una altura del lecho máxima de 0.62 m. (US EPA,1993).(Luna & Aburto, 2014), recomiendan que la altura vertical del lecho debe estar entre 0.4 y 0.6 m.

- **Pendiente.** Estos sistemas deben ser implementados en terrenos uniformemente horizontales o de baja pendiente. Metcalf & Eddy (1996), sugieren diseñarlos u construirlos con pendientes del 1 al 5%.

- En el caso de los humedales de flujo subsuperficial horizontal es importante la selección adecuada del medio de soporte y sus características físicas tales como la granulometría, porosidad, y conductividad hidráulica puesto que la elección errada de estas características reduce el tratamiento de las aguas residuales debido a que se obstruye el medio de soporte, dificultando así la adsorción de diferentes contaminantes (Roig, 2014), el desarrollo de los procesos adecuados que depuran las aguas residuales y se reduce la vida útil del sistema (Caselles et al., 2007).

- Las estructuras de distribución y recogida de aguas deberían asegurar que el flujo del afluente a tratar se disperse uniformemente en la entrada del sistema. Las opciones incluyen canales y tuberías perforadas (Arias & Brix, 2003).

Tabla 6. Parámetros típicos de diseño para humedales construidos para tratamientos de aguas residuales

Tipo de Flujo	Horizontal	Subsuperficial
Carga orgánica afluente.	<112 DBO ₅ Kg ha ⁻¹ d ⁻¹	<150 DBO ₅ Kg ha ⁻¹ d ⁻¹
Carga hidráulica.	<5 cm d ⁻¹	<5 cm d ⁻¹
Tiempo de retención hidráulica.	5-15 días	>5 días
Área específica por PE.	De 5 m ² a 20 m ² PE	De 5 m ² a 20 m ² PE
Relación largo ancho.	10:01	3:1 2:1
Profundidad.	<0.60 m	<0.60 m
Pendiente del fondo.	<0.1%	<0.1%
Tipo relleno.	NA	Arenas y gravas
Vegetación.	Variable	Variable

Fuente: Adaptado de constructed wetlands for waster water treatment in Europe, 1998

5.2.4 Normatividad ambiental vigente de referencia en Colombia.

• **Resolución 0631 de marzo 17 de 2015.** La presente resolución establece los parámetros y los valores límites máximos permisibles que deberán cumplir quienes realizan vertimientos puntuales a los cuerpos de aguas superficiales y a los sistemas de alcantarillado público. Igualmente, se establecen los parámetros objeto de análisis y reporte por parte de las actividades industriales, comerciales o servicios, de conformidad con el artículo 18 de la presente resolución (Ministerio de Ambiente, y Desarrollo Sostenible [MinAmbiente], 2015).

Tabla 7. Parámetros fisicoquímicos y sus valores límites máximos permisibles en los vertimientos de ARnD para la actividad del beneficio del café, según la resolución 0631 de 2015

Parámetro	Unidades	Proceso Ecológico	Proceso tradicional
PH	Unidades de PH	5 a 9	5 a 9
SST	mg/L	800,00	400,00
DQO	mg/L O ₂	3 000,00	650,00

❖ **Aguas residuales no domésticas (ARnD).** Son las procedentes de las actividades industriales, comerciales o de servicios distintas a las que constituyen aguas residuales domésticas, (ARD); las aguas mieles del café son catalogadas como ARnD. Estas provienen de la actividad productiva agroindustrial llamada proceso de beneficio húmedo del café. Por tanto, los valores promedio de salida de las variables SST y DQO que se determinen una vez realizada la fase experimental, se compararán con los valores límites máximos permisibles presentados en el artículo 9º del capítulo VI de la mencionada resolución:

Artículo 9o. parámetros fisicoquímicos a monitorear y sus valores límites máximos permisibles en los vertimientos puntuales de aguas residuales no domésticas (ARnD) a cuerpos de aguas superficiales de actividades productivas de agroindustria y ganadería. Actividad: Beneficio de café:

5.2.5 Criterios de calidad para la conservación de la Biota acuática

En el caso de los nitratos se retoma el criterio de calidad orientado por la World Health Organization (WHO, 1996) el cual consiste en la concentración máxima permitida para cumplir con el objetivo de calidad llamado conservación de la vida acuática; teniendo en cuenta que al exceder la concentración orientada se presentarían variedad de procesos naturales que afectan el metabolismo de los organismos acuáticos. Algunos de estos pueden acumular contaminantes a lo largo de su vida o solo durante su periodo de crecimiento como consecuencia, en algunas especies los organismos más viejos pueden tener concentraciones más altas de contaminantes o resultar más vulnerables frente a los efectos tóxicos de nutrientes o determinados xenobióticos.

Kolkwitz & Marsson, (1909), fueron los primeros en concluir que aguas debajo de una descarga contaminada con altas cargas de materia orgánica y nutrientes, a medida que se lleva a cabo la depuración de las aguas contaminadas, se produce un cambio negativo en los componentes de las comunidades bióticas, generalmente mutaciones o decrecimiento de poblaciones. De ahí que no superar la concentración máxima de nitritos brindada por la WHO, resulta fundamental para no generar efectos negativos sobre las interacciones metabólicas de la biota.

Respecto a los fosfatos, se toma el criterio de calidad orientado por Surface Water Quality Modeling, (1997), para cumplir con el objetivo de calidad encauzado en no ocasionar eutrofización en los recursos hídricos teniendo en cuenta de que bajo este proceso biológico se presenta un excesivo crecimiento de algas por la abundancia del nutriente fósforo, ocasionándose así procesos de anoxia, decrecimiento de la tasa fotosintética y la bioproduktividad en los ecosistemas.

6. Metodología

6.1 Localización

El municipio de Sotará se encuentra ubicado en la región centro del departamento del Cauca; su cabecera municipal, se localiza a los 2 19' de latitud Norte y 76 34' de longitud Oeste de Greenwich, presentando una extensión de 517.766 Km², y una altura de 1.800 m.s.n.m. La mayor parte del territorio es montañoso, con un relieve perteneciente a la cordillera central que hace parte de la cuenca del río Patía. En las diferentes regiones del Municipio se presentan notables diferencias climáticas con referencia a factores de temperatura, precipitación, humedad relativa y vientos (Alcaldía Municipal de Sotará, 2018).

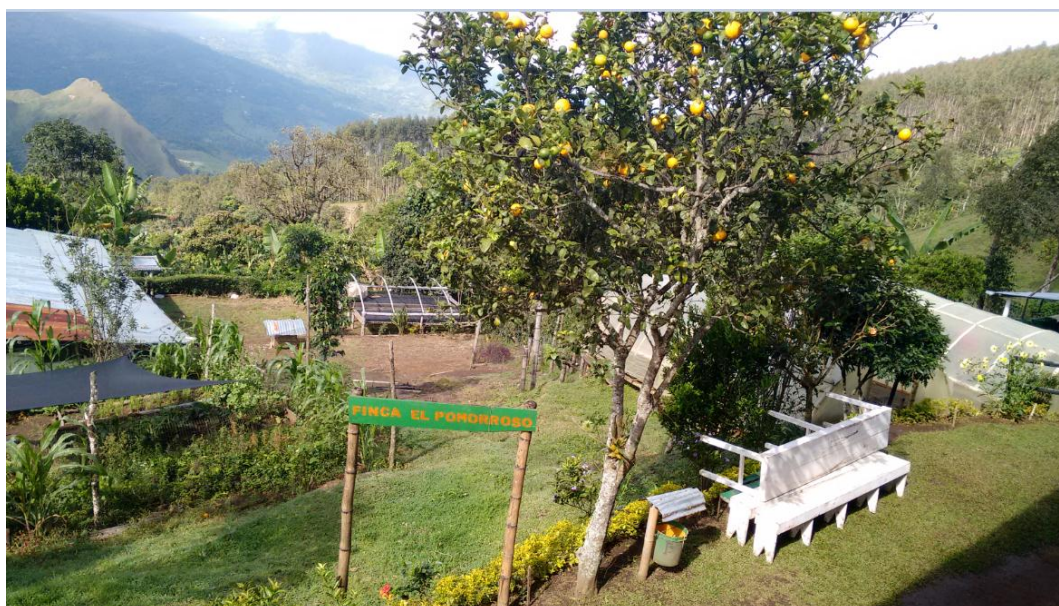
La Finca el Pomorroso est localizada en El Carmen, Sotará, el cual corresponde a uno de los 10 corregimientos del Municipio y se encuentra al sur de la cabecera municipal, presentando una temperatura promedio de 18C y una altura aproximada de 1.700 metros sobre el nivel del mar.

En esta finca de tipo familiar se sembraron aproximadamente 4000 árboles de café y se procesan los frutos maduros aplicando el proceso de beneficio húmedo del café. Las maquinas mecánicas implementadas en este proceso constan de una tolva despulpadora y un procesador de pulpa, el cual cuenta con un tanque tina y fosas de almacenamiento techadas; estos son considerados como prácticas ambientalmente sostenibles (CENICAFÉ, 2011).

En la fase experimental de la investigación realizada por Solarte & Urrea, (2015), se determinó mediante el estudio de los registros de cosecha de café, que el promedio de la semana de mayor producción era de 80 arrobas de café. Por ende, se utilizó dicho valor para el cálculo del caudal de diseño, en el día de producción pico.



Figura 5. Localización del Municipio de Sotará
Fuente Alcaldía Municipal de Sotará, 2018



Fotografía 7. Zona de estudio, Finca El Pomorroso
Fuente: elaboración propia

6.2 Tratamiento de las aguas residuales del beneficio húmedo del café

El pretratamiento instalado en la finca se construyó con el objetivo de efectuar el tratamiento inicial de las aguas resultantes del beneficio húmedo del café, proceso que se realiza en la finca en diferentes épocas del año cuando hay cosechas de granos de café maduro, con tendencia a hacerse más esporádicas desde mediados hasta finales de año debido a que el cultivo

de café decae en diferentes meses a causa de condiciones climáticas extremas (lluvias fuertes y sequías prolongadas). El pretratamiento está conformado por una trampa de pulpa que se encarga de retener además de la pulpa del fruto, los sólidos de mayor tamaño; como tratamiento primario se instaló una laguna acidogénica, la cual se diseñó con el objetivo de reducir el contenido de sólidos y materia orgánica para evitar colmatación del lecho del humedal construido y con ello pérdida de la capacidad depuradora del sistema.

La Trampa de grasas y/o pulpa tiene como función principal el pretratamiento o adaptación de las ARBHC antes de que ingresen al tratamiento primario y secundario; en esta trampa el agua percola y se retienen las partículas de mayor tamaño como la pulpa del fruto y los sólidos sedimentables, evitando así que en los sistemas de tratamiento posteriores se presente colmatación, problemas operacionales y bajas eficiencias de remoción (Ortiz y Montes, 2018; Pabón y Suarez, 2009). La estructura general de una trampa de este tipo comprende la cámara de entrada, salida y una tercera cámara intermedia en la que la pulpa y sólidos quedan retenidos; así pues, en la primera cámara ingresa el agua, en la segunda ascienden los sólidos y material orgánico de menor densidad que el agua y los de mayor densidad como la pulpa de café se asientan en el fondo de la trampa de grasa. Finalmente, en el tercer compartimento de la cámara, efluye el agua clarificada sin los sólidos y material vegetal en descomposición (Figura 6) (ISA, 2016).

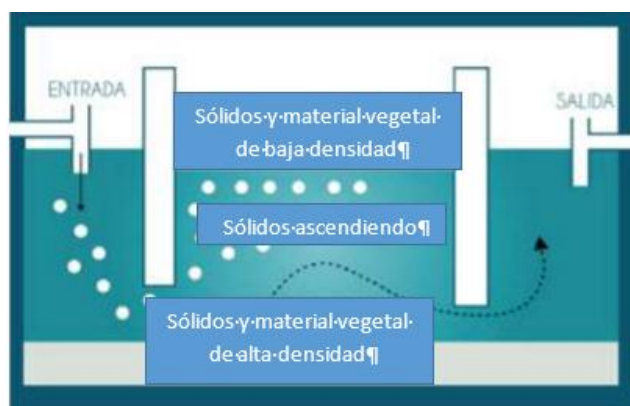


Figura 6. Estructura general de una trampa de grasa.
Fuente: Ingeniería y Servicios Ambientales (ISA).

De acuerdo a la descripción e información disponible que se recolectó en la finca el pomorroso sobre la trampa de grasas, se conoce que este pretratamiento instalado bajo tierra tiene forma cónica con la pared del lado de salida vertical, y cuenta con una profundidad de aproximadamente 0.8 m encontrándose a una altura de aproximadamente 6 m con relación a la tubería de descargue de las ARBHC. Tubería que está conectada al tanque tina donde se practica el lavado; este tratamiento cuenta con una capacidad de pulpa de 0.3 Kg, que corresponde a la

cuarta parte del caudal pico reportado por Solarte & Urrea, (2015). El ingreso a la trampa de grasa se hace por medio de un codo de 90° y la salida por medio de una T.

De acuerdo a la descripción e información disponible que se obtuvo en la finca el pomoroso sobre la laguna acidogénica es posible afirmar que recibe las aguas pre tratadas en la trampa de grasas mediante una tubería localizada por debajo del espejo de agua. La construcción de este sistema de tratamiento primario, requirió de una excavación trapezoidal del terreno de 2 m de largo, 1,0 m de profundidad, base menor de 0.8 m y base mayor de 1.5 m con un área transversal de 1.15 m².

La laguna cuenta con un borde libre de 0,5 m de ancho y una longitud de 2 m; con el objetivo de impermeabilizarla se dispuso de una geomembrana de polietileno de alta densidad caracterizada por presentar baja permeabilidad y alta resistencia frente a materiales corrosivos y sustancias inorgánicas altamente contaminantes de aguas subterráneas como metales pesados.

Este sistema primario fue diseñado para un tiempo de retención hidráulico de 2 días en el que se llevan a cabo una serie de reacciones bioquímicas en las que se hidrolizan los compuestos de alto de alto peso molecular o sustratos neutros en las ARBHC como las pectinas y protopectinas, y a su vez se acidifican los compuestos que han sido hidrolizados, o se encuentran en forma soluble como los azúcares propios del mucílago y la pulpa del café (Dávila y Flores, 2016; Cenicafé, 2009). Los monómeros formados en la hidrólisis son metabolizados por las bacterias fermentativas y convertidos en ácidos grasos de cadena corta, alcoholes, hidrógeno, dióxido de carbono (APA,2012; Dávila y Flores); en el caso particular de las ARBHC predomina la formación de ácidos grasos relativamente fuertes, como el ácido acético, propiónico y butírico (Cenicafé, 2009) los cuales le aportan a las ARBHC los iones hidronio causantes de que el pH alcance valores de entre 3 y 4 unidades. Este sistema primario le entrega el efluente al sistema de tratamiento secundario a partir de una tubería subterránea ubicada por debajo del nivel del agua, fluyendo a una baja velocidad.

Los microorganismos fermentativos protagonistas de la acidogenesis en las ARBHC tratadas en la laguna, se encuentran bordeando el mucílago de café y se caracterizan por ser heterótrofos; en investigaciones realizadas por Cenicafé, (1999), se han reportado recuentos de microorganismos en el mucílago fresco del orden de $6.9 \cdot 10^6$ unidades formadoras de Colonias por gramo (6,9 UFC/g) para aerobios mesófilos Y $1,8 \cdot 10^6$ UFC/g para levaduras.

El humedal evaluado en esta investigación, se implementó como tratamiento secundario de las aguas residuales del beneficio húmedo del café. Este sistema fue diseñado con un largo de 4 m, un ancho de 1,5 m y un área superficial de 6 m²; las cargas de entrada y superficial calculadas para su diseño fueron de 661 g/ día y 110,25 g/ m²* día respectivamente.

El sistema cuenta con 34 instalaciones hidráulicas conformadas por tuberías de PVC de 2" de diámetro; las tuberías de entrada y salida son de tipo flauta, presentando orificios de 1/2" separados entre sí por 5cm; a 50 cm de la entrada y salida, se instalaron 6 piezómetros distribuidos en forma de espina de pescado.

Este sistema tiene como medio de soporte grava media y gruesa con tamaños efectivos D_{10} de 32 mm y 128 mm respectivamente, con una porosidad del 40%. La capa de grava implementada fue de 0,8 metros. El humedal se impermeabilizó utilizando una geomembrana de polietileno de alta densidad, de tipo lisa y calibre 40, la cual fue protegida con un geotextil.

A continuación, se presenta la vista en planta y de perfil del humedal construido de flujo subsuperficial horizontal estudiado en esta investigación (ver Figura 7).

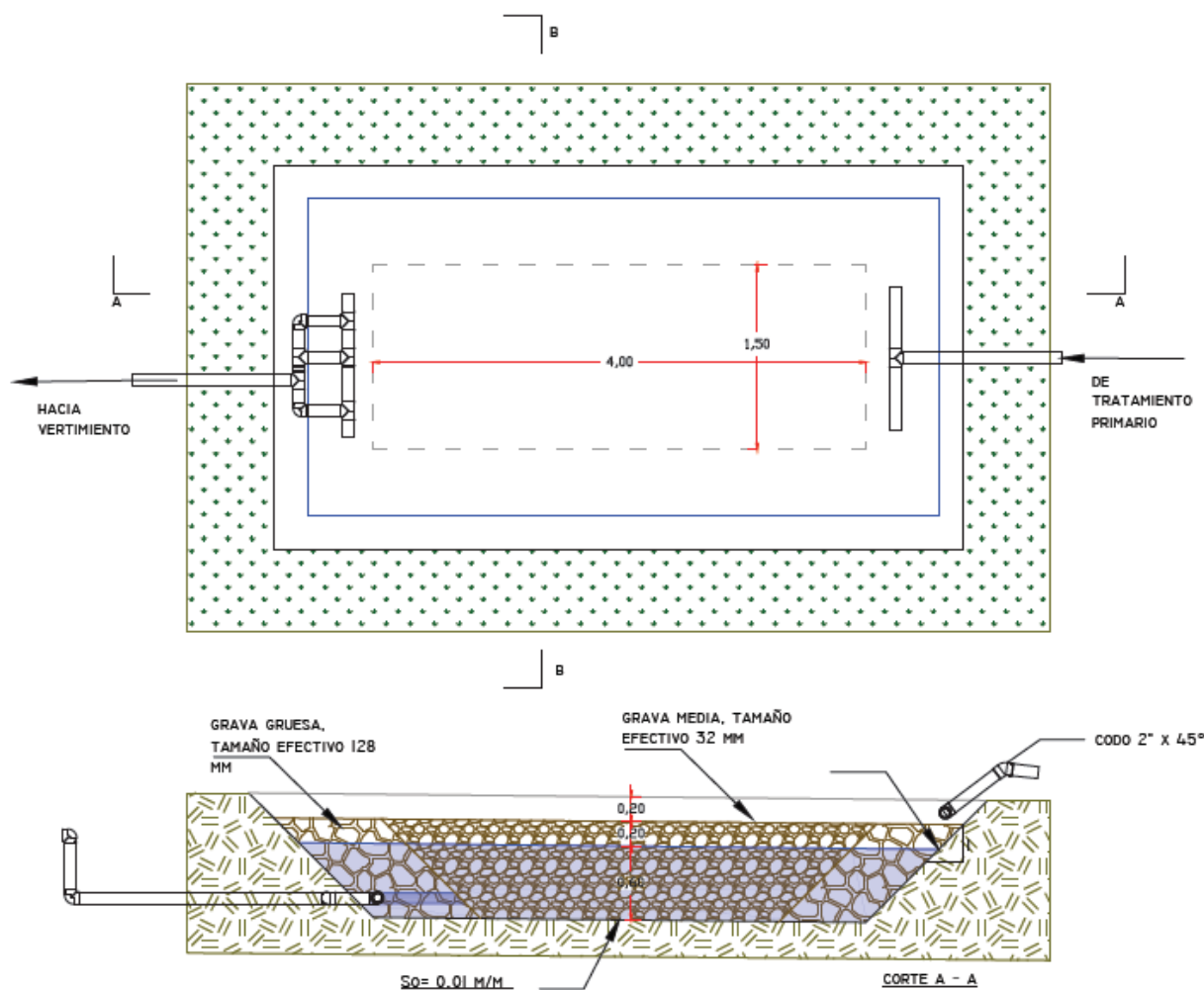


Figura 7. Vista en planta y de perfil del humedal construido.
Fuente: Solarte & Urrea, 2015

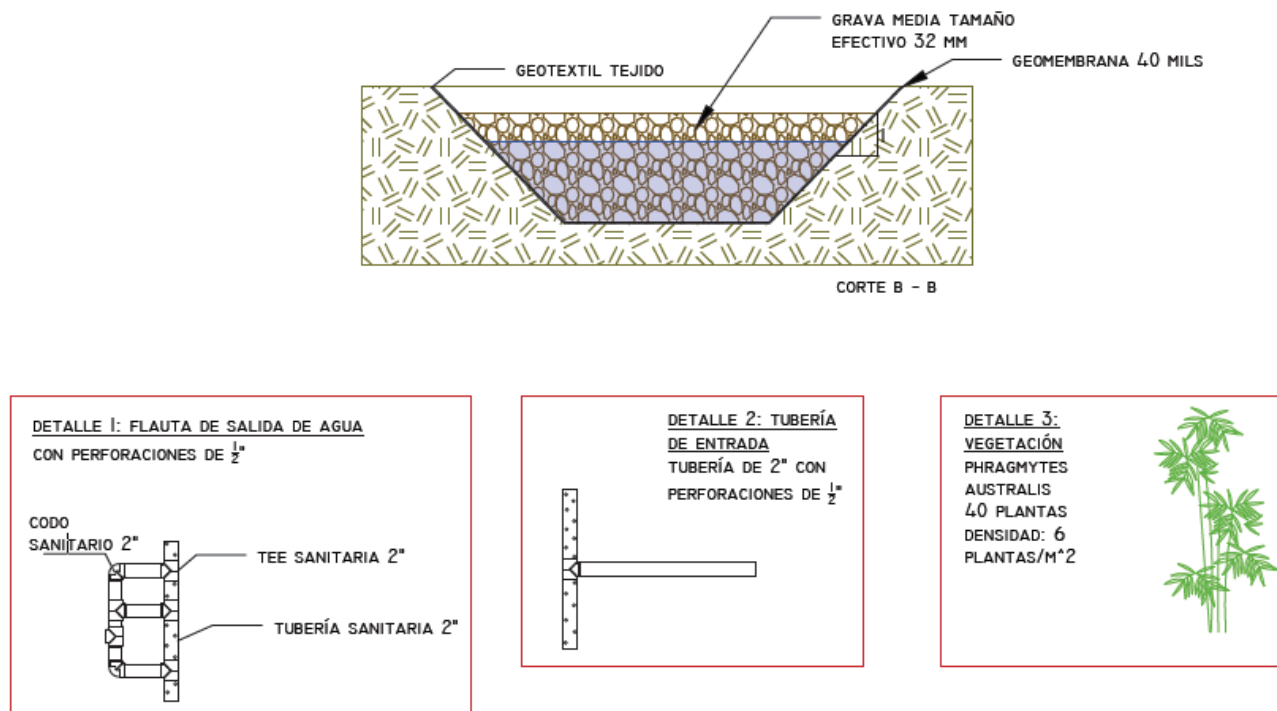


Figura 8. Detalles de construcción del humedal construido.
Fuente: Solarte & Urrea, 2015

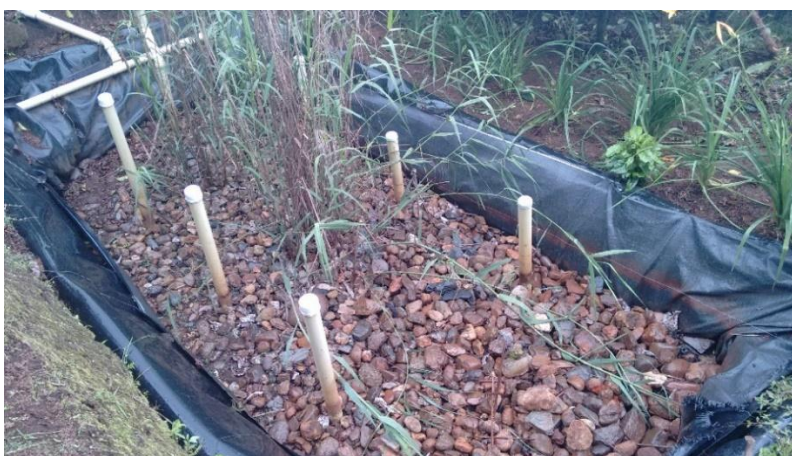


Fotografía 8. Tratamiento preliminar (trampa de grasas) y primario (laguna acidogénica) del beneficio húmedo del café.
Fuente: Solarte & Urrea, 2015

6.3 Reconocimiento del sistema

Se realizaron dos salidas del campo en las que se efectuó el reconocimiento del sistema; en la primera, se conoció la forma como la comunidad estaba llevando a cabo el manejo del humedal y se identificaron los limitantes en cuanto al uso y mantenimiento del mismo. También se conocieron las condiciones bajo las cuales estaba funcionando el humedal, incluyendo el estado en el que se encontraban las plantas *Phragmites Australis*.

En la segunda visita se conocieron las características de diseño del sistema, tales como: largo, ancho, carga de entrada, carga superficial, carga transversal, tiempo de retención hidráulica y medio de soporte. Además, se establecieron las acciones de mejora a implementar para proveer un mantenimiento óptimo al humedal construido, que incurrirían en el incremento de la densidad de plantas al interior del humedal.



Fotografía 9. Estado del sistema en la primera salida técnica a la finca El Pomorroso
Fuente: elaboración propia



Fotografía 10. Estado del sistema en la primera salida técnica a la finca El Pomorroso
Fuente: elaboración propia



Fotografía 11. Estado del sistema en la segunda salida técnica a la finca El Pomorroso
Fuente: elaboración propia

En esta fase también se verificaron los parámetros y las características de diseño del sistema construido.

Tabla 8. Parámetros de diseño del humedal construido estudiado en esta investigación.

Parámetro	Resultado calculado
Área	6 m ²
Ancho	1.5 m
Largo	4 m
Carga de entrada	661 g/día
Carga superficial	110.25 g/m ² *día
Carga transversal	551.25 g/m ² *día
Tiempo de retención hidráulica	11 días
Medio de soporte	Grava media y grava gruesa con tamaños efectivos D10 de 32mm y 128 mm respectivamente. Porosidad teórica del 40%. Altura de la capa de grava: 0.8 metros previamente lavada.

Fuente: Solarte & Urrea, 2015.

6.4 Mantenimiento del sistema

En la anterior fase se identificaron limitantes en cuanto al manejo y mantenimiento del sistema, tales como la colmatación del lecho con material vegetal obstructivo ajeno al humedal y el taponamiento de la salida del sistema, situación que estaba incrementando el nivel de diseño del agua hasta una altura por encima del material filtrante lo que no permitía que el caudal de entrada fuera igual al de salida.

Como consecuencia de las fallas en el mantenimiento del sistema, se captó la formación permanente de ácido sulfhídrico gaseoso (H_2S) y metano (CH_4), productos predominantes de la degradación anaerobia de las aguas mieles en el interior del humedal construido; alrededor de las aguas descompuestas se hicieron visibles algunos vectores (dípteros), además de sus larvas y huevos y algunos macro invertebrados bioindicadores de agua dulce medianamente contaminada del orden *odonata* (libélulas). Otro factor que pudo estar asociado a la acumulación de las aguas mieles en el humedal fue el crecimiento limitado de las plantas sembradas y su debilidad a nivel de tallos, hojas y raíces.

Con el fin de remediar la situación en la que se encontró el humedal se brindaron pautas de mantenimiento como la remoción manual de material vegetal sobrante alrededor y dentro del mismo cada vez que el viento lo llevara hasta el sistema, además de colocar un anjeo alrededor del humedal para mitigar el ingreso de material colmatante. También se procedió a abrir la tubería de salida de las aguas residuales tratadas, y se le mencionó a la comunidad la importancia de ello para no alterar las condiciones de diseño de este sistema.



Fotografía 12. Estado del sistema luego de su mantenimiento
Fuente: elaboración propia

6.5 Caracterización fisicoquímica del afluente y efluente del humedal

6.5.1 Variables respuesta

En función de las características de las aguas residuales que se sometieron a tratamiento en el humedal construido, los parámetros que se eligieron como covariables para evaluar la eficiencia de remoción del sistema fueron el pH, Demanda química de oxígeno (DQO), los nutrimentos nitritos, fosfatos, y los sólidos suspendidos totales (SST).

Los resultados de las concentraciones medianas de DQO, pH Y SST en el efluente del sistema se compararon con los valores límites máximos permisibles dados en la Resolución 0631 de 2015 para el sector de las actividades productivas de agroindustria y ganadería. Esta Resolución no brinda los valores guía para los nutrientes estudiados, por ende, la concentración mediana a la salida de nitritos se comparó con el criterio de calidad para la conservación de la biota orientado por (WHO, 1996) y la concentración mediana de fosfatos se comparó con el criterio de calidad para evitar eutrofización (Surface Water Quality Modelling, 1997).

6.6 Muestreo

Se realizaron muestreos en días en los que se practicó el beneficio húmedo de café en la finca (9 veces), obteniéndose 9 muestreos a la salida, y a la entrada del humedal. Las respectivas muestras se depositaron en frascos de plástico previamente lavados con el tipo de agua a colectar y rotulados, posteriormente se refrigeraron mediante el uso de gel refrigerante y se transportaron al laboratorio certificado de la Corporación Autónoma Regional del Cauca (CRC), en el que se estudiaron las variables ya mencionadas bajo los métodos presentados en la Tabla 9.



Fotografía 13. Muestreo de las aguas residuales a la salida del sistema
Fuente: elaboración propia



Fotografía 14. Muestreo de las aguas residuales.
Fuente: elaboración propia



Fotografía 15. Recepción de las muestras en el laboratorio de la CRC.
Fuente: elaboración propia.

Tabla 9. Métodos implementados en el laboratorio de la CRC para el análisis de cada una de las fisicoquímicas de interés

Variable	Método / Equipo
DQO (mg/L)	SM5220D
PH (unidades de pH)	Sonda multiparamétrica
Sólidos Suspendidos Totales (mg/L)	SM2540D
Fosfatos (mg/L)	SM4500-P E, Modificado
Nitritos(mg/L)	SM 4500-NO2
	- B

Fuente: elaboración propia

El caudal se midió, implementando el método volumétrico. Éste consistió en la cuantificación del volumen respectivo que se descargaba desde la entrada y salida del humedal en un balde graduado, durante un periodo determinado de tiempo. El caudal en cada ensayo correspondió al cociente entre el volumen medido y el tiempo que tardó la descarga del mismo. Los valores del caudal, tanto del afluente como del efluente, resultaron al promediar los tres que se midieron a la entrada y salida del sistema.



Fotografía 16. Medición del caudal a la entrada del humedal mediante el método volumétrico
Fuente: elaboración propia



Fotografía 17. Medición del caudal a la salida del humedal mediante el método volumétrico.
Fuente: elaboración propia.

7. Procesamiento de datos y análisis de resultados

La unidad experimental estudiada corresponde a un humedal construido de flujo subsuperficial horizontal, sembrado con plantas de la especie *Phragmites Australis*.

El experimento realizado fue de medidas repetidas, debido a que se tomaron diferentes muestras para analizar cada parámetro a la entrada y salida del sistema, pasando a evaluar y comparar el comportamiento temporal de cada variable (Correa, 2004).

Posteriormente, se llevó a cabo un análisis estadístico básico, exploratorio, gráfico y descriptivo de cada una de las variables respuesta (DQO, SST, nitritos, fosfatos y pH) el cual permitió evaluar su comportamiento y realizar una interpretación de las mismas, utilizando diagramas de caja, de líneas múltiples, histogramas y estadísticas básicas, mediante la aplicación del programa IBM SPSS (Statistical Package for the Social Sciences) versión 23 y Microsoft Office Excel 2016; una vez estudiadas las distribuciones de las concentraciones de cada parámetro a la salida del humedal, se aplicó la prueba de hipótesis no paramétrica de Wilcoxon sobre la mediana de cada distribución, asumiendo un nivel de significancia del 5% para un 95% de confiabilidad, con el objetivo de aprobar o no la hipótesis nula en cada caso y verificar el cumplimiento de la resolución 0631 de 2015 y los criterios de calidad expuestos.

Cabe mencionar que durante la fase experimental del proyecto se presentaron diferentes factores climáticos inherentes a cada muestreo tales como vientos, precipitaciones, brillo solar, radiación entre otros; en estadística estos fenómenos se denotan como factores aleatorios, es decir que no se pueden predecir, controlar, cambiar o evitar por parte de quien realiza el experimento (Pecoraio, 2015) para garantizar homogeneidad en las condiciones experimentales de los muestreos, en tanto que son producidos por eventos incontrolables o impredecibles y de magnitud diferente en cada experimento (Pecoraio, 2015; Gutiérrez y Vladimirovna, 2014). De ahí que se obtuvieran valores atípicos en cada grupo de variables respuesta, que se encontraron dispersos entre sí mismos y con respecto a su media como consecuencia de la influencia de los factores climáticos ya mencionados.

Teniendo en cuenta que los datos atípicos afectan a la media porque es una medida de tendencia central sensible frente a valores extremos, se tomó como valor de referencia la mediana de cada conjunto de variables respuesta debido a que es una medida de tendencia central de baja sensibilidad frente a la inestabilidad de los datos.

Cada porcentaje de remoción, sobre el que se planteó el objetivo general del trabajo, ejercido por el humedal se determinó mediante la siguiente ecuación:

$$\% \text{ Remoción} = \frac{[CE - CS]}{CE} * 100, \text{ donde}$$

CE: corresponde a la concentración en mg/L de la variable medida a la entrada del humedal en el muestreo X.

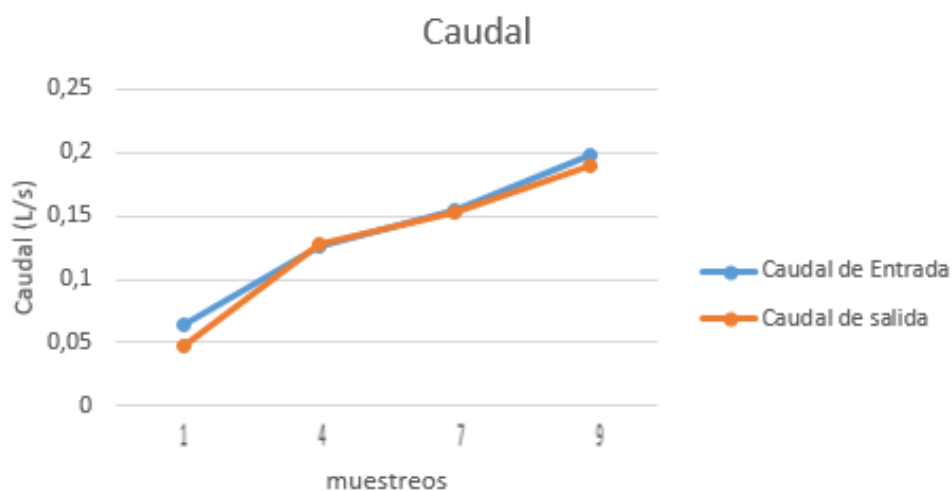
CS: corresponde a la concentración en mg/L de la variable medida a la salida del humedal en el muestreo X.

El caudal obtenido en cuatro de los muestreos se muestra a continuación:

Tabla 10. Comportamiento del caudal del afluente y efluente durante su monitoreo.

Muestreo	Q entrada (L/s)	Q salida (L/s)
1	0,064	0,047
4	0,126	0,128
7	0,154	0,152
9	0,198	0,190
Mediana	0,140	0,140

Fuente: elaboración propia.



Gráfica 1. Comportamiento del caudal del afluente y efluente durante su monitoreo

Fuente: elaboración propia

Las mediciones de caudal se realizaron en las jornadas de muestreo 1, 4, 7 y 9, en las que se generaron volúmenes adecuados de efluente del beneficio húmedo del café con los que se conseguía aplicar el método volumétrico, es decir en los muestreos en los que fue factible aforar. Así pues, en los muestreos 2, 3 y 5, se generaron volúmenes de agua residual, que se colectaron para análisis en el laboratorio mediante succión de las tuberías de entrada y salida del humedal, más eran insuficientes como para que el agua fluyese libremente por dichas tuberías y se pudiesen medir en el recipiente aforado.

En el caso de los muestreos 6 y 8 se generaron considerables volúmenes de agua residual, tales que por la velocidad con que efluían de las tuberías, sobrepasaban la capacidad de los baldes volumétricos con los que se contaba para aforar, teniendo volúmenes incontables en el tiempo de medición. De ahí que se hubiese extraído la mediana de los caudales medidos, y se tenga esta medida de tendencia central como referencia dada la intermitencia del caudal en el tiempo de muestreo.

Se extrae de la Gráfica 1 que el caudal tuvo un comportamiento intermitente en los diferentes muestreos, sin presentar una tendencia a estabilizarse en el tiempo como consecuencia de que las cantidades de pulpa y mucílago liberados diferían conforme lo hacía la cantidad de café lavado en cada jornada; así pues, el volumen de agua residual tratado por el humedal no era constante. Esta disparidad en los caudales entrantes al sistema, directamente condiciona el pH del afluente y la concentración de contaminantes en el agua residual a tratar.

La intermitencia del caudal en este tipo de sistemas es un factor negativo que desestabiliza las condiciones microbiológicas e hidráulicas desarrolladas dentro del sistema, ocasionando problemas de colmatación e inestabilidad de la fijación de la biopelícula adherida al sustrato y raíces de *Phragmites*, lo que indudablemente reduce la eficiencia de los procesos físicos, químicos y biológicos que remueven o transforman los contaminantes estudiados.

Los caudales medidos indican que se está superando el caudal pico de diseño con el que fue modelado el humedal, 0,0020 L/s, así pues, es necesaria la implementación de un sistema que permita una alimentación continua de agua residual al humedal, un mecanismo adecuado y de bajo costo sería un aliviadero; el cual es un dispositivo hidráulico que regula el caudal y evacúa el caudal sobrante para garantizar el ingreso del caudal de diseño.

A continuación, se presentan las estadísticas descriptivas correspondientes a las variables de entrada y salida, medidas durante el estudio; las medianas de las concentraciones de salida se tomarán como referente experimental para ser comparadas con los valores reportados en la literatura, en la resolución 0631 de 2015 y los criterios de calidad para la conservación de la biota acuática y evitar eutrofización.

Tabla 11. Estadísticas básicas de las distribuciones de los valores de concentraciones de los parámetros evaluados a la entrada y salida.

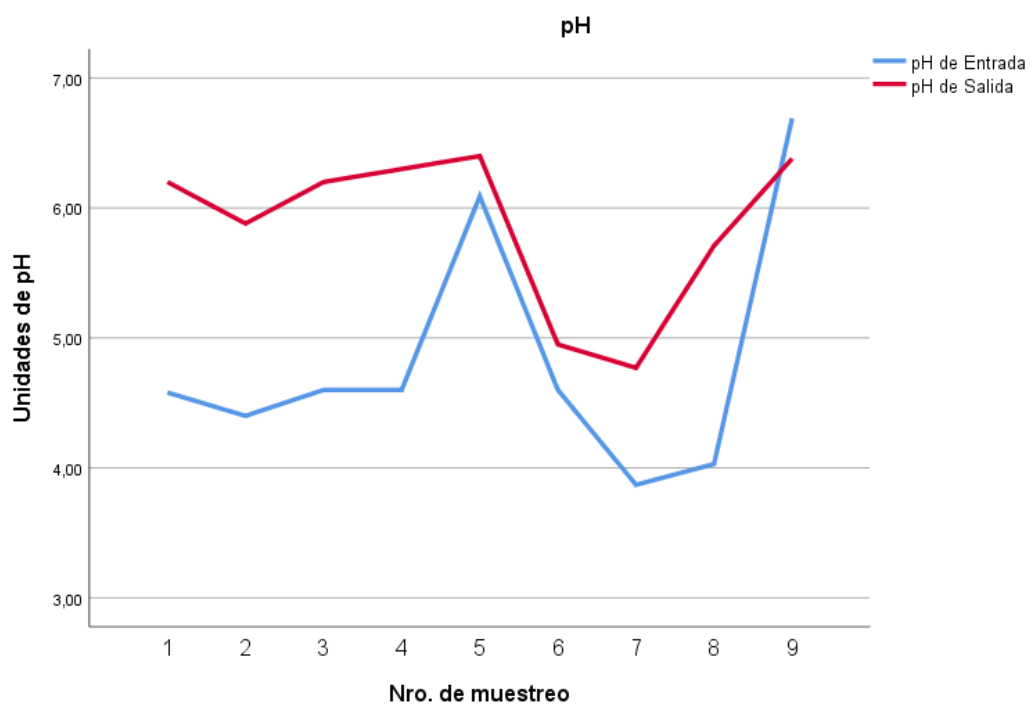
Estadístico / Descriptivos	DQO Entrada (mg/L)	DQO Salida (mg/L)	SST Entrada (mg/L)	SST Salida (mg/L)	Nitritos Entrada (mg/L)	Nitritos Salida (mg/L)	Fosfatos Entrada (mg/L)	Fosfatos Salida (mg/L)	pH Entrada	pH Salida
Mínimo	288	0,15	130	18,0	0,03	0,01	0,33	0,04	3,87	4,77
Cuartil 1(Q1)	614,5	17,95	331,65	23,2	0,07	0,01	0,51	0,07	4,32	5,33
Media	1166,40	681,12	487,26	119,94	0,186	0,04	0,614	0,32	4,85	5,87
Mediana	664	318,18	428	62,900	0,08	0,02	0,58	0,15	4,60	6,20
Cuartil 3(Q3)	1336,79	1031,13	454	214,5	0,24	0,07	0,73	0,59	5,35	6,34
Desviación estándar (D.E)	1275,73	1045,523	360,87	147,59	0,25	0,03	0,20	0,33	0,93	0,62
Coefficiente de variación	1,09	1,53	0,74	1,23	1,323	0,96	0,33	1,03	0,19	0,11
Máximo	4315	3226,26	1400	413,7	0,77	0,12	0,99	0,97	6,69	6,40
Asimetría	---	2,19	----	1,570	----	1,33	----	1,24	----	-1,13
Lim inferior y superior	185,78- 2147,01	-122,47- 1484,86	209,87-764,65	6,49- 233,39	-0,04-0,38	0,01- 0,07	0,46-0,77	0,06-0,57	4,14- 5,57	5,39- 6,33

Fuente: elaboración propia.

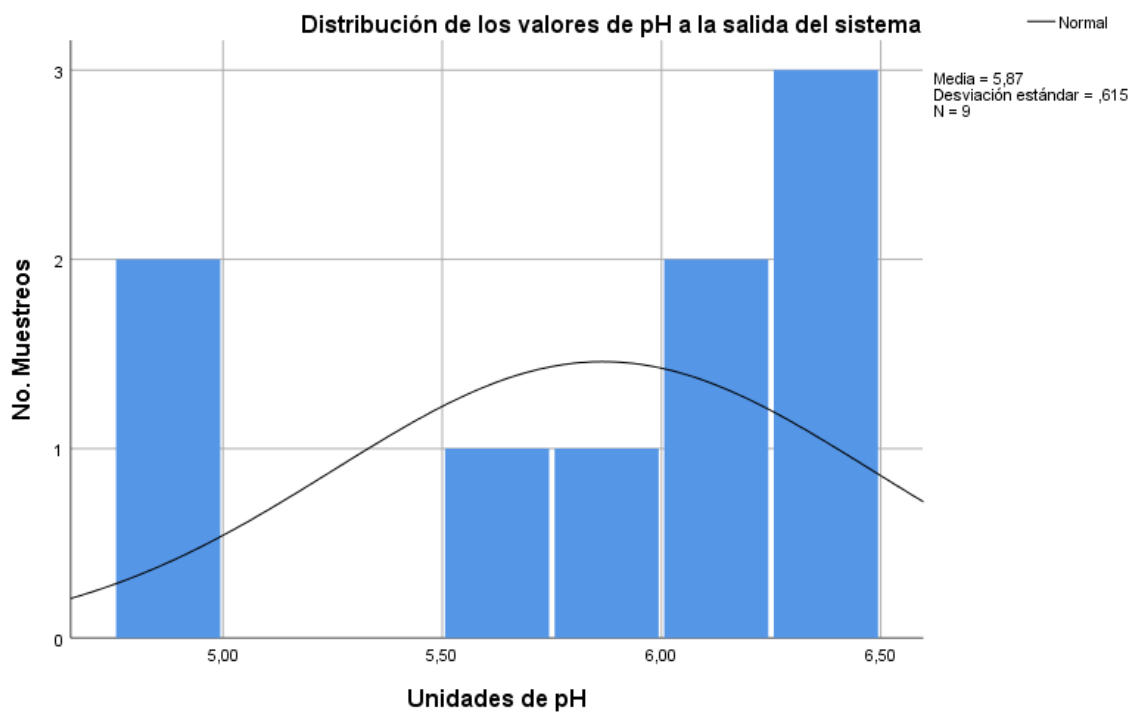
Tabla 12. Estadísticas descriptivas de las distribuciones de los porcentajes de remoción correspondientes a cada uno de los parámetros evaluados.

Estadístico / Descriptivos	Porcentaje de remoción de SST (%)	Porcentaje de remoción de DQO (%)	Porcentaje de remoción de Nitritos (%)	Porcentaje de remoción de Fosfatos (%)
Mínimo	3,34	43,37	12,50	54,55
Cuartil 1(Q1)	69,06	82,57	66,67	62,07
Media	69,66	83,25	69,52	78,79
Mediana	80,77	84,17	75	84,67
Cuartil 3(Q3)	95,54	95,04	84,42	91,38
Desviación estándar (D.E)	33,97	18,98	23,44	16,56
Coficiente de variación	0,49	0,23	0,34	0,21
Máximo	97,38	99,98	87,5	95,4
Lim inferior y superior con un 95% de confianza	43,55- 95,77	65,70- 100,80	51,50-87,54	61,41-96,16
Curtosis	0,68	4,15	5,07	-1,34
Asimetría	-1,39	-1,88	-2,1	-0,79

Fuente: elaboración propia.



Gráfica 2. Comportamiento del pH en el afluente y efluente del sistema durante los muestreos.
Fuente: elaboración propia



Gráfica 3. Histograma de la distribución de los valores de pH en el efluente del sistema.
Fuente: elaboración propia.

Resumen de prueba de hipótesis

	Hipótesis nula	Prueba	Sig.	Decisión
1	La mediana de pH de Salida es igual a 5,000.	Prueba de rangos con signo de Wilcoxon para una muestra	,021	Rechazar la hipótesis nula.

Figura 9. Resumen de prueba de hipótesis para el pH.

Fuente: elaboración propia

Nivel de significancia (α) del 5%

Nivel $P=0,021 < \alpha$

Hipótesis Nula (H_0): La Mediana (M_d) de la distribución de los valores de pH a la salida del humedal es igual a 5 (Valor Mínimo permitido).

$H_0: M_d = 5 \text{ U pH}$

Hipótesis alternativa: La mediana de la distribución de los valores de pH a la salida del humedal es superior o inferior a 5 UpH.

$H_a: M_d <> 5 \text{ U pH} \rightarrow M_d > 5 \text{ U pH o } M_d < 5 \text{ U pH.}$

Resumen de prueba de hipótesis

	Hipótesis nula	Prueba	Sig.	Decisión
1	La mediana de pH de Salida es igual a 9,000.	Prueba de rangos con signo de Wilcoxon para una muestra	,008	Rechazar la hipótesis nula.

Figura 10. Resumen de prueba de hipótesis para el pH.

Fuente: elaboración propia

Nivel de significancia (α) del 5%

$\alpha=0,05$

Nivel $P=0,008 < \alpha$

Hipótesis Nula (H_0): La Mediana (M_d) de la distribución de los valores de pH a la salida del humedal es igual a 9 (Valor Máximo permitido).

$H_0: M_d = 9 \text{ U pH}$

Hipótesis alternativa: La mediana de la distribución de los valores de pH a la salida del humedal es superior o inferior a 9 U pH.

$H_a: M_d <> 9 \text{ U pH} \rightarrow M_d > 9 \text{ U pH o } M_d < 9 \text{ U pH.}$

El diagrama de líneas (Gráfica 2), sugiere que los valores de pH correspondientes al afluente y efluente del sistema fluctuaron durante la fase de muestreo sin presentar una tendencia

en el tiempo, hecho que se fundamenta en que las cantidades de material contaminante liberado en cada lavado difirió de acuerdo a la cantidad de café lavado y agua utilizada; sin embargo estas distribuciones presentaron coeficientes de variación por debajo del 20% (Tabla 11), lo que indica que los valores no se encuentran considerablemente alejados de la media. Durante los primeros 8 muestreos el pH del afluente resultó ser inferior al del efluente, siendo esto constatado por el límite inferior al 95% de confianza del pH del afluente y el límite superior al 95% de confianza del efluente, 4,14 y 6,38, respectivamente. Así pues, el humedal incrementó el pH aproximadamente en más de dos unidades, comportándose como un sistema buffer que amortiguó la acidez característica de las aguas residuales del beneficio húmedo del café.

La capacidad que tienen los humedales de actuar como sistemas tampón en el tratamiento de algunos tipos de aguas residuales altamente contaminadas, al amortiguar el pH de las mismas, ha sido corroborada por Zupanc et al., (2009), quienes monitorearon el efecto de un humedal construido mixto de 730 m², implementado para tratar las aguas residuales de la producción de vinagre de manzana. El humedal que estaba constituido por grava gruesa (4/8mm y 8/16mm) y grava fina (0/4mm) y presentaba 4 camas de tratamiento: dos de flujo subsuperficial horizontal sembradas con la especie *Carex acutiformis* y las restantes de flujo vertical sembradas con *Phragmites Australis*, incrementó el pH desde 6,2 unidades en el afluente a 7,0 unidades en el efluente, en una proporción inferior a la obtenida en esta investigación.

Of et al, (2013), implementaron un humedal construido mixto para el tratamiento de las aguas del lavado de hortalizas, conformado por tres HCFSSH. El primero plantado con *Phragmites Australis* tenía como medio de soporte grava de diferentes diámetros (5 cm, 2.5 cm y 1 cm), seguido a este se encontraban dos más sembrados con *Thypha Latifolia*, que pulían el efluente del primero, y contenían como medio de soporte grava y tezontle (roca volcánica común en México de gran porosidad), este tratamiento surtió un efecto tampón en las aguas tratadas, incrementando el pH de 3,5-4 hasta 6-7, mitigándose así el efecto nocivo que ejercen las aguas de características ácidas sobre el ecosistema.

Por su parte Selvamurugan et al., (2010), mostraron el efecto de pulimiento que logró ejercer un humedal construido precedido por un reactor híbrido anaerobio, sobre aguas residuales del beneficio húmedo del café (ARBHC), obteniendo un incremento substancial del pH en más de 3 unidades, desde 4,05 hasta 7,52.

El fenómeno tampón corroborado en esta investigación, ocurre cuando las aguas residuales entran en contacto con la grava, desencadenándose un fenómeno de lavado que produce el arrastre de iones carbonato/bicarbonatos provenientes del material filtrante (Bernal et al., 2003); estos iones incrementan el pH de las aguas residuales, al producir iones OH⁻, base fuerte que neutraliza los H⁺ responsables de la acidez de las aguas residuales. La amortiguación del pH de los afluentes tratados en un HCFSSH, también se desarrolla como consecuencia de las

interacciones presentadas entre la grava y la biopelícula (Kadlec & Knight, 1996). Brix, (1994), por su parte, demostró que, en los sistemas maduros, en los que se ha incrementado en el tiempo la materia orgánica en descomposición proveniente de las plantas, se desarrolla la capacidad de amortiguación.

Otro factor que puede incrementar el pH en los HCFSSH, es la generación de bicarbonato (CaCO_3) a partir de la desnitrificación o proceso dominante de remoción de Nitrógeno en HCFSSH (Kadlec & Knight, 1996).

En este estudio se logra corroborar el hecho de que, al aumentar la materia orgánica y biomasa proveniente de las plantas, el sistema tampón desarrollado en el humedal incrementa su efectividad, pues al comparar los valores de pH promedio medidos en el afluente después del periodo de aclimatación del sistema y dos años después en esta investigación, se puede apreciar un incremento de pH desde 5,42 (Solarte & Urrea, 2015), a 6,2 unidades. Aunque el incremento es de aproximadamente una unidad, se evidencia que el sistema puede estar potenciando su capacidad buffer.

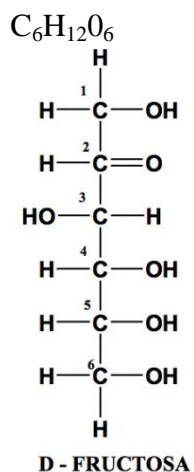
Se puede afirmar con un nivel de confianza del 95% que el pH de la distribución de los valores de pH del afluente se encontrará contenido en el intervalo entre 4,14 – 5,57 (Tabla 11). Esto es una evidencia estadística de que las ARBHC que ingresan al sistema tienen un pH que demuestra una marcada acidez; (Rossmann et al., 2013), evaluaron las características de las ARBHC que serían tratadas por sistemas de humedales construidos, obteniendo un valor promedio de pH de entrada de 4,7. De igual forma Selvamurugan et al., (2010), midieron el pH del afluente de ARBHC en un humedal construido, obteniendo en promedio 4,01 U pH (Unidades de pH), valor que corrobora, como en este estudio, la acidez de las ARBHC. Otros autores han determinado incluso valores más ácidos de pH en afluentes de ARBHC, de 3,44 (Fia et al., 2010a), y de 3,7 unidades (Fia et al., 2010b), debido a que las condiciones del proceso de beneficio húmedo del café, la especie del café lavado, y sus cantidades, afectan considerablemente la cantidad de ácido acético responsable de aportar iones hidronio a estas aguas.

En la etapa del beneficio húmedo del café denominada lavado del café fermentado se generaron como residuos más contaminantes, las aguas mieles, las cuales están formadas por compuestos biodegradables y no biodegradables de la pulpa y mucílago (Tabla 13 y 14); por su parte los componentes orgánicos consisten en una gran extensión de proteínas, azúcares y el mucílago en particular de pectinas, es decir, carbohidratos de polisacáridos (Avellone et al, 1999).

Las azúcares presentes en las aguas residuales provienen principalmente de la pulpa y mucílago fermentado; el primer subproducto o pulpa aporta aproximadamente 2% de azúcares no

reductores, 12,4 % de azúcares reductores y 6,5% de sustancias pépticas. Por su parte el mucílago fermentado libera en las aguas de lavado aproximadamente 2,5% de glucosa reductora, 1,6 % de sacarosa no reductora y 1% de pectinas o carbohidratos de polisacáridos (von Enden et al., 2002)

Microorganismos como las levaduras se encargan de fermentar las azúcares de las aguas mieles, transformándolas en alcohol y CO₂, este alcohol se convierte rápidamente en ácido acético en el agua fermentada (von Enden et al., 2002). La reacción que explica el proceso de transformación de las azúcares hasta etanol se explicará a partir de la fermentación biológica de la fructuosa (isómero de 6 carbonos de la glucosa), azúcar encontrada en el mucílago y pulpa:



Luego se presenta la conversión rápida, mediada por microorganismos, de etanol a ácido acético, a partir de una compleja reacción enzimática, sintetizada a continuación:



De esta forma se produce el ácido acético, compuesto que al formarse en cantidades proporcionales a las de los azúcares presentes en las ARBHC, se encuentra en concentraciones tales que hace que el pH de las aguas residuales ronde las 4,7 unidades, tal y como se corroboró en esta investigación.

A partir de la información brindada por el histograma (Gráfica 3), en conjunto con la curva normal sobrepuesta al mismo y el valor de la asimetría de la distribución de los valores de pH en el efluente (-1,113), se abstrae que la distribución no sigue un comportamiento normal y presenta asimetría negativa a la izquierda, por lo que en el histograma se aprecia el predominio a la derecha de valores mayores de pH (entre 5,5 y 7,5) por sobre los menores localizados a la izquierda e inferiores a 5 U pH. Bajo la condición de asimetría de la distribución estudiada, se

aplica una prueba de hipótesis no paramétrica sobre la mediana de la distribución, conocida como la prueba de Wilcoxon con el fin de estudiar el comportamiento de la mediana de los valores de pH del efluente con respecto al rango exigido en la RES 0631 de 2015, entre 5 y 9 U pH.

Una vez se aplica la prueba asumiendo como Hipótesis nula (H_0) que la mediana de la distribución es 5 U pH, se obtiene un nivel $P=0,021 < 0,05$, rechazándose así la hipótesis nula y acogiendo la hipótesis alternativa (Figura 9), en la cual se contemplan dos opciones: la primera que la mediana sea superior a 5 o la segunda que se inferior a 5. Atendiendo que en esta investigación la mediana de la distribución, 6,2, es superior a 5 hay suficiente evidencia estadística para afirmar que los pHs a la salida del humedal se mantendrán superiores a 5.

También se aplica la prueba tomando como Hipótesis nula (H_0) que la mediana de la distribución es 9 U pH, obteniendo un nivel $p=0,008 < 0,05$, lo cual conduce a que se rechace la hipótesis nula y se acoja la hipótesis alternativa, las hipótesis de que la mediana sea mayor que 9 o menor que 9 (Figura 10); dado que la mediana determinada en este estudio, 6,11, es inferior a 9 se tiene suficiente evidencia estadística para asegurar que los valores de pH del efluente se mantendrá por debajo de ese valor máximo permitido.

En este sentido la prueba aportó la evidencia estadística suficiente para aseverar que el humedal provee la estabilidad requerida para mantener a lo largo del tiempo, un pH mediano del efluente entre 5 y 9, cumpliendo así con la Resolución 0631 de 2015 en lo referente a los valores de pH en efluentes del beneficio húmedo del café. Es preciso mencionar que la mediana de esta distribución se encuentra también en armonía con los límites de seguridad para la conservación de la biota acuática CPCB, 5,5 y 9 (Selvamurugan et al., 2010).

Por último, resulta importante resaltar que ciertos mecanismos de remoción de nutrientes y materia orgánica en el humedal, debieron encontrarse limitados por la acidez innata de las ARBHC que ingresaron al sistema, 4,60 U pH, teniendo en cuenta que estos mecanismos son mediados mayormente por microorganismos, los cuales requieren de condiciones de acidez estrictas para su óptimo desarrollo biológico (Vymazal, 2007). Así pues, en el caso de la nitrificación es conocido que las bacterias quimio autótrofas que la protagonizan, presentan un mejor rendimiento entre 6,6 y 7,6 U pH (Vymazal, 2007); en el caso de la desnitrificación, las bacterias que la median que pueden ser organótrofos, litótrofos, fotótrofos, y/o diazotrofos (Paul & Clark, 1996) crecen satisfactoriamente en un medio que cuente con un pH de entre 6 y 8 (Paul & Clark, 1996). Finalmente Arias (2004), afirma que las bacterias formadoras de metano sólo se desarrollan adecuadamente en el rango de pH comprendidos entre 6,6 y 7,6.

Tabla 13. Composición de la pulpa del café.

Componente	Porcentaje
Extracto de éter	0,48%
Fibra cruda	21,4%
Proteína cruda	10,1%
Ceniza	1,5%
Extracto libre de Nitrógeno	31,3%
Taninos	7,8%
Sustancias pécticas	6,5%
Azúcares no reductores	2,0%
Azúcares reductores	12,4%
Ácido clorogénico	2,6%
Cafeína	2,3%
Ácido cafeico total	1,6%

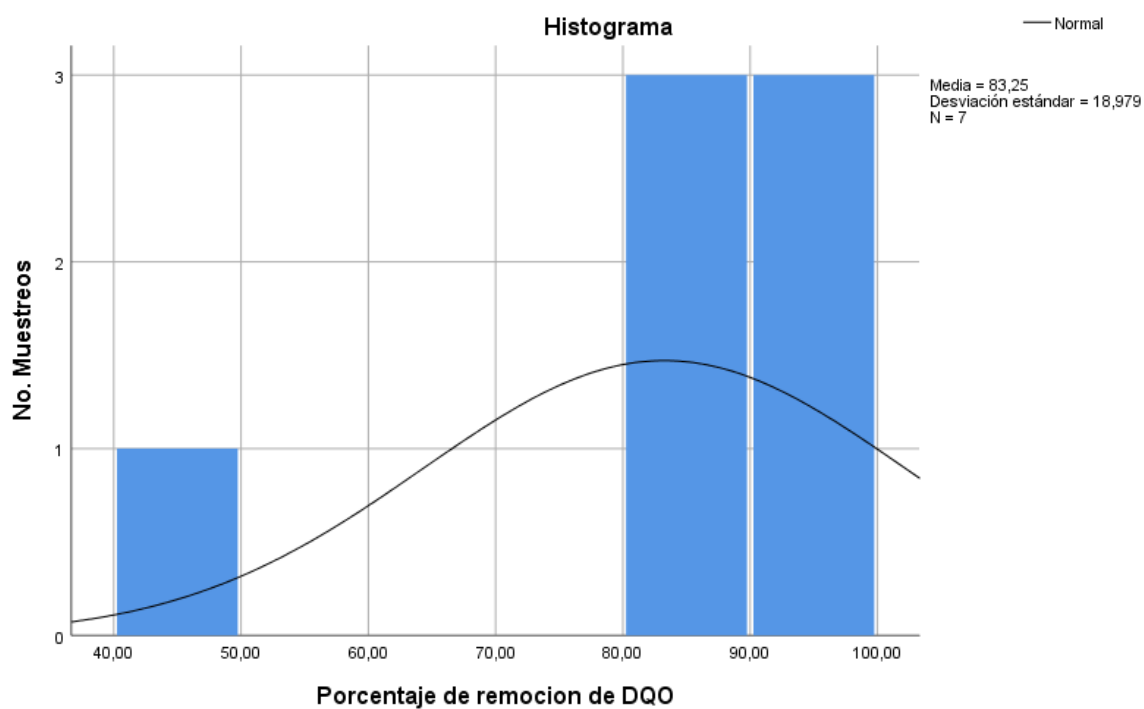
Fuente: (von Enden et al., 2002)

Tabla 14. Composición del mucílago

Componente	Porcentaje
Agua	84,2%
Proteína	8,9%
Azúcares	1,1%
Glucosa (reductora)	2,5%
Sacarosa (no reductora)	1,6%
Pectina	1,0%
Ceniza	0,7%

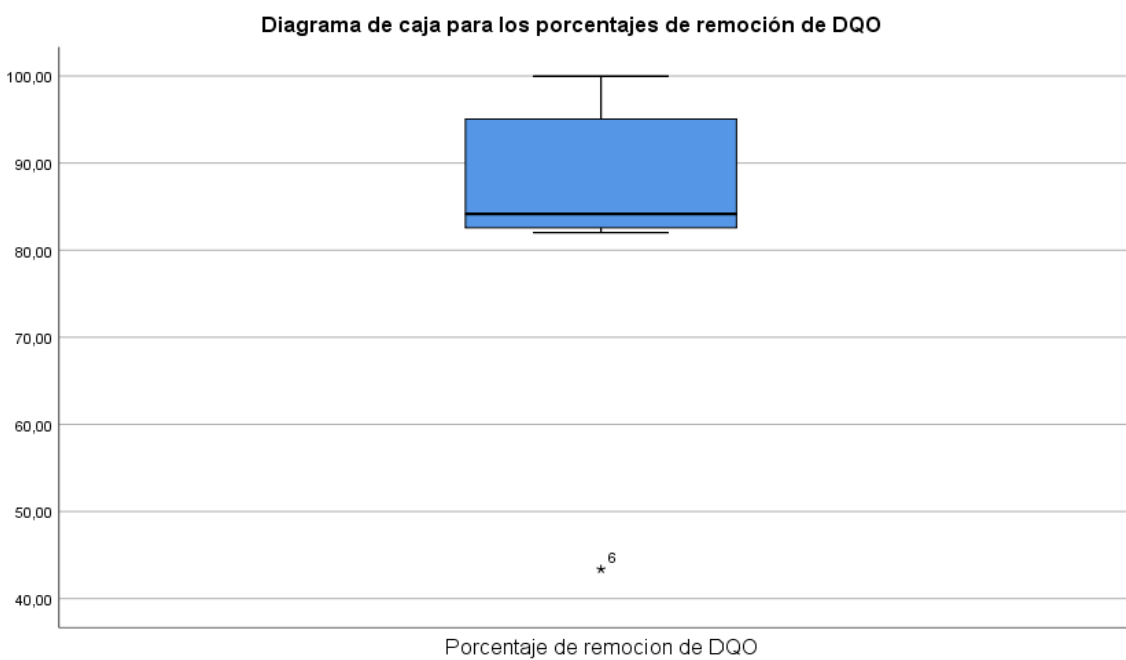
Fuente: Clifford & Wilson, 1985

DQO:



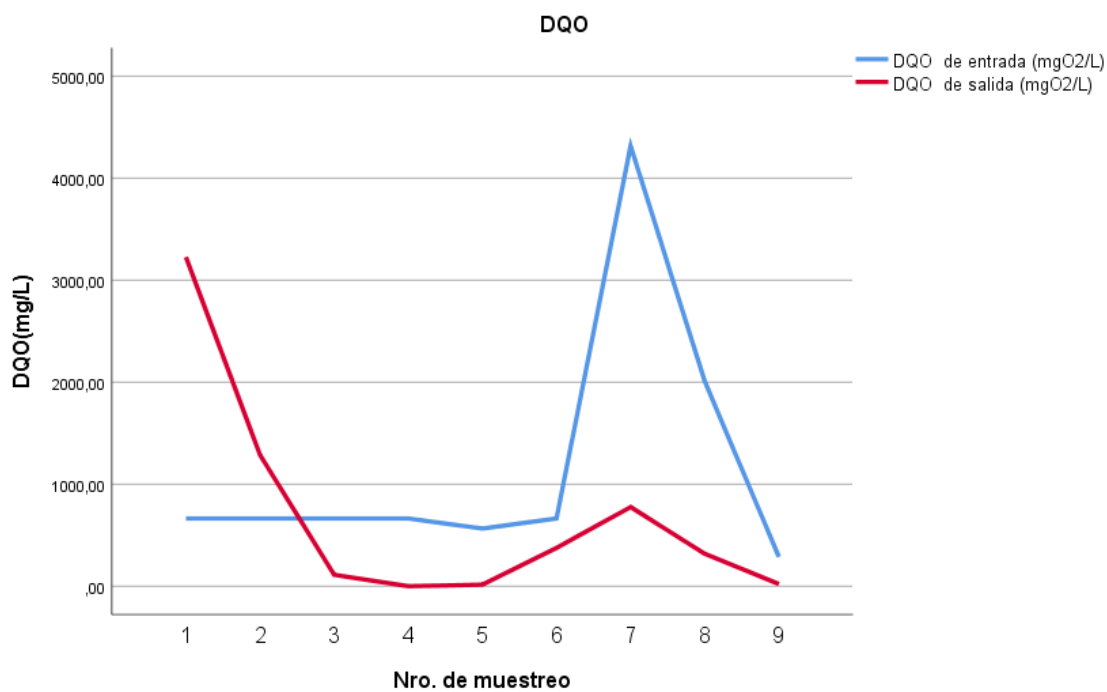
Gráfica 4. Histograma de la distribución de los porcentajes de remoción de DQO.

Fuente: elaboración propia.



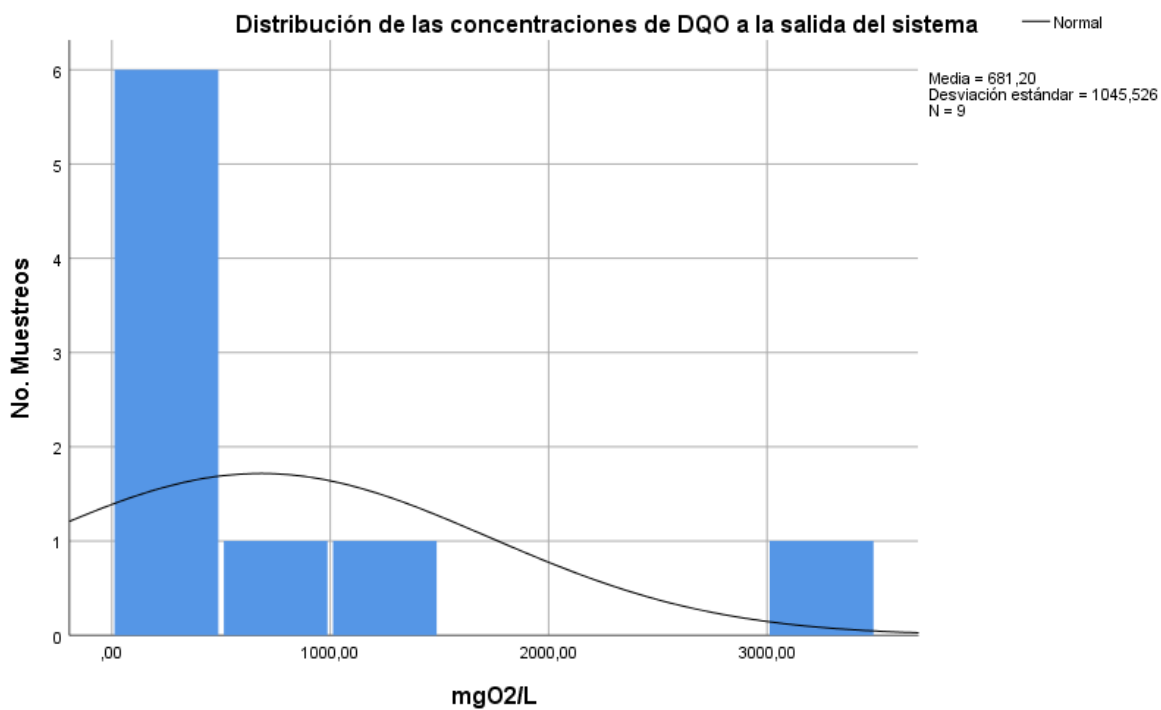
Gráfica 5. Diagrama de caja para los porcentajes de remoción de DQO.

Fuente: elaboración propia



Gráfica 6. Comportamiento de la DQO en el afluente y efluente del sistema durante los muestreos.

Fuente: elaboración propia.



Gráfica 7. Histograma de distribución de las concentraciones de DQO en el efluente del sistema.

Fuente: elaboración propia.

Resumen de prueba de hipótesis

	Hipótesis nula	Prueba	Sig.	Decisión
1	La mediana de DQO de salida (mgO ₂ /L) es igual a 650,000.	Prueba de rangos con signo de Wilcoxon para una muestra	,515	Retener la hipótesis nula.

Figura 11. Resumen de prueba de hipótesis de las concentraciones de DQO.

Fuente: elaboración propia

Nivel de significancia (α) del 5%

$\alpha=0,05$

Nivel $P=0,515 > \alpha$

Hipótesis Nula (H_0): La Mediana (M_d) de la distribución de las concentraciones de DQO a la salida del humedal es igual a 650mg/L (Valor Máximo permitido).

$H_0: M_d = 650 \text{ mg/L}$

Hipótesis alternativa: La mediana de la distribución de las concentraciones de DQO la salida del humedal es superior o inferior a 650 mg/L

$H_a: M_d < > 650 \text{ mg/L} \rightarrow M_d > 650 \text{ mg/L} \text{ o } M_d < 650 \text{ mg/L}$.

A partir del análisis del diagrama de caja (Gráfica 5) que representa la distribución de las remociones de DQO en el sistema, es posible afirmar que cerca de un 86% de los porcentajes de remoción obtenidos en el estudio, se encuentran contenidos en el intervalo intercuartil entre, 82,57 y 95,04 %, correspondientes al cuartil 1 (Q_1) y cuartil 3(Q_3) de la distribución. Se observa que la altura de la caja no fue significativa, lo que indica que hubo baja variabilidad en la remoción de DQO a causa de que el humedal se comportó como un sistema estable en la remoción de este parámetro. El diagrama de caja también muestra que se obtuvo en el muestreo 6 un porcentaje que en estadística se considera como un valor “extremo” (Levin & Rubin, 2004), correspondiente al porcentaje más bajo de remoción de DQO.

Al estudiar el histograma de la distribución de los porcentajes de remoción de DQO (Gráfica 4) y la curva de normalidad sobrepuesta a éste, se observa que la distribución no sigue un comportamiento normal, presentando asimetría negativa de -1,88, en la que predominan los porcentajes de remoción mayores sobre los menores. Se abstrae del histograma que en aproximadamente el 86% de los muestreos realizados, se obtuvieron porcentajes altos de remoción entre 80 y 100%, y en un muestreo se obtuvo un porcentaje de remoción de DQO errático (43,37%) causante de “halar” la distribución hacia la izquierda y restarle representatividad a la media de la misma. Este valor da cuenta de que el sistema en ocasiones disminuye considerablemente la eficiencia de remoción, muy seguramente por la incidencia de variables aleatorias representadas en fenómenos naturales no predecibles e inevitables durante

los muestreos, tales como la temperatura del ambiente, las precipitaciones y la materia orgánica de fondo, aportada por el material vegetal que llega al humedal.

Levin & Rubin, (2004), sugieren que la medida de tendencia central más robusta y estable para representar una distribución asimétrica es la mediana, por ello se tomará esta medida de tendencia central como valor de referencia para el porcentaje de remoción de DQO.

En el sentido práctico la DQO se ve representada como una medida de la capacidad de agua para consumir oxígeno (O₂) durante la degradación biológica de la materia orgánica y la oxidación de sustancias químicas inorgánicas, estimando así la concentración aproximada de materia orgánica biodegradable y no biodegradable de los afluentes y efluentes de las ARBHC.

A partir del análisis de las concentraciones de la DQO en el afluente (Gráfica 6), se observa que este parámetro presentó un comportamiento estable desde el muestreo 1 al 6, después del cual alcanza el valor máximo, 4315 mg/L; posterior a este las concentraciones de DQO tendieron a decrecer. Los factores primordiales que determinaron estas fluctuaciones en los muestreos fueron las cantidades de mucílago fermentado y pulpa transferidas a las ARBH (Solarte y Urrea, 2015) y el número de lavados que se le efectuaron al café. En el muestreo 7 se realizaron tan sólo dos lavados, lo que incurrió en la generación de agua residual con mayor concentración de los componentes de la pulpa y el mucílago fermentado; es importante señalar que la DQO en las ARBHC mayormente la constituyen los sólidos de mucílago precipitados (Tabla 14) y algunas sustancias tóxicas de baja biodegradabilidad, provenientes esencialmente de la pulpa del café (Tabla 13), tales como taninos, cafeína y poli fenoles (von Enden et al., 2002).

Otros autores como (Fia et al., 2010b), al evaluar el desempeño de un HCFSSH cultivado con las macrófitas *Typha sp.* y *Alternanthera philoxeroides*, implementado como sistema secundario para el tratamiento de las ARBHC, durante un tiempo de retención hidráulica de 100 horas, obtuvieron un 85% de máxima eficiencia de remoción de DQO; porcentaje que es próximo al determinado en esta investigación, 84,17%; también obtuvieron porcentajes de remoción de DQO más bajos al disminuir el tiempo de retención en el sistema; así que es posible plantear que el tiempo de residencia de las aguas en el humedal provee las condiciones para alcanzar un porcentaje de remoción que puede encontrarse con un 95 % de confianza entre 65,70 % y 100%. (Tabla 12), siempre y cuando el sistema sea estable y consistente en la remoción de este parámetro.

Por su parte, Selvamurugan et al., (2010), reportan un porcentaje máximo de remoción de DQO del 78%, ejercido por un HCFSSH sembrado con las especies *Typha latifolia* y *Colacasia sp.*, el cual fue instaurado como tratamiento secundario de ARBHC y fue diseñado para un tiempo de retención de 24 horas. La diferencia entre las eficiencias de remoción de DQO presentada por Selvamurugan et al., (2010), y la obtenida en este estudio demuestra que la

selección de plantas puede afectar significativamente la capacidad de remoción de DQO (Zhu et al., 2014).

Los procesos de oxidación biológica de la DQO en los HCFSSH están influenciados principalmente por las características del afluente que ingresa al sistema natural, por los mecanismos de fitobiorremediación aplicados por las especies de planta, las diferencias en cuanto a cantidad y calidad de las estructuras de la raíz ((Muratova et al., 2003), además de las tasas de liberación radicular de oxígeno de cada especie. Estas tasas se ven afectadas por la concentración de oxígeno interna, la demanda de oxígeno del medio que bordea las raíces, y la permeabilidad de las paredes de las mismas (Brix, 1994).

Por su parte la especie macrófita *phragmites Australis*, planta analizada en esta investigación, se caracteriza por presentar un sistema radicular desarrollado (Brix, 1994) que se expande profundamente en el medio de soporte; el aire absorbido por las cañas pasa a través de éstas hasta el sistema radicular subterráneo en donde se libera continuamente a través de las puntas radiculares y laterales que son lo suficientemente permeables para transferir gases como el O_2 ; en contraste, la humedad y la temperatura inducen a que se presente un sistema de ventilación interna a través de flujo convectivo; éste tiene concentraciones más altas de oxígeno interno en los rizomas y raíces, que especies que transfieren el oxígeno a través de difusión (Armstrong et al., 1990). Por ende la zona radicular de *phragmites* crea un ambiente aerobio adecuado al que se adhieren los microorganismos protagonistas de la oxidación química o mecanismo que remueve en mayor proporción la materia contaminante (Zhu, Yan, Xu, Guan, & Liu, 2014).

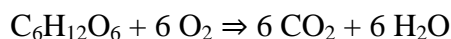
Algunas tasas de transferencia radicular de oxígeno, medidas experimentalmente para *Phragmites* han sido de 4,3 g $O_2/m^2 \cdot día$ (Lawson, 1985) y 5-12 g $O_2/m^2 \cdot día$ (Armstrong et al., 1990), y la más baja reportada por Bavor et al., (1988), fue de aproximadamente 0.8 g O_2/m^2 en grava; resultando considerablemente superiores a las de otras especies de macrófitas como *Typha sp* y *Scirpus Sp*, cuyas tasas de transferencia experimentales son 0,023 (Wu et al., 2001) y 0,005-0,011 $O_2/m^2 \cdot día$ (Bezbaruah & Zhang, 2005), lo que evidencia la potencialidad radicular de *phragmites* para proveer óptimas condiciones aerobias en la destrucción biológica de sustancias potencialmente peligrosas.

El oxígeno aportado por el sistema radicular interno de las macrófitas *Phragmites* no sólo contraresta el consumo de oxígeno químico y biológico, si no que además provoca la formación de una película protectora oxidativa de entre 1 y 4 mm sobre las áreas sensibles de la raíz, que generalmente son reducidas; la película desarrollada muy seguramente protegió la superficie de la raíz de los efectos de los componentes tóxicos de las ARBHC tales como los polifenoles y taninos (Armstrong et al., 1994; Armstrong et al., 1990).

Los principales mecanismos de degradación de materia acumulada proveniente de la pulpa y mucílago de las ARBHC, se generan a partir de la transformación de moléculas orgánicas complejas en constituyentes orgánicos e inorgánicos simples mediante los siguientes pasos: fragmentación abiótica, hidrólisis mediante enzimas extracelulares y procesos aerobios y anaerobios de los microorganismos adheridos al sustrato. El primer proceso se considera físico, los restantes son reacciones de oxidación protagonizadas por las poblaciones de microorganismos adheridos al sistema radicular de *Phragmites Australis*; las poblaciones dependen de la disponibilidad de nutrientes, la calidad del sustrato, y las condiciones fisicoquímicas del medio acuático (Reddy & D'Angelo, 1997).

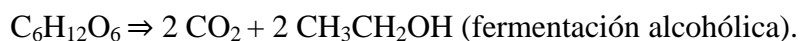
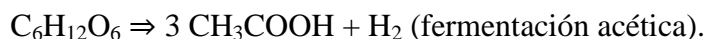
En los humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal, como el estudiado, el oxígeno disuelto aportado por las raíces de *Phragmites* no es suficiente para garantizar degradación de la materia orgánica por vía totalmente aerobia; así pues, en las zonas donde el oxígeno disuelto es bajo, se generan reacciones de descomposición anaerobia de la materia orgánica.

Las reacciones de degradación aerobia de la DQO están mediadas por las bacterias heterótrofas aerobias, de proporción baja en sistemas anaerobios. Estas reacciones se simplificarían de la siguiente forma:



Considerándose las vías más eficientes en la transformación de DQO.

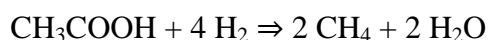
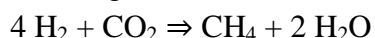
En el caso de las zonas del sistema natural, en donde las concentraciones de oxígeno disuelto son limitadas, decrecen las poblaciones de bacterias heterótrofas aerobias y en cambio se incrementan las poblaciones de bacterias heterótrofas anaerobias. (Arias, 2004), las cuales degradan la materia orgánica en un proceso formado por dos pasos llamados fermentación y metanogénesis; en el primero, las bacterias formadoras de ácido reducen los biopolímeros a monómeros como los ácidos orgánicos, los monosacáridos, los alcoholes y gases como CO_2 y H_2 ; ocurriendo los procesos mostrados a continuación:



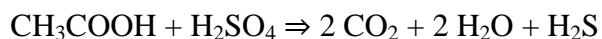
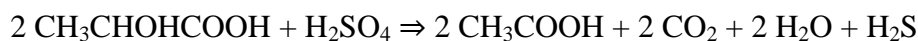
Posteriormente actúan las bacterias formadoras de metano mineralizando los productos de la fermentación primaria a metano y dióxido de carbono; a nivel de funcionalidad las bacterias dominantes son los metanótrofos u oxidantes de metano y las arqueas metano génicas (Faulwetter et al., 2009). En cuanto al nivel de metano y oxígeno disuelto presente en las

ARBHC las bacterias metanotróficas protagonistas pudieron ser las proteobacterias A, que proliferan en condiciones de alto metano y bajo contenido de oxígeno (Truu et al., 2009); por su parte, las bacterias reductoras de sulfato (SRB) se caracterizan por ser anaerobias y emplear el ion sulfato como un aceptor terminal de electrones (Meng et al, 2014). Así pues, de acuerdo al substrato que esté presente en el medio acuático, se pudieron configurar procesos químicos de degradación de materia contaminante, tales como metanogénesis, sulfato- reducción, nitrato-reducción o reducción del hierro, representados mediante las siguientes reacciones químicas (Arias, 2004):

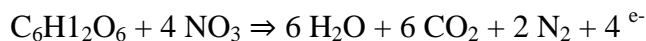
Metanogénesis:



Sulfato – reducción:



Nitrato – reducción:



Reducción del hierro:



Para el caso particular de los HCFSSH el ácido acético se encuentra en concentraciones considerables, en especial cuando predominan fuertemente las condiciones anaerobias. A partir de este ácido comienzan a actuar las bacterias que hacen uso de los productos finales de la fermentación para seguir con la degradación de la materia contaminante.

Otros mecanismos de degradación anaerobia de materia orgánica se presentan a continuación:

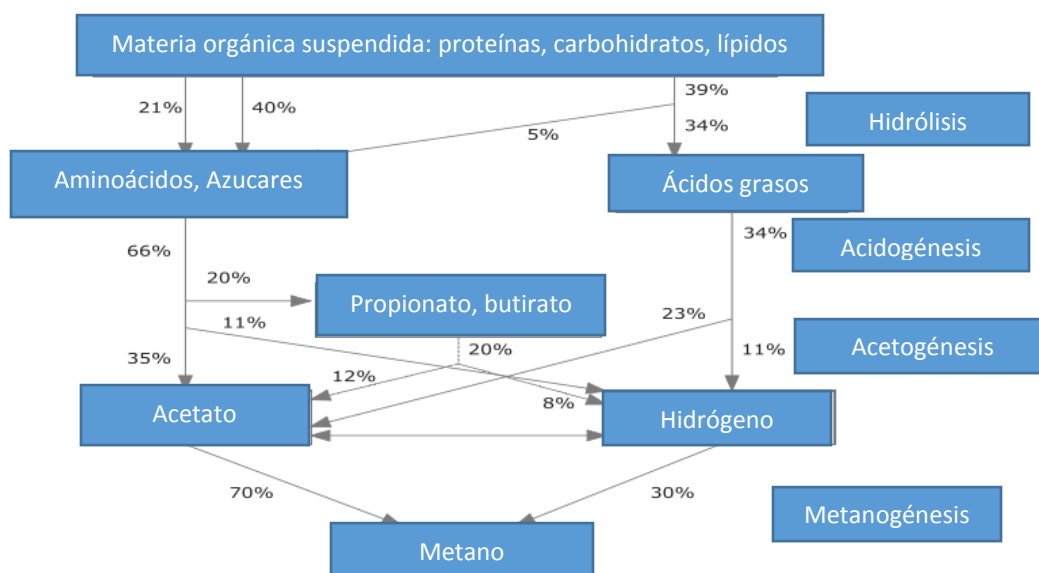


Figura 12. Rutas de degradación anaerobias de compuestos orgánicos.

Fuente: (Saeed & Sun, 2012)

Teniendo en cuenta las características iniciales del estado del sistema, se puede afirmar que las reacciones anaerobias dominaron durante la fase de reconocimiento del mismo, debido a que se percibían subproductos de degradación anaerobia como metano (CH_4) y ácido sulfhídrico (H_2S) en el ambiente próximo al humedal, los cuales predominan en ambientes reducidos de hasta -200 mV propios de los HCFSSH (Kuschik et al., 2003); posterior a la fase de mantenimiento del sistema estos subproductos se limitaron considerablemente, muy seguramente debido a que las plantas de *Phragmites* desarrollaron en mayor medida su área foliar y densidad radicular, incrementando así la tasa de oxigenación radicular y con ello las condiciones aerobias para degradación de la materia orgánica.

Algunos mecanismos físicos que le aportan a la remoción de DQO en los HCFSSH son la filtración de material particulado efectuado por el sistema radicular de *Phragmites* (Kim & Geary, 2001) y la acción filtrante de pequeños materiales como patógenos ejercida por el material filtrante (Montoya et al., 2010).

Una vez se realizó el análisis de la distribución de las concentraciones de la DQO a la salida del sistema, estudiando su comportamiento a partir del histograma (Gráfica 7), la curva de normalidad sobrepuesta a éste y el valor de la asimetría, 2,186, se abstrae que ésta no se comporta como una distribución normal y es asimétrica a la derecha; el histograma refleja que a la salida del sistema predominan las concentraciones bajas de DQO por sobre las altas.

Teniendo en cuenta que esta distribución no sigue la tendencia de una distribución simétrica normal, se aplica la prueba de Wilcoxon (Figura 11) o prueba de hipótesis no paramétrica sobre la mediana. Esta prueba permite comparar el rango mediano de la distribución analizada con respecto al valor hipotético o de referencia que la prueba considera como hipótesis

nula para determinar si existe diferencia significativa entre ellas. Considera la diferencia entre cada uno de los valores muestrales y el valor hipotético de la mediana (hipótesis nula). En el caso de la distribución de la DQO se aplica esta prueba con el fin de estudiar el comportamiento de la concentración mediana de DQO del efluente con respecto al valor máximo permitido por la Res. 0631 de 2015, 650 mg/L.

Esta prueba se aplicó para un nivel de significancia del 0,05 el cual en caso de ser verdadera la hipótesis nula, representa un riesgo del 5% de concluir que existe diferencia significativa entre la mediana de la distribución y la hipótesis nula, cuando en realidad no hay ninguna diferencia estadísticamente significativa. La prueba plantea como Hipótesis nula (H_0) que la mediana de la distribución es 650 mg/L, arrojando un nivel $P=0,515 > 0,05$. En este caso a pesar de haber obtenido una mediana de la concentración de DQO de salida inferior a 650 mg/L, se aprueba la hipótesis nula lo que significa que la mediana de la concentración de salida puede llegar a los 650 mg/L, es decir no se puede afirmar que la mediana será mucho menor al valor máximo permisible, porque podría llegar a ser igual a éste.

A partir de los resultados arrojados por la prueba, se afirma que, aunque el sistema tiende a entregar efluentes que cumplen con la norma de vertimientos en cuanto a DQO se refiere, también puede resultar vulnerable en algunas situaciones frente a condiciones limitantes que le impiden ser totalmente estable y eficiente en la remoción de DQO en el tiempo, esencialmente por la incidencia de diferentes factores que influyen en el rendimiento de la remoción de DQO. Así pues, es de vital importancia estudiar cuales son esos posibles factores para después implementar las medidas que los mitiguen.

En primera instancia se identificó en los dos primeros muestreos que un factor negativo es el mantenimiento inadecuado del sistema, a partir del cual se colmata el mismo con material vegetal propio de la macrófita *Phragmites Australis* y de especies aleatorias, que no sólo aumenta el material orgánico biodegradable de fondo traducido en un incremento de DQO en el efluente, sino que también obstaculiza el ingreso del oxígeno atmosférico, e interfiere con la fotosíntesis de las plantas; hecho que se reflejó en la insuficiente robustez a nivel de tallos y hojas y en una baja densidad radicular lo que claramente afecta la formación de la biopelícula en las raíces.

En los dos primeros muestreos también se verificó la incidencia de otro factor limitante ocasionado por una inadecuada operación del sistema, traducido en el cierre permanente de la tubería de salida. Hecho que ocasionaba la inundación constante del lecho a una altura que superaba la de diseño; ante esta exposición constante de la macrófita *Phragmites* a las ARBHC, cargadas de altas concentraciones de DQO, compuestos tóxicos y prominente acidez, se pudieron ocasionar dos fenómenos de estrés bajo inundación permanente de tipo hipotóxico y oxidativo, los cuales inhiben la germinación y el desarrollo de las plantas (Moore & Keddy, 1988).

A partir de la deficiencia de oxígeno de las ARBHC que inundaban el medio de soporte, las plantas pudieron sufrir de estrés por hipoxia o fenómeno en el que éstas cambian su metabolismo aerobio por la vía anaerobia o fermentativa como mecanismo alternativo para la producción de energía, produciendo así sustancias que alteran su fotosíntesis tales como acetaldehído y etanol; la hipoxia ejerce efectos nocivos sobre la fisiología y metabolismo de las plantas, encontrándose dentro de los más significativos el cierre de los poros de las hojas que en el tiempo conduce a descamación, senescencia de las hojas, disminución del contenido de clorofila y de la tasa de fotosíntesis; otros de los efectos más importantes del estrés hipotóxico son el bloqueo de los cloroplastos de las plantas y de la cadena de transporte de electrones mitocondriales, desencadenándose la producción de especies reactivas de oxígeno (ROS) tales como los radicales peroxi e hidroperóxidos de los lípidos. Éstos degeneran el ADN nucleico ocasionando oxidación de la desoxirribosa, formación y ruptura de las cadenas de ADN, mutaciones y muerte de las plantas (Zhang & Kirkham, 1996).

Por su parte el estrés oxidativo generado por inundación constante incurre en otros efectos negativos tales como la degradación de las proteínas, la oxidación de los lípidos y la inhibición de la actividad de enzimas antioxidantes (Blokhina et al., 2003).

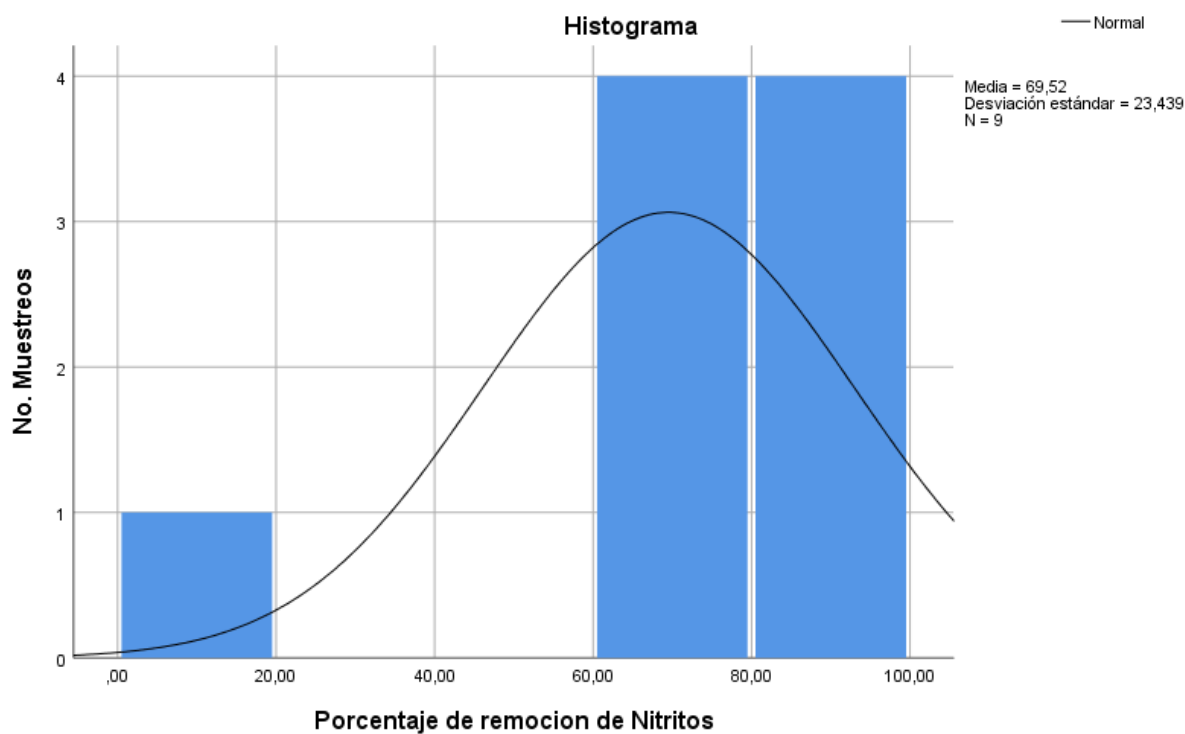
Se ha demostrado que la especie macrófita *Phragmites Australis* tiene la capacidad de desarrollar mecanismos de defensa contra el estrés oxidativo por inundación, tales como la producción de enzimas antioxidantes como la superóxido dismutasa (SOD), catalasa (CAT), peroxidasa ascórbica (APX), deshidroascorbato reductasa (DHAR) y glutatión reductasa (Yordanova et al., 2004), de las cuales la SOD inicia la primera línea de defensa contra la oxidación, al conducir la dilución de los radicales superóxido hasta H_2O_2 (peróxido de Hidrógeno); seguidamente actúa la enzima CAT disminuyendo la toxicidad del peróxido de Hidrógeno al convertirlo en agua y oxígeno en las células; sin embargo ante altas concentraciones de DQO como las de las ARBHC se puede desencadenar la inhibición del sistema de producción de enzimas o el sobrecargo del sistema de defensas natural de las plantas, dejándolas vulnerables frente a los efectos de la oxidación.

Se puede referir a la acidez de las ARBHC como un factor fisicoquímico limitante en el crecimiento de los microorganismos que actúan en la metanogénesis, puesto que éstos se desarrollan en el rango de pH entre 6,5- 7,5 (Saeed & Sun, 2012). Por ende, para garantizar la efectividad y estabilidad del humedal en la remoción de DQO es necesario implementar un método o sistema que incremente el pH de las ARBHC antes de que ingrese al humedal, de tal forma que este por medio de su capacidad buffer incremente la alcalinidad del agua hasta alcanzar el pH óptimo para el desarrollo de los procesos biológicos de degradación de materia orgánica e inorgánica.

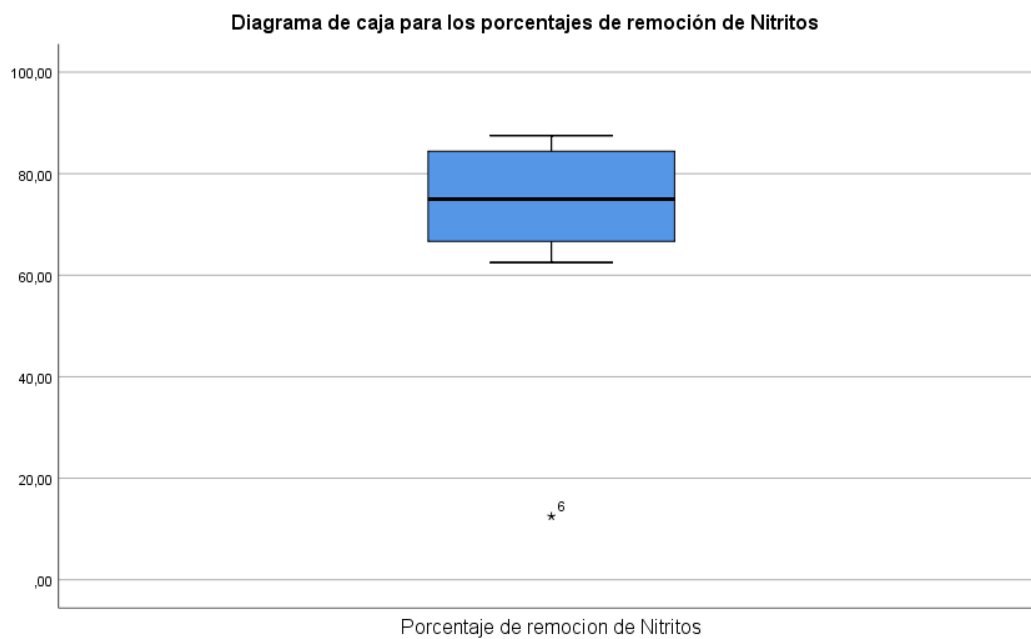
A nivel de los factores ambientales que alteran la remoción de DQO, se identifica la incidencia de altas precipitaciones en la vereda el “Carmen”, las cuales fueron significativas

durante los muestreos en los que se obtuvieron mayores concentraciones a la salida; un resultado semejante fue reportado por Romero et al., (2009), quienes evidenciaron a la salida de un humedal construido una DQO de 7 mg/L en temporada de estiaje y otra de 30mg/L en temporadas de lluvia, ratificando dos hechos; el primero que la DQO incrementa en cuanto lo hacen las precipitaciones y el segundo que el porcentaje de remoción del sistema se reduce al incrementar las lluvias.

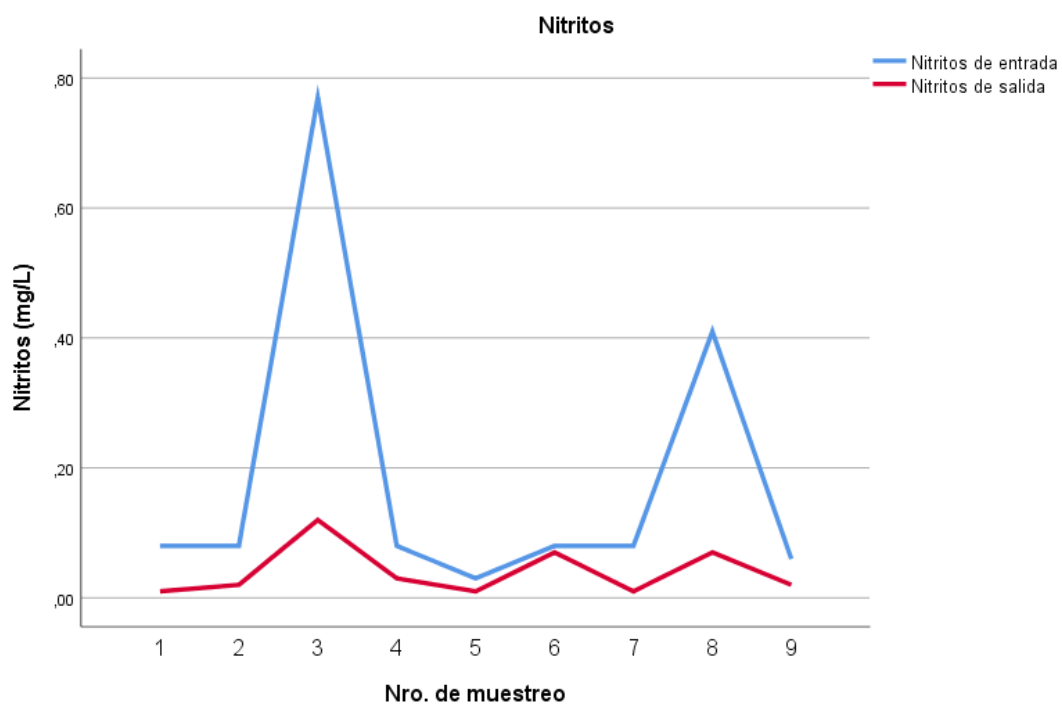
Nitritos:



Gráfica 8. Histograma del porcentaje de remoción de nitritos.
Fuente: elaboración propia.

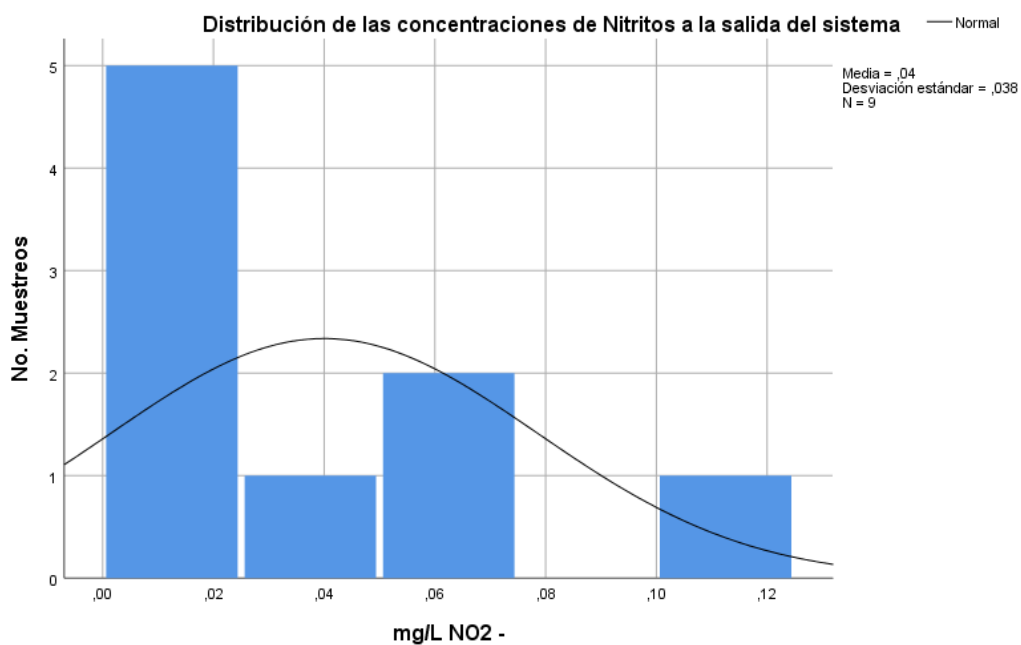


Gráfica 9. Diagrama de caja para los porcentajes de remoción de nitritos.
Fuente: elaboración propia.



Gráfica 10. Comportamiento de los nitritos en el afluente y efluente del sistema durante los muestreos.

Fuente: elaboración propia.



Gráfica 11. Histograma de la distribución de las concentraciones de nitritos en el efluente del sistema.

Fuente: elaboración propia

Resumen de prueba de hipótesis

	Hipótesis nula	Prueba	Sig.	Decisión
1	La mediana de Nitritos de salida es igual a 0,060.	Prueba de rangos con signo de Wilcoxon para una muestra	,211	Retener la hipótesis nula.

Figura 13. Resumen de prueba de hipótesis de nitritos de salida

Fuente: elaboración propia

Nivel de significancia (α) del 5%

$\alpha=0,05$

Nivel $P=0,211 > \alpha$

Hipótesis Nula (H_0): la Mediana (M_d) de la distribución de las concentraciones de nitritos a la salida del humedal es igual a 0,06 mg/L (criterio de calidad para la conservación de la vida acuática) (WHO, 1996)

$H_0: M_d = 0,06$ mg/L

Hipótesis alternativa: la mediana de la distribución de las concentraciones de nitritos la salida del humedal es superior o inferior a 0,06 mg/L

$H_a: M_d <> 0,06$ mg/L $\rightarrow M_d > 0,06$ mg/L o $M_d < 0,06$ mg/L

En el diagrama de caja (Gráfica 9), acotado por los límites del intervalo intercuartil, 66,67 (Q1) y 84,42, (Q3) se precisa que su ancho no es significativo, de aproximadamente 17%. En casos como este se puede afirmar que no se presentó variabilidad de los porcentajes de remoción de nitritos ($N-NO_2$), debido a que el sistema resultó ser estable en la remoción de este parámetro; así pues, se asevera que el 89% de los porcentajes de remoción obtenidos en el estudio se encontraron dentro del intervalo intercuartil, presentando una tendencia hacia el centro o mediana de la distribución, 75%.

A partir de la lectura del histograma y la curva normal (Gráfica 8) se abstrae que la distribución no sigue un comportamiento normal, presentando una asimetría negativa, -2,11 (Tabla 12), que indica una marcada concentración a la derecha del histograma, lo cual significa que predominaron los valores mayores de porcentajes de remoción de nitritos, entre 60 y 100% localizados en torno a la mediana, por sobre los porcentajes menores de entre 0 y 20%. El porcentaje más bajo de remoción, 12,5%, se encontró por fuera del diagrama de caja (Gráfica 9), siendo así un valor extremo, que le confirió a la distribución una asimetría negativa. Este porcentaje bajo de remoción da cuenta de que el sistema puede llegar a disminuir considerablemente su eficiencia de remoción bajo condiciones adversas o limitantes que le infrinjan tanto los factores ambientales como las condiciones internas del sistema.

También es conocido que las eficiencias de eliminación de nitritos en los humedales construidos, pueden decrecer considerablemente por la incidencia de ciclos anuales de numerosos parámetros, como la temperatura del agua/suelo, la temperatura del aire, la radiación solar (anual y diurna), la humedad, la precipitación, las concentraciones de contaminantes y la vegetación (Kadlec, 1999).

De acuerdo a las desviaciones estándares de las concentraciones de nitritos tanto del afluente como del efluente se afirma que éstas variaron considerablemente sin presentar una clara tendencia en el tiempo, es decir mantuvieron un comportamiento impredecible. Es preciso identificar que los picos máximos de nitritos tanto a la entrada como a la salida del humedal, se presentaron en el muestreo 3 (Gráfica 10). La concentración elevada de nitrógeno a la entrada puede haberse dado como resultado de un incremento considerable de los desechos de la pulpa y mucílago aportantes de componentes orgánicos que contienen nitrógeno (Tabla 13, 14) con excepción del extracto libre de nitrógeno que representa un 31,3% del total de la pulpa (von Enden et al., 2002).

El pico máximo presentado a la salida del humedal (Gráfica 10), puede ser explicado por el hecho de que las plantas de *Phragmites* no estaban siendo cosechadas periódicamente, lo que en teoría debiese inducir a la descomposición de la biomasa y su contenido de nitrógeno, liberándose así en las ARBHC carbono y nitrógeno. Algunas fracciones de éste se someten a procesos aneróbicos en el humedal y algunos residuos pueden ser translocados hasta el rizoma (Vymazal, 2007).

Los nitratos (N-NO_3^-) en las aguas naturales no exceden los 0,01 mg/L, sin embargo, las aguas superficiales que se encuentran bajo el efecto de contaminación antrópica pueden alcanzar valores superiores a 5 mg/L. En los humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal, bajo condiciones anaeróbicas los nitratos pueden ser bioquímicamente reducidos a los nitritos (NO_2^-) los cuales son una forma inorgánica de nitrógeno, en mayor medida por el proceso de desnitrificación (Grinberga & Lagzdins, 2017); en este estudio se obtuvieron concentraciones bajas de nitritos en el efluente, que no superaron los 0,12 mg/L (Gráfica 10); resultado que difiere al obtenido por (Kusch et al., 2003), quienes al evaluar la remoción de nitritos ejercida por un humedal construido de flujo subsuperficial horizontal tratando aguas de escorrentía superficial, obtuvieron concentraciones del ion inferiores a 5mg/L.

Este estudio converge con la investigación llevada a cabo por Songliu et al., (2009), quienes evaluaron la remoción realizada por tres humedales construidos sembrados con *Canna*, *Zizania caduciflora* y *Lythrum salicari*, respectivamente, con un espacio de 30 cm entre cada planta, obteniendo remociones de nitrógeno tal que las concentraciones de nitritos en el efluente fueron inferiores a 0,125 mg/L y la más alta no superó los 0,250 mg/L; concluyendo que sin una fuente significativa de carbono en las aguas residuales habrá acumulación de nitritos durante la

desnitrificación en los humedales. Se considera acumulación cuando se tienen concentraciones por encima de los 2 mg/L de nitritos.

Las concentraciones bajas de nitritos presentes en efluentes de humedales, verificadas con resultados como los obtenidos en este estudio son evidencia de que estos iones formados por la nitrificación desaparecen rápidamente de las aguas residuales al interior del humedal a causa de su veloz transformación por medio de desnitrificación; también suelen ser inmovilizados bajo la retención de plantas, adsorción y precipitación (Kuschik et al., 2003).

Para comprender los posibles procesos de remoción de nitrógeno que se efectuaron en el humedal es necesario mencionar que estos son diversos en los HCFSSH, variando desde las rutas biológicas dentro de las que se encuentran la nitrificación, amonificación, desnitrificación y absorción por parte de microorganismos y plantas, hasta las de índole físico las cuales incluyen volatilización del amonio y adsorción. (Saeed & Sun, 2012).

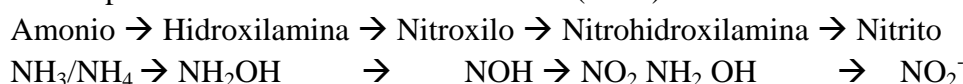
A continuación se realiza una descripción de los procesos que se configuraron en el sistema e hicieron posible la remoción de los nitritos en aproximadamente un 75%, teniendo en cuenta que éstos están influenciados directamente por factores fisicoquímicos y ambientales tales como la ausencia de oxígeno, el tipo de suelo, el valor de pH, el contenido de materia orgánica (que es suficientemente alta en las ARBHC de acuerdo a la DQO obtenida en el efluente,) y la concentración de nitratos (Vymazal, 2007).

En primera instancia se hace referencia a la nitrificación como un proceso químico autótrofo en el que las bacterias nitrificantes obtienen energía de la oxidación de amoníaco (NH_4) y/o nitrito (NO_2^-) y el dióxido de carbono se utiliza como fuente de carbono para la síntesis de biomasa, transformando mediante oxidación el nitrógeno amoniacal a nitrato (Paul & Clark, 1996; Schmidt et al., 2001). Este proceso se subdivide en dos pasos, el primero es la oxidación del amonio a nitrito (Ec. 1) mediado por bacterias *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus* y *Nitrosospira* que son quimiolitótrofas estrictamente aerobias (Vymazal, 2007), las cuales obtienen su energía a partir de compuestos orgánicos tomando como fuente de carbono el CO_2 o carbonatos. El segundo paso implica la oxidación de nitrito a nitrato (Ec. 2) por bacterias *Nitrobacter*, caracterizadas por ser quimiolitótrofas y pueden usar compuestos orgánicos para la generación de energía (Arias, 2004).

Las bacterias nitrificantes son organismos muy sensibles al pH y a las concentraciones de oxígeno, de tal forma que el afluente del sistema estudiado tiene una prominente acidez que limitaría la nitrificación en el humedal teniendo en cuenta que los valores óptimos de pH para el desarrollo de las bacterias nitrificantes son de 7,5 a 8,6 unidades (Arias, 2004) y el del obtenido en este estudio varió con un 95% de confianza de 4,141 a 5,566 unidades (Tabla 11).

Otro factor limitante para el desarrollo de este mecanismo es la concentración de oxígeno disuelto en las aguas a tratar, pues la nitrificación se desencadena en la zona aerobia requiriendo de aproximadamente 4,3 mg de O₂ para convertir 1 mg de amonio a nitrato (Cooper et al., 1996). En el caso del humedal estudiado esta concentración de oxígeno es baja debido a que las transferencias del gas en la interfaz aire – agua son limitadas, además en estos humedales algunos fenómenos naturales de mezcla como el viento y la lluvia, que dispersan el oxígeno disuelto son escasos por la presencia de la grava. Sin embargo, en este tipo de sistemas los fenómenos de renovación y transporte interno de oxígeno por convección llevado a cabo por las plantas de *Phragmites* (Arias, 2004), generan el acoplamiento estrecho entre la nitrificación y la desnitrificación en interfaces aeróbicas/anaeróbicas (Tanner, 2004).

Primer paso: oxidación del amonio a nitrito (Ec. 1)



Segundo paso: oxidación de nitrito a nitrato (Ec. 2)



Reacción global (Ec. 3)



Tabla 15. Magnitud potencial de las transformaciones de Nitrógeno en varios tipos de humedales construidos.

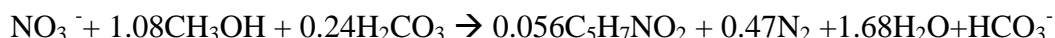
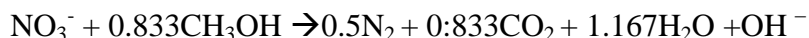
Mecanismo	HCFSSH	HCFSV
Amonificación	Alto	Alto
Nitrificación	Muy bajo	Muy alto
Desnitrificación	Muy alto	Muy bajo
Consumo por plantas	Bajo	Bajo
Consumo por microorganismos	Bajo	Bajo
Adsorción de amonio	Muy bajo	Muy bajo

Fuente: (Vymazal, 2007)

Con relación a la desnitrificación, se es conocido que se presenta bajo las condiciones anaerobias o anóxicas desarrolladas en los HCFSSH. En esta reacción irreversible, los nitritos generados en la nitrificación son usados como receptores terminales de electrones en lugar del oxígeno, para el transporte de electrones respiratorios, los cuales son transportados desde sustratos donadores de electrones, que generalmente son compuestos orgánicos de las ARBHC, a través de diferentes sistemas portadores hasta una forma de N más oxidada. Obteniendo energía almacenada como ATP (adenosín trifosfato) que utilizan los desnitrificantes para soportar la respiración (Vymazal, 2007).

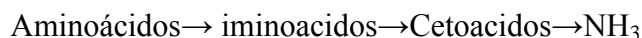
En principio se presenta la conversión bacteriana de nitrato a nitrito y posteriormente el nitrito es convertido a NO, N₂O y gas de nitrógeno (N₂) (Arias, 2004; Tanner, 2004). Dado que estos tres productos finales son gaseosos se liberan a la atmósfera, predominando la liberación del gas N₂. Dentro de los grupos bacterianos anaerobios facultativos que median la desnitrificación se destacan los generos *Bacillus*, *Enterobacter*, *Micrococcus*, *Pseudomonas*, *Spirillum* (Kadlec & Knight, 1996); en el ecosistema acuático los microorganismos desnitrificantes son en su gran mayoría bacterias quimio heterótrofas, del genero *Pseudomonas*, *Aeromonas* y *Vibrio* (Grant & Long, 1981).

Así pues, la estequiometría de la desnitrificación ha sido presentada por Kadlec & Knight (1996), en las siguientes ecuaciones:



Como indica la Tabla 15, otro mecanismo de remoción de nitrógeno que resulta importante en los HCFSSH es la mineralización. En este proceso el N orgánico se convierte biológicamente en amoníaco, éste a su vez se transforma en formas orgánicas a través de un proceso bioquímico complejo, que incluye varios tipos de reacciones de desaminación y liberación de energía. La mineralización suele ser utilizada por microbios para sus funciones metabólicas, mientras que el amoníaco se incorpora directamente a la biomasa microbiana (Kadlec & Knight, 1996; Vymazal, 2007).

La desaminación oxidativa puede ser descrita así:



Ante el hecho de que domine la zona anaerobia o anóxica en el sistema tratado en esta investigación, se ha reportado en la literatura que la contribución aeróbica de la mineralización total del nitrógeno es muy pequeña, en comparación con la mineralización anaeróbica facultativa y obligatoria (Reddy & Graetz, 1988). Se puede afirmar que este mecanismo no es dominante en el sistema en análisis, porque la acidez de las ARBHC del afluente no se acopla al pH óptimo de la mineralización, 6,5 y 8,5 Unidades (Vymazal, 2007).

Otro de los mecanismos que remueve nitrógeno en los HCFSSH es el consumo y retención de este nutriente por parte de los microorganismos, algas y *Phragmites*, a través de procesos biológicos que convierten formas inorgánicas de nitrógeno, especialmente amoníaco (NH₄-N) y nitratos (NO₃-N) (Tanner, 2004), a compuestos orgánicos empleados para construir nuevas células y tejidos (Kadlec & Knight, 1996). El amoníaco al ser una forma más reducida

energéticamente que el nitrato, es incorporado en aminoácidos por muchos autótrofos y microorganismos heterótrofos (Vymazal, 2007). Los nutrientes son asimilados por las plantas desde los sedimentos, en el caso particular del humedal de esta investigación, las plantas de *Phragmites* tienden a asimilar en bajas concentraciones NH_4^+ que es una de las especies predominantes bajo condiciones anaerobias en las que la nitrificación es limitada (Garnett et al., 2001). Se estima que aproximadamente las plantas en un HCFSSH pueden remover entre el 0.5 y 40.0% del nitrógeno total (Saeed & Sun, 2011).

Posterior al análisis de los mecanismos que en mayor instancia pudieron remover nitrógeno en el sistema se pasa a analizar la distribución de los valores de las concentraciones de nitritos a la salida del mismo, para así estudiar su comportamiento en el tiempo con respecto al valor guía de referencia, 0,06 mg/L (WHO, 1996).

A partir del histograma y curva de normalidad (Gráfica 11), se encuentra que la distribución de concentraciones de nitritos a la salida, no sigue una tendencia normal y es de tipo asimétrica a la derecha, presentado una concentración a la izquierda que indica la predominancia de concentraciones de nitritos menores, por sobre las mayores; obteniéndose así que en 6 de los muestreos se alcanzaron concentraciones por debajo del criterio de calidad.

Dado que esta distribución no es normal y por ende su media no es lo suficientemente representativa, se aplica la prueba no paramétrica de hipótesis sobre la mediana, la de Wilcoxon; con el fin de analizar cómo se comporta la mediana de esta distribución con respecto al criterio de calidad para la conservación de la vida acuática (WHO, 1996), y determinar si existe diferencia estadísticamente significativa entre estos dos valores.

De esta forma se puede observar en la Figura 13, que la prueba asume como hipótesis nula (H_0) que la mediana de la distribución de concentraciones de nitritos de salida es igual a 0,06mg/L, arrojando un nivel $P=0,515 > 0,05$; lo cual induce a que se retenga o apruebe tal hipótesis. En este sentido la prueba indica que aun habiendo obtenido en el presente estudio una mediana de concentración de nitritos inferior al criterio de calidad, hay suficiente evidencia estadística para afirmar que la mediana de la concentración de nitritos en el efluente puede llegar a ser 0,06 mg/L. Así pues, es posible plantear que los resultados obtenidos en esta investigación no son suficiente evidencia para asegurar que el sistema entregará constantemente efluentes con concentraciones inferiores al criterio de calidad, cuando existe una probabilidad del 5% de equivocarse al asumir lo anterior.

A partir de los resultados arrojados por la prueba, es preciso mencionar que aunque el sistema se comportó óptimamente en la remoción de nitritos en esta investigación, debe incrementar su eficiencia y estabilidad para garantizar que estos iones de los efluentes estén permanentemente en concordancia con el criterio de calidad considerado; el cual es de suma

importancia pues al ser excedido las ARBHC ejercen un efecto tóxico tanto para las plantas como para los microorganismos, generándose subsecuentemente estrés hipotóxico sobre la vegetación e inhibición sobre la inmovilización microbiana de N inorgánico (Gelfand & Yakir, 2008). Para ello es necesario que el humedal esté provisto permanentemente de las condiciones fisicoquímicas, biológicas y ambientales requeridas, que son fundamentales para el desarrollo idóneo de los procesos de remoción de estos iones.

Algunos factores son determinantes en la reducción de la eficiencia de transformación de los nitritos por parte del humedal; para analizarlos es preciso reiterar que el mecanismo de remoción predominante de este anión es atribuible a la desnitrificación, atendiendo las condiciones de anaerobiosis, anoxia y escasos mecanismos de oxigenación naturales propios de los HCFSSH; en este sentido se explicarán algunos de estos factores y las alternativas para su posible mitigación, en favor de obtener mayor estabilidad del sistema en la entrega de efluentes con concentraciones inferiores a 0,06 mg/L.

Un factor determinante en la eficiencia de la desnitrificación es el pH, considerando que los microorganismos desnitrificantes requieren de condiciones de acidez estrictas para ejercer el proceso; en este sentido el rango de pH ácido de los efluentes de las ARBHC en esta investigación se encontró entre 4,14 y 5,57 U pH (Tabla 11), permitiendo que la desnitrificación se presentará en el sistema, aunque no de forma óptima teniendo como referencia que a $\text{pH} < 6$ y $\text{pH} > 8$ (Paul & Clark ,1996), el proceso se puede ver obstaculizado por la ralentización del metabolismo microbiano.

Una alternativa que entraría a incrementar la eficiencia de la nitrificación es la amortiguación del pH de las ARBHC antes de ingresar en el humedal, a partir de la implementación de un estanque relleno de un material efectivo y de bajo costo como lo es la piedra caliza natural (CaCO_3). Reporta von Enden et al., (2002), que el pH ácido de las ARBHC incrementa aproximadamente a 6.1 U pH, requiriéndose en teoría 250 miligramos de piedra caliza para amortiguar 1 litro de agua ácida. El mecanismo de amortiguación se basa en la transformación del ácido acético en acetato de calcio, compuesto que neutraliza la acidez:



En segunda instancia la desnitrificación se ve afectada por el factor disponibilidad de materia orgánica teniendo como pauta el principio de metabolismo de la desnitrificación, el cual indica que el nitrato sirve como un aceptor terminal de electrones mientras que los compuestos orgánicos son los que donan esos electrones (requiriéndose de 2,86 g de DBO para la entera desnitrificación de 1 g $\text{NO}_3\text{-N}$ a N_2) (Ye & Li, 2009); así pues se debe garantizar que en el sistema se tenga una relación C/N (carbono/nitrógeno) óptima para que se lleve a cabo la desnitrificación completa; por su parte Lin et al., (2002), encontraron que la eficiencia óptima de

remoción de nitrato (> 90%) ocurrió en una relación DQO: N influente de 3.5, cuando se usó fructosa como fuente de carbono. Para garantizar tal relación no se debería adicionar más fuentes de carbono porque basta con la carga orgánica aportada por las ARBHC y la misma vegetación proveniente del bosque aledaño al sistema, sino más bien se deben mantener las condiciones idóneas para el adecuado desarrollo de las macrófitas *Phragmites Australis* teniendo en cuenta su rol fundamental en la desnitrificación.

El rol esencial de *Phragmites* es la liberación a través de su rizosfera de materia orgánica (con un rango entre 5 y 25% de C, fijado fotosintéticamente) requerida para completar la desnitrificación satisfactoriamente; el sistema radicular de la planta emana exudados ricos en carbono bajo la forma de azúcares, enzimas, ácidos orgánicos (malato y citrato), aminoácidos y vitaminas (Miersch et al., 1989), que pueden alcanzar hasta 10 y 100 mg de compuestos solubles/g de raíces de compuestos solubles (Wang et al., 2012). Además, autores como Brix, (1997), ratifican que la especie macrófita *Phragmites Australis* en idóneas condiciones de desarrollo optimiza el proceso de la desnitrificación, en tanto que estas plantas absorben eficientemente nutrientes que se almacenan en su biomasa, reduciendo la acumulación de nitritos en el sustrato y su descarga en la salida del humedal (Belmont et al., 2004).

De ahí que las plantas no deben estar sometidas a fenómenos de estrés ocasionados por limitada experticia en el mantenimiento. Ante la inundación del lecho por el cierre de la llave de salida, las plantas se pueden encontrar ante escenarios de exposición a dosis superiores a 0,1 mmol/ L de NH_4^+ (Peckol & Rivers, 1995), las cuales exponen a la planta a condiciones de toxicidad que incurren en clorosis en las hojas (Kirkby & Mengel, 1967), decrecimiento radicular, supresión tanto del crecimiento como de la germinación de las semillas y el establecimiento de plántulas (Xu et al, 2010; Hunter & Rosenau, 1966); consecuencias fisiológicas que atenúan no sólo el proceso de liberación de materia orgánica, sino también del establecimiento de micorrizas y la liberación de oxígeno en el medio radicular.

En cuanto a la acumulación gradual en el humedal de materia orgánica de obstrucción proveniente de *Phragmites Australis* y demás especies vegetales y animales propias del ecosistema, se puede afirmar que es un factor limitante en la estabilidad del sistema para remover nitritos, ocasionando variabilidad en las eficiencias de remoción. En primera instancia la materia orgánica vegetal tiende a obstruir la superficie del humedal lo que ocasiona la reducción de la conductividad hidráulica y posteriormente se obstruyen los espacios intersticiales en el medio granular, limitándose así la infiltración del flujo de la superficie hacia el subsuelo y el volumen efectivo de la matriz (Knowles et al., 2011). La segunda implicación sería posiblemente la reducción del tiempo de residencia hidráulica real de las ARBHC, además de los cortos circuitos (Álvarez et al., 2008); también se puede producir la obstaculización crítica para el transporte de oxígeno atmosférico hasta las ARBHC, ocasionándose la disminución del rendimiento

microbiano en las zonas aerobias del humedal y por tanto la acumulación de nutrientes y demás sustancias contaminantes (Langergraber et al., 2008; Knowles et al., 2011).

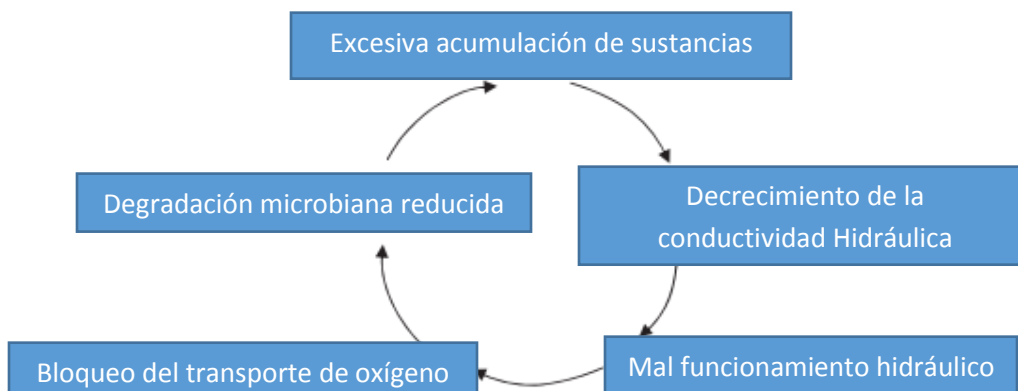
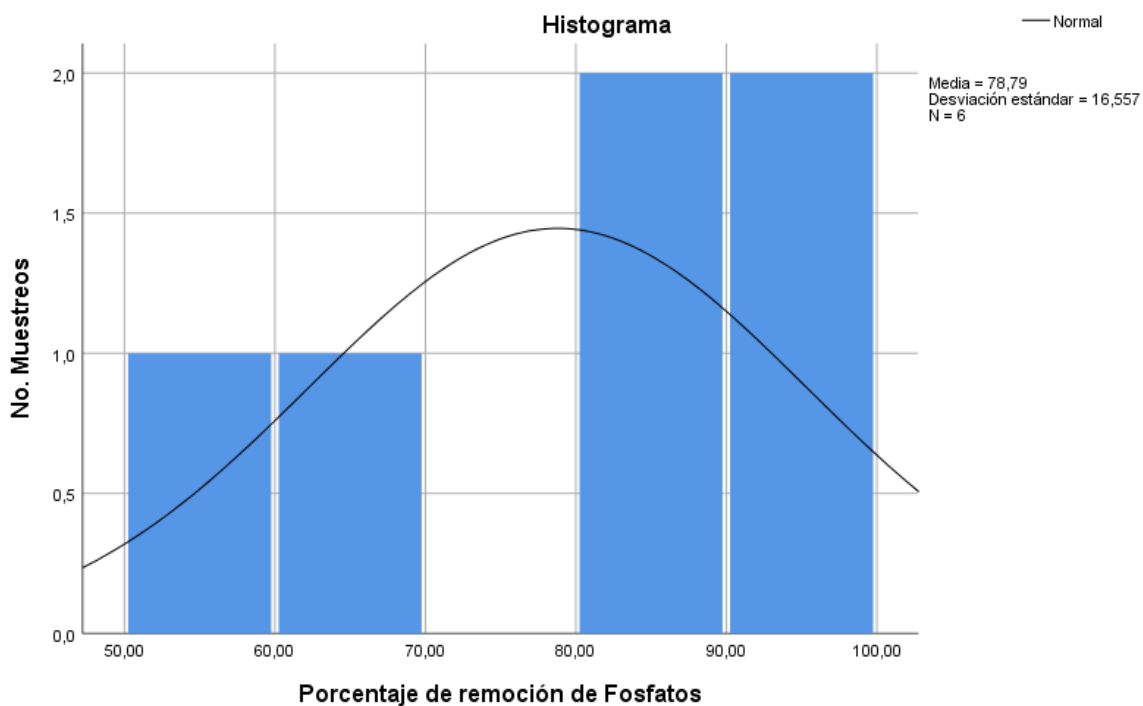
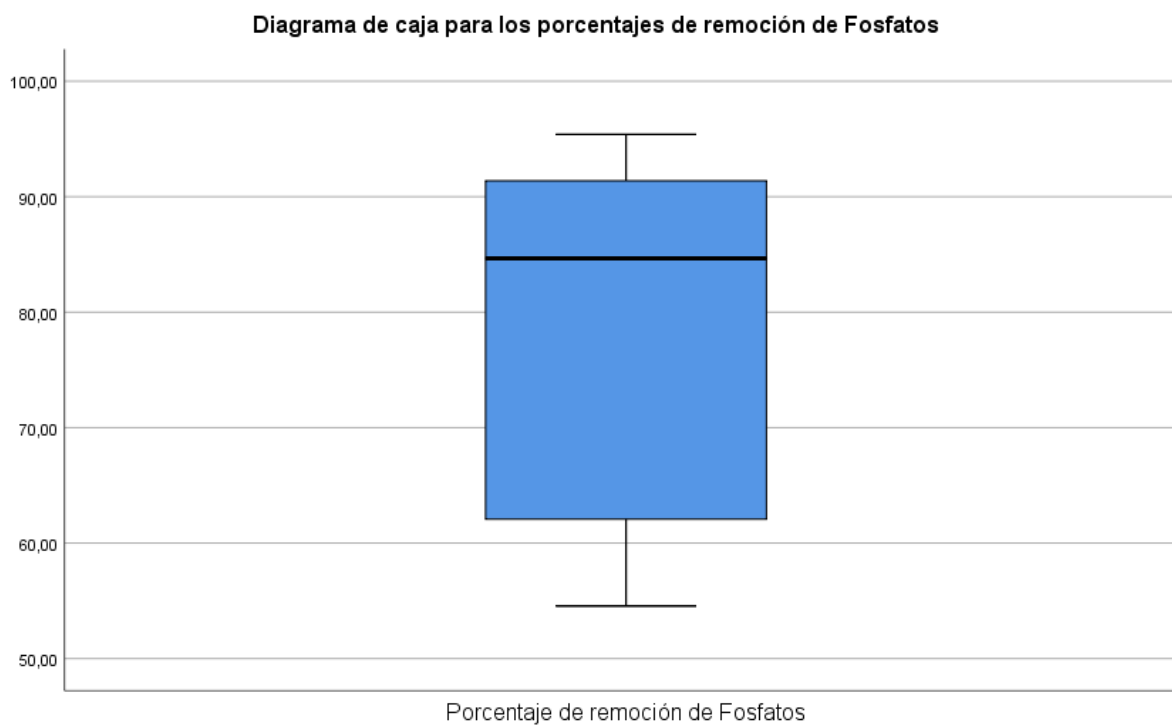


Figura 14. Efectos de la colmatación del lecho de un HCFSSH
Fuente: Meng et al., (2014)

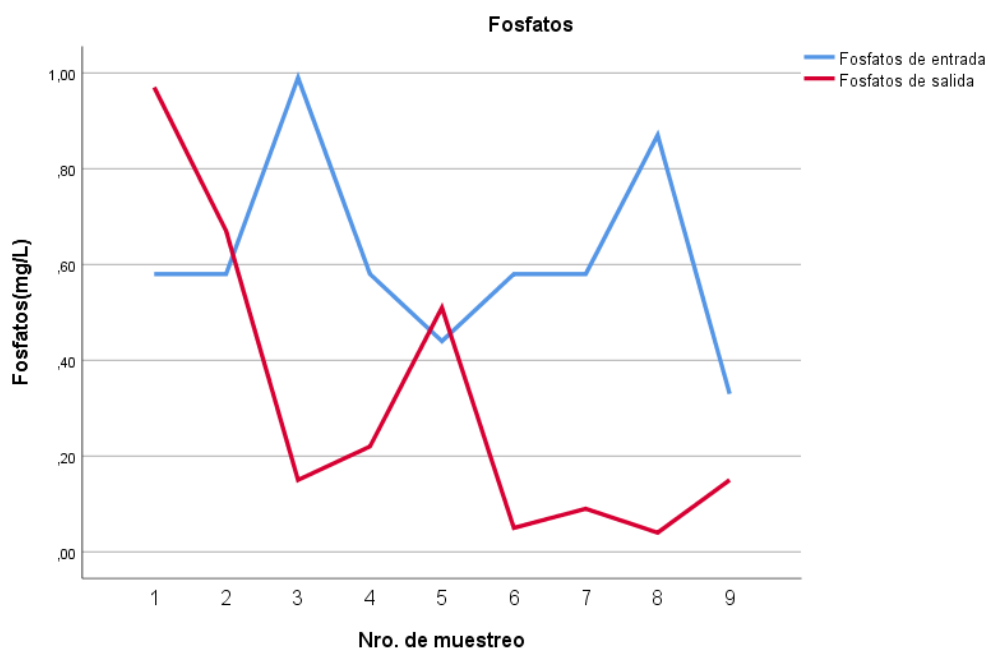
Fosfatos:



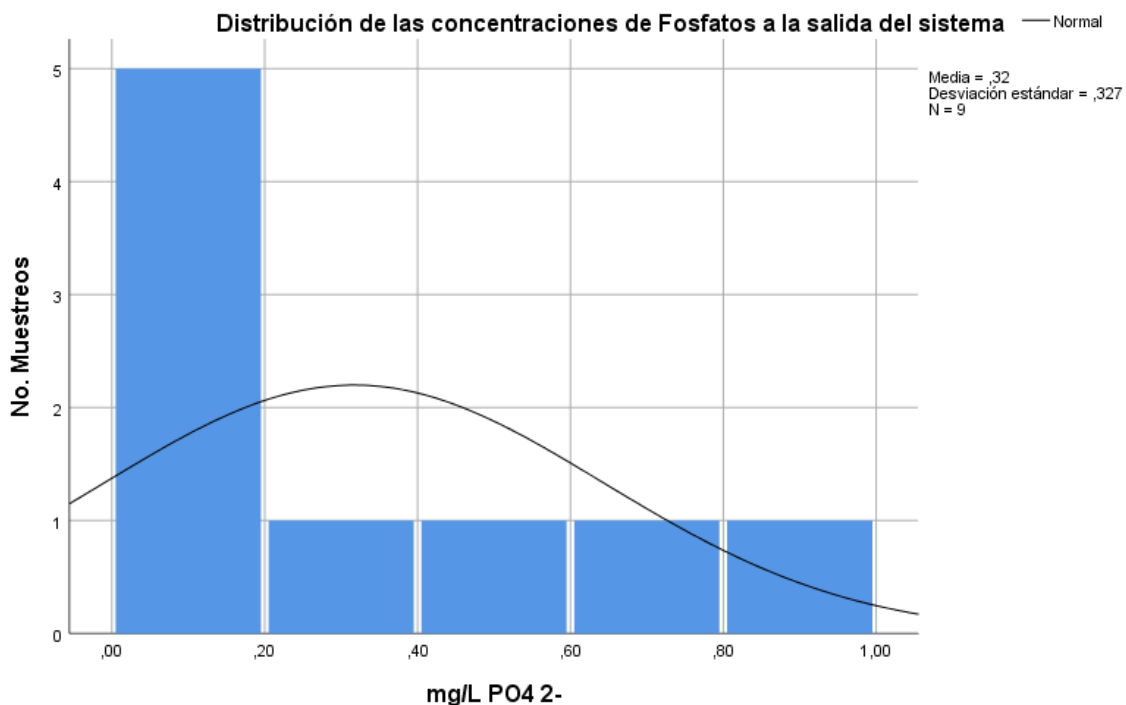
Gráfica 12. Histograma de porcentaje de remoción de fostatos.
Fuente: elaboración propia.



Gráfica 13. Diagrama de caja para los porcentajes de remoción de fostatos.
Fuente: elaboración propia.



Gráfica 14. Comportamiento de los fostatos en el afluente y efluente del sistema durante los muestreos
Fuente: elaboración propia.



Gráfica 15. Histograma de la distribución de las concentraciones de fosfatos en el efluente del sistema.

Fuente: elaboración propia.

Resumen de prueba de hipótesis				
	Hipótesis nula	Prueba	Sig.	Decisión
1	La mediana de Fosfatos de salida es igual a 0,020.	Prueba de rangos con signo de Wilcoxon para una muestra	,008	Rechazar la hipótesis nula.

Figura 15. Resumen de prueba de hipótesis para los fosfatos.

Fuente: elaboración propia.

Nivel de significancia (α) del 5%

$\alpha=0,05$

Nivel $P=0,008 < \alpha$

Hipótesis Nula (H_0): la mediana (M_d) de la distribución de las concentraciones de fosfatos a la salida del humedal es igual a 0,020mg/L (Surface Water Quality Modeling, 1997).

$H_0: M_d = 0,020$ mg/L

Hipótesis alternativa: la mediana de la distribución de las concentraciones de fosfatos a la salida del humedal es superior o inferior a 0,020 mg/L.

$H_a: M_d \neq 0,020$ mg/L $\rightarrow M_d > 0,020$ mg/L o $M_d < 0,020$ mg/L.

En primera instancia se puede observar que el diagrama de caja (Gráfica 13), tiene un ancho considerable, de 29,31%, lo que indica que hubo variabilidad de los porcentajes de remoción ocasionada por la falta de estabilidad del sistema para retener o eliminar este parámetro. Como se evidencia en el diagrama de caja, la mediana de la distribución se encuentra más próxima al cuartil 3, situación propia de una distribución que tiene un comportamiento en el que predominan los porcentajes de remoción mayores sobre los menores. Sin llegar a ser simétrica, en tanto que los datos no se localizan equidistantemente en torno a la mediana, sin embargo, el diagrama muestra que no hubo incidencia de valores de remoción de fosfatos erráticos o extremos, que estuviesen completamente dispersos de las medidas de tendencia central y demás valores de la distribución.

A partir de la lectura del histograma (Gráfica 12), se ratifica la información obtenida del diagrama de caja, visibilizando que la distribución tiene un comportamiento levemente asimétrico a la izquierda, soportado en el valor de la asimetría de la distribución próximo a 0, -0,88, que le restó la característica de completa simetría y normalidad (Levin & Rubin, 2004). La forma de la curva normal de la distribución superpuesta sobre el histograma, indica que hubo concentración a la derecha del histograma, de mayor porcentaje de valores altos de remoción de fosfatos, hecho que se justifica porque aproximadamente cerca del 67% de los porcentajes de remoción de fosfatos obtenidos en el estudio se encontraron entre un 80 y 100%, y los muestreos restantes arrojaron porcentajes de remoción entre 50 y 70%.

El fósforo es un macronutriente esencial en todos los organismos vivos; en los ecosistemas acuáticos como el desarrollado en el humedal estudiado, es tomado por micro y macro organismos y plantas de *Phragmites Australis* (Dunne et al., 2005). A nivel de los humedales construidos el fósforo se encuentra como especies disueltas y especies particuladas; predominando particularmente los polifosfatos y orto fosfatos disueltos y los fosfatos orgánicos unidos (WQA, 1996), formas que permanecen en constante cambio a causa de la descomposición y síntesis de las especies orgánicas unidas y especies inorgánicas oxidadas.

En cuanto a los orto fosfatos libres encontrados en las aguas residuales, se sabe que son la única forma de fósforo que puede ser utilizada directamente por algas y macrófitas (Vymazal, 2007); otro grupo de compuestos de fósforo inorgánicos son los polifosfatos linealmente condensados, y cíclicos. De acuerdo a los compuestos de las ARBHC (Tablas 13 y 14) es posible plantear que algunas de sus biomoléculas tales como nucleoproteínas, azúcares fosforiladas o polifosfatos condensados aportaron el fósforo orgánico unido a sus estructuras. Éstas se agrupan en formas de fósforo orgánico fácilmente descomponibles (ácidos nucleicos, fosfolípidos o fosfatos de azúcares) y fósforo orgánico lentamente descomponible (fosfatos de inositol) (Dunne & Reddy, 2005).

A partir de la gráfica del comportamiento de las concentraciones de fosfatos en el afluente y efluente del sistema (Gráfica 14), se puede observar que durante los dos primeros muestreos se obtuvieron concentraciones de fosfatos superiores en el efluente del sistema; este fenómeno puede haberse presentado como consecuencia de un alto porcentaje de plantas y brotes muertos de las macrófitas de especie *Phragmites Australis* dentro del humedal, debido al inadecuado mantenimiento que se le daba a éste; dicho material vegetal en descomposición, luego de un año después de la senescencia tiene la particularidad de liberar los nutrientes acumulados en sus estructuras hacia tierras húmedas, incrementando así la concentración de fosfatos en el efluente de ARBHC (Kadlec, 1996). Mann (1990), señala que en un HCFSSH la liberación e incremento de fósforo se presenta en las zonas profundas bajo condiciones anaerobias, donde las medidas del potencial redox se encuentran por debajo de -250 mV.

En los muestreos subsiguientes al número 5, las concentraciones de fosfatos del efluente tendieron a decrecer, resultando inferiores a las de la entrada del humedal, lo que indica que el sistema efectuó el ciclaje y retención de este nutriente una vez se realizó el respectivo mantenimiento. De acuerdo a las estadísticas es posible asegurar con un 95% de confianza que se obtendrán concentraciones de fosfatos en el efluente entre 0,066 y 0,568 mg/ L, con una concentración mediana de salida de 0,15 mg/L (Tabla 11). Esta concentración, aunque es inferior a 0,5 mg/L o valor máximo permisible para agua potable en Colombia reportado en la resolución 2115 de 2007, supera la concentración límite para evitar eutrofización en el cuerpo receptor de las ARBHC de 0,02 mg/L. Fenómeno que estimularía el crecimiento de las plantas y algas, organismos autótrofos que una vez mueren, se descomponen y generan el abatimiento de oxígeno disuelto de la columna de agua, disminuyendo así la productividad del ecosistema acuático (Arias et al., 2003; Dunne et al., 2005).

Se puede aseverar que la mediana del porcentaje de remoción de fosfatos ha incrementado desde que el sistema fue puesto en marcha en el año 2016, desde 74,03% (Solarte & Urrea, 2015), hasta 84,67%, resultado que puede deberse a la óptima adsorción ejercida por la grava, teniendo en cuenta que se ha demostrado que este material realiza una eliminación útil de fósforo durante varios años antes de la lixiviación de fósforo (Mann & Bavor, 1993); por su parte (Zhang et al., 2010), obtuvieron 51% como porcentaje de remoción de fosfatos en el tratamiento de aguas residuales domésticas implementando un humedal construido como tratamiento secundario.

Contrario a lo obtenido en esta investigación diferentes autores han demostrado que la capacidad para remover fósforo en los humedales construidos se ve limitada con el tiempo, tal es el caso de Vohla et al., (2007), quienes en 4 meses apreciaron que la eficiencia de remoción de fosfatos en un HCFSSH construido con ceniza como medio de soporte para el tratamiento de las aguas residuales domésticas, decreció considerablemente desde 71% a 20%. En términos de aguas provenientes de la agricultura Uusi-Kämpä et al. (2000), y Braskerud (2002),

determinaron que humedales construidos dentro de las cuencas hidrográficas nórdicas disminuyeron la eficiencia de remoción de fósforo hasta alcanzar tan solo el 44% de la remoción de fosfatos entrantes de la contaminación de fuentes no puntuales.

Los principales factores que incidieron en la disminución de la eliminación del fósforo en los HCFSSH mencionados previamente, están relacionados con un fenómeno llamado saturación del medio de soporte, esto es, con el paso del tiempo los sitios de las superficies minerales que adsorben fosforo se colmatan (Reddy, 1999), imposibilitando así la retención del nutriente por este mecanismo; existen algunos fenómenos que incrementan tal saturación tales como la incidencia de las biopelículas en las partículas del material filtrante, el incremento de la conductividad hidráulica del sistema y el efecto obstructivo que puede ejercer la materia orgánica proveniente de las aguas residuales sobre los sitios de adsorción ya sea bloqueándolos o entrando en competencia con el fosforo para establecerse en éstos (Moshi et al., 1974).

Resulta importante determinar y explicar los factores que incidieron en que se hubiese presentado el incremento de la eficiencia de remoción del nutriente en mención en esta investigación, a diferencia de lo obtenido en otros estudios. El primer factor que pudo haber influenciado el buen desempeño del sistema, es el tiempo de retención de 11 días el cual, aún después de 2 años de implementación del humedal, provee las condiciones idóneas para que se establezca un contacto adecuado entre las aguas mieles del café y la grava, incrementando así la posibilidad de que se presente el mecanismo de remoción predominante en los HCFSSH (Tabla 16), la adsorción (Vohla et al., 2007; Vymazal, 2007).

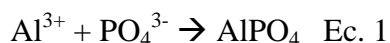
Otro factor que pudo haber resultado importante en el incremento de la remoción de fosfatos evidenciada en el sistema, es la configuración fisiológica de la planta *Phragmites Australis*, la cual ha desarrollado un sistema de aireación interno adaptado a las condiciones de permanente inundación, lo que le permite establecer un transporte convectivo y de flujo masivo de oxígeno entre la atmósfera y la zona radicular densa y expandida (Armstrong, 1990); así pues se forman zonas aerobias entorno a las raíces de la macrófita *Phragmites*, bajo las cuales se pueden incrementar los potenciales redox en el sustrato y los niveles de sustancias húmicas aportadas por las plantas (Tanner et al., 1995), fenómenos que incurren en la sedimentación eficiente de los fosfatos, la coprecipitación con elementos electroactivos como el hierro (Bostrom et al., 1982), además del incremento de las tasas de nitrificación (Howard & Williams, 1985), y la capacidad de absorción de sedimentos fosfato (Wathugala et al., 1987).

Bajo las condiciones de contacto permanente entre las aguas residuales del beneficio húmedo del café y la grava como medio filtrante, presentadas en el sistema estudiado, los mecanismos de retención de fósforo predominantes son la adsorción y precipitación. El primer mecanismo consiste en el intercambio de fosfatos entre el agua residual y los sitios de adsorción de las superficies minerales, quedando adheridos a las mismas; este proceso es más eficiente en cuanto mayor contenido de arcilla y minerales contenga el material de soporte. Posteriormente,

al ocuparse todos los sitios de adsorción, el fosfato se difunde en la partícula mediante absorción en fases sólidas de aluminio, óxidos de hierro y otras superficies minerales (Reddy et al., 1999).

Es preciso afirmar que la prevalencia de suelos anaerobios inundados en este sistema, se constituye como un fuerte potencial que ocasiona la transformación de los compuestos cristalinos de Al y Fe, de baja reactividad, a formas más amorfas, caracterizadas por presentar mayores áreas de superficie reactivas para la absorción de fosfatos (McKeague & Day, 1966). Lo cual incurre en que se incrementen las tasas de absorción y adsorción de fosfatos en HCFSSH (Patrick & Khalid, 1974).

Los iones fosfato también pueden removerse a partir del mecanismo de la precipitación, mediante el cual estos reaccionan con cationes metálicos como el Fe, Al (Ec 1), Ca^{2+} o Mg^{2+} , formando nuevos precipitados sólidos (Bache, 1964; Reddy et al., 1999).



Dunne et al., (2005), sugieren que en HCFSSH las reacciones con superficies de calcita involucran la adsorción inicial de bajas cantidades de fósforo, desencadenando la precipitación de fósforo unido a Ca^{+2} .

Por su parte Reddy & D'Angelo (1997), sugieren que en el medio ambiente de los humedales se encuentran otros minerales comunes que pueden precipitar fosfato, tales como: apatita $\text{Ca}_5(\text{Cl}, \text{F})(\text{PO}_4)_3$, hidroxilapatita $\text{Ca}_5(\text{OH})(\text{PO}_4)_3$, variscita $\text{Al}(\text{PO}_4)2\text{H}_2\text{O}$, strengita $\text{Fe}(\text{PO}_4)2\text{H}_2\text{O}$, vivianita $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_28\text{H}_2\text{O}$ y wavelita $\text{Al}_3(\text{OH})_3(\text{PO}_4)_25\text{H}_2\text{O}$.

Otros mecanismos de remoción de fósforo que tienen lugar en los humedales en menor proporción, son la captación por parte de los microorganismos y las plantas. La absorción por la microbiota constituida por bacterias, algas, hongos y macro invertebrados entre otros, se ejerce rápidamente gracias a su elevada tasa de crecimiento y reproducción a pesar de que la magnitud o cantidad almacenada de fósforo sea insignificante, siendo dependiente del estado trófico del humedal (Richardson et al., 1997; Vymazal, 2007). Kleeberg y Schlungbaum, (1993), indican que las bacterias protagonizan el papel de descomponedores, mineralizando fósforo orgánico, además de regular el flujo de fósforo a través de la interfaz sedimento-agua.

La especie *Phragmites Australis* y otras macrófitas tienen la capacidad de absorber la mayor parte del fósforo a través de sus raíces y en menor proporción por sus brotes; el almacenamiento de fósforo en la biomasa aérea de macrófitas emergentes se caracteriza por ser a corto plazo, sin embargo, la capacidad de almacenamiento en la vegetación depende de diversos factores como las tasas de descomposición del material vegetal muerto, la lixiviación de fósforo del tejido detrítico y la traslocación del mineral desde la biomasa desde arriba hacia abajo. Algunos autores reportan en sus estudios los valores de la reserva permanente de fósforo en

superficie de tejido vegetal de macrófitas sumergidas siendo de 0,1 a 6,8 g de P/ m² (Johnston, 1991), y 0,1 a 11 g de P/ m² (Vymazal, 2007). Después del decaimiento de la planta el fósforo se libera desde la biomasa al ecosistema del humedal, pudiendo incorporarse en el protoplasma de los organismos descomponedores.

Posteriormente se efectúa el análisis de la distribución de las concentraciones de fosfatos a la salida del sistema, para lo cual se estudia su comportamiento a partir del histograma (Gráfica 15), la curva de normalidad sobrepuesta a éste y el valor de la asimetría, 1,238. A partir de ello se abstrae que ésta no se comporta como una distribución normal y presenta asimetría positiva; el histograma refleja que a la salida del sistema predominan las concentraciones bajas de fosfatos por sobre las altas.

Como consecuencia de que esta distribución no sigue la tendencia de una distribución simétrica normal, se estudia el comportamiento de la mediana de la distribución con respecto al criterio de calidad asumido, por medio de la prueba de hipótesis no paramétrica sobre la mediana de Wilcoxon.

La prueba plantea como Hipótesis nula (H₀) que la mediana de la distribución es 0,02mg/L, arrojando un nivel $P=0,008 < 0,05$; en este caso se rechaza la hipótesis nula y se acoge una de las hipótesis alternativas (Figura 15), para determinar cuál se toma, es preciso analizar la mediana de la distribución y compararla con 0,02 mg/L. Como se puede observar esta mediana 0,15 mg/L, es superior a la hipótesis nula, por ende, hay suficiente evidencia estadística para concluir que las concentraciones de fosfatos de salida tienden a sobrepasar el criterio de calidad para evitar eutrofización.

En este sentido, se tendría que incrementar considerablemente la eficiencia del sistema atendiendo que el criterio asumido es incluso más exigente que el orientado por la Resolución 2115 de 2007 que brinda un valor máximo permisible para agua potable de 0,5 mg/L. Valor para el cual el sistema si hubiese cumplido con las exigencias en eficiencia de remoción en tanto que en el 78% de los muestreos se obtuvieron concentraciones por debajo de ese valor.

En pro de incrementar la estabilidad y eficiencia de remoción de fosfatos en el sistema considerando que la grava tiende progresivamente a limitar la adsorción de estos iones a causa de la saturación de los sitios de adsorción, el crecimiento de biofilm adjunto al medio de soporte y la competencia entre los iones fosfato y la materia orgánica por adsorberse en los espacios de adsorción, se deben acudir a alternativas de remoción secundarias que han sido estudiadas y probadas por otros autores tales como la precipitación química del fósforo previo al ingreso al sistema aplicando dosis de óxidos de aluminio y/o hierro como Al₂O₃ (9%) y Fe₂O₃(5%), dosificando CaCO₃ u implementando un sistema de unidades de filtración de medios granulares

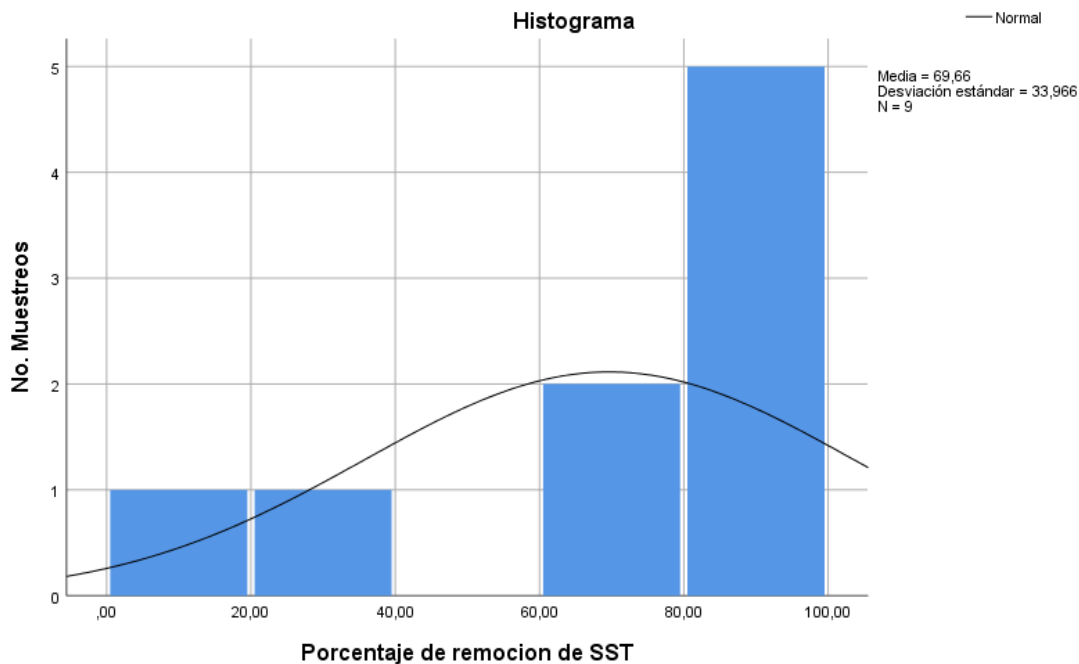
específicos (Arias et al, 2003; Johansson, 1997). El medio más indicado debería de ser sometido a ensayos y pruebas rigurosas.

Tabla 16. Potencial de la magnitud de transformaciones del fósforo en varios tipos de humedales construidos.

Tipo de mecanismo de remoción	HCFSSH	HCFSSV
Adsorción.	Alta	Alta
Precipitación.	Media	Media
Consumo por plantas.	Baja	Baja
Consumo por microorganismos.	Baja	Baja

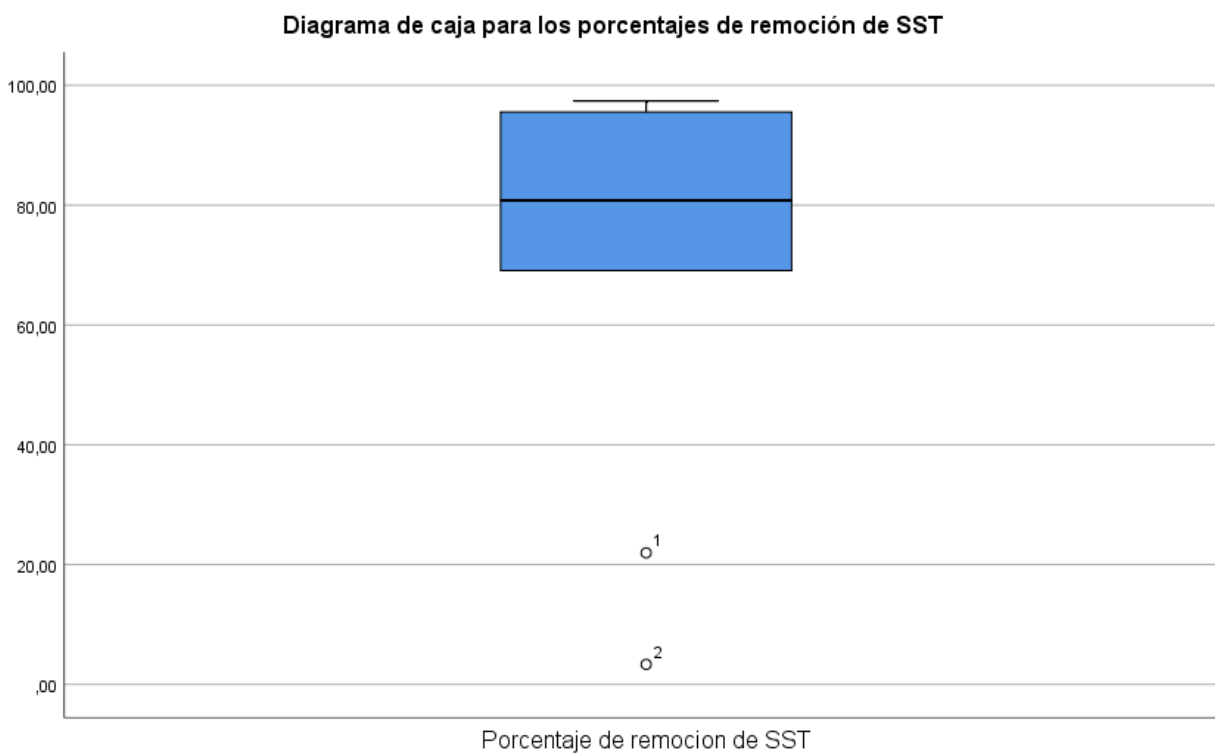
Fuente: (Vymazal, 2007)

Sólidos suspendidos totales (SST):



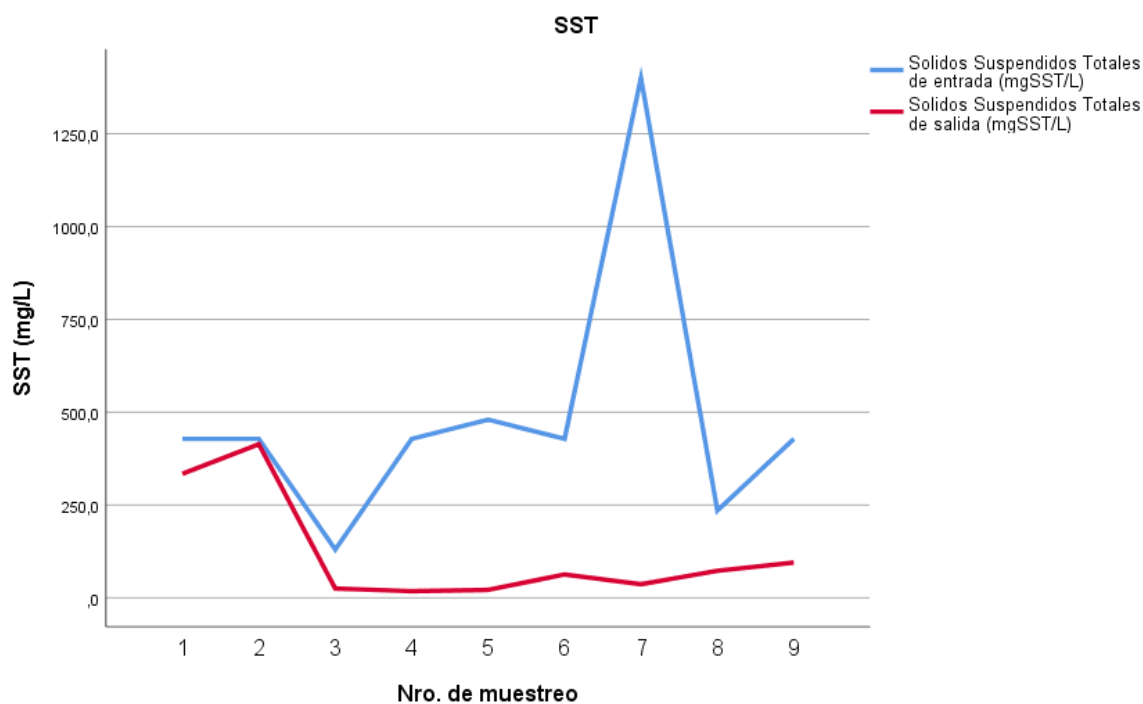
Gráfica 16. Histograma del porcentaje de remoción de sólidos suspendidos totales (SST).

Fuente: elaboración propia.



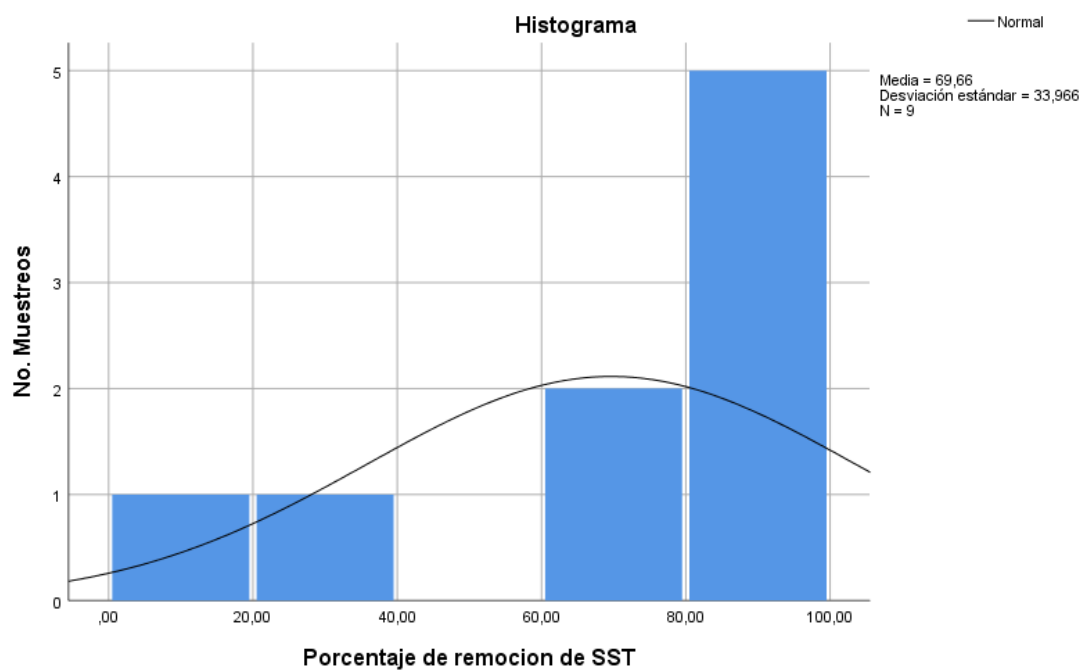
Gráfica 17. Diagrama de caja para los porcentajes de remoción de los sólidos suspendidos totales (SST).

Fuente: elaboración propia.



Gráfica 18. Comportamiento de los sólidos suspendidos totales (SST) en el afluente y efluente del sistema durante los muestreos.

Fuente: elaboración propia.



Gráfica 19. Histograma de distribución de las concentraciones de Sólidos Suspensos Totales (SST) en el efluente sistema.

Fuente: elaboración propia.

Resumen de prueba de hipótesis				
	Hipótesis nula	Prueba	Sig.	Decisión
1	La mediana de Sólidos Suspendidos Totales de salida (mgSST/L) es igual a 400,000.	Prueba de rangos con signo de Wilcoxon para una muestra	,011	Rechazar la hipótesis nula.

Figura 16. Resumen de prueba de hipótesis para los sólidos suspendidos totales (SST).

Fuente: elaboración propia.

Nivel de significancia del 95%

$\alpha=0,05$

Nivel $P=0,011$

Nivel $P < 0,05$

Hipótesis Nula H_0 : la mediana de la distribución de las concentraciones de SST a la salida del humedal es igual a 400mg/L (RES 0631 DE 2015).

H_0 : $Md = 400$ mg/L SST

Hipótesis alternativa: la mediana de la distribución de las concentraciones de SST a la salida del humedal es superior o inferior a 400 mg/L.

H_a : $Md < 400$ mg/L \rightarrow $Md > 400$ mg/L o $Md < 400$ mg/L.

A partir de la lectura del diagrama de caja (Gráfica 17), es posible mencionar que la remoción de sólidos suspendidos totales no presentó variabilidad considerable a lo largo del periodo de muestreo, en tanto que no fue un diagrama ancho, evidenciando que el humedal se comportó como un sistema estable en la remoción de este parámetro; se obtuvo un coeficiente de variación de la distribución superior al 20%, lo cual se debe a la injerencia de dos valores erráticos encontrados por fuera del intervalo intercuartil. Éstos correspondieron a los porcentajes más bajos de remoción, 21,9 y 3,36 % que se obtuvieron en los dos primeros muestreos. Durante estos muestreos los principales mecanismos físicos que mayormente remueven SST en los HCFSSH, la sedimentación, el trampeo provisto a través de vegetación y baja turbulencia y velocidades del agua (Quipuzco & Ushñahua, 2002), debieron limitarse por cuenta de que el humedal contaba con abundante material suspendido ajeno al sistema y las plantas de *Phragmites Australis* presentaban escasa densidad y fortaleza en sus hojas y raíces. A partir del tercer muestreo la eficiencia del sistema incrementó considerablemente, alcanzando un valor máximo de 97,38% de remoción.

El histograma de la distribución de porcentajes de remoción de SST (Gráfica 16), refleja que en el 77% de los muestreos realizados se obtuvieron porcentajes de remoción considerablemente altos, de entre 60 y 100%, predominando los encontrados entre 80 y 100% de remoción; a partir de la gráfica también se verifica el predominio de una mayor concentración a la derecha de porcentajes altos de remoción, lo que soporta el valor de asimetría negativa, -1,39,

que coincide con el tipo de distribución que describe la curva de normalidad, indicando que es una distribución no normal, de tipo asimétrica con cola a la izquierda a causa de la influencia de los más bajos porcentajes de remoción (Levin & Rubin, 2004). El valor representativo y estable de esta distribución asimétrica es la mediana, 80,77 %.

Otros autores también demostraron la efectividad de los HCFSSH para la remoción de SST, tal es el caso de Rossmann et al., (2013), quienes evaluaron la eficiencia de remoción de SST ejercida por un HCFSSH a escala piloto, sembrado con *Lolium multiflorum* y coformado por grava gruesa para tratar ARBHC, reportando una alta eficiencia de remoción de 84%, que es próxima a la de este estudio; por su parte Quipuzco & Ushñahua, (2002), reportaron una remoción de SST de 97,2 % en un HCFSSH constituido por substratos de grava y arena y sembrado con plantas de la especie *Phragmites Australis* para el tratamiento de aguas negras, explicando que esta eficiencia es producto de la mineralización efectiva que se da en este tipo de humedales. Es bien conocido que los HCFSSH sembrados e inundados son eficientes en la reducción de SST, gracias a la incidencia de procesos físicos originados en el substrato tales como: sedimentación en los intersticios, retención por restricción al flujo (filtración) y adhesión a los gránulos del material – soporte, comportándose como filtro horizontal (Fia et al., 2010).

Al haber cuantificado las concentraciones de SST, se estaba dando una medida de la turbiedad del agua del afluente y efluente del sistema. Las cantidades de este parámetro en las ARBHC provienen en mayor proporción de las pectinas, proteínas y azúcares de la pulpa y el mucílago (Edna & Pola, 2017), además de los sólidos de la pulpa del café, y el mucílago digerido, en los cuales se suelen acumular las sustancias tóxicas de las ARBHC, es decir taninos, alcaloides y poli fenoles (von Enden et al., 2002)

Una vez la materia en suspensión ingresa al humedal, empieza a ser retenida en los primeros metros del sistema, a través de los mecanismos de transporte y acoplamiento (Yao et al., 1971); en los primeros, se crean colisiones entre partículas y posteriormente los mecanismos de unión ocasionan la adherencia entre partículas de diferentes tamaños que son atraídas electrostáticamente entre sí, formando dendritas que captan gradualmente otras partículas para después sedimentarse (Hubbe et al., 2009; Swift & Friedlander, 1964). Otro proceso físico de retención de SST es la filtración del medio granular (Roig, 2014), constituido por la constricción de flujo por el medio granular, la sedimentación ocasionada por la baja velocidad y turbulencia en la zona radicular de *Phragmites* y el tamizado en los espacios intersticiales del medio granular. La retención de partículas en la superficie de los medios es ocasionada por el efecto químico de la suma de las interacciones eléctricas de doble capa y las interacciones dipolares conocidas como fuerzas de Van der Waals (Knowles, Dotro, Nivala, & García, 2011).

La importancia de la macrófita *Phragmites Australis* radica en que sus densas raíces retienen materia suspendida y además favorecen la sedimentación de los SST, pues ralentizan la

turbulencia y velocidades del flujo evitando así caminos preferenciales y arrastre de materia suspendida a la salida del sistema (Rossmann et al., 2013).

Teniendo en cuenta que los SST presentes en las ARBHC tienen una variedad de composiciones, existen otros mecanismos fisicoquímicos que en segunda instancia contribuyen con su reducción en el sistema (Tabla 17).

Tabla 17. Mecanismos fisicoquímicos que contribuyen a la remoción de SST en HCFSSH.

Sedimentación y flotabilidad	De acuerdo con la Ley de Stoke, las partículas con diferente densidad a las aguas residuales se moverán verticalmente a través del campo de flujo bajo el efecto de la gravedad, hasta que impacten una superficie.
Efectos hidrodinámicos	Las fuerzas hidrodinámicas no uniformes a través del cuerpo de una partícula harán que fluya a través del flujo.
Divergencia inercial	Las partículas con inercia significativa pueden desviarse de las líneas de corriente a medida que el flujo se desvía alrededor de los obstáculos e impactan una superficie.
Interceptación	Si la línea de flujo que transporta una partícula está más cerca que el radio de la partícula, se producirá la interceptación de la superficie del medio.
Esfuerzo y trampa	Las partículas que son más grandes que los espacios porosos se tensarán y las partículas también pueden quedar atrapadas por irregularidades morfológicas del medio. Las partículas filamentosas/fibrosas son particularmente susceptibles a estos modos de eliminación.
Movimiento Browniano	Las partículas coloidales están influenciadas por las fuerzas térmicas responsables del movimiento browniano que inducen una trayectoria aleatoria a través del campo de flujo repulsivo.
Fuerzas electrostáticas	Las fuerzas repulsivas o atractivas entre partículas y medios influirán en la trayectoria de las partículas.
Puente	Las partículas pequeñas pueden eliminarse dentro de poros relativamente grandes si numerosas partículas llegan simultáneamente y bloquean el poro mediante puentes.
Coagulación	La coagulación de coloides más pequeños en partículas más grandes promueve su eliminación a través de los mecanismos descritos anteriormente.

Fuente: Knowles et al (2011)

Seguidos de los procesos físicos se desencadenan los procesos de remoción biológicos, en los que los microorganismos descomponen la materia orgánica retenida en las estructuras subterráneas de los micrófitos, y la depositada en la superficie del medio granular (Arias, 2003).

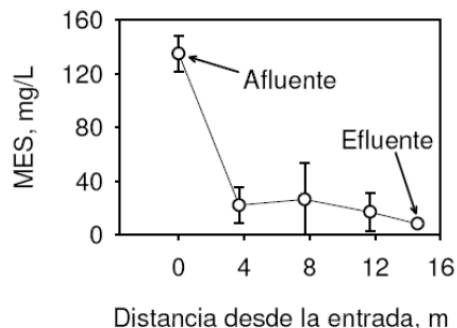


Figura 17. Evolución de la concentración de materia en suspensión (MES) a lo largo de un humedal de flujo horizontal.

Fuente: García & Corzo (2008).

El histograma de la distribución de las concentraciones de SST a la salida (Gráfica 19) indica que esta distribución es asimétrica a la derecha, 1,57, prevaleciendo a la derecha concentraciones bajas de entre 0 y 100 mg/L por sobre las mayores de entre 200 y 500 mg/L; debido a que la distribución no sigue un comportamiento normal se aplicó la prueba de hipótesis no paramétrica sobre la mediana de la distribución, de Wilcoxon, con la cual se verifica si la mediana de la distribución de concentraciones de SST de la salida se mantendrá en el tiempo por debajo del valor máximo permisible orientado en la RES 0631 de 2015 (400 mg/L), o si por el contrario lo puede llegar a alcanzar o incluso a superar.

La prueba arroja un nivel p igual a 0,011, valor que es inferior al α (0,05) correspondiente a un nivel de significancia del 95%, lo que conlleva a que se rechace la hipótesis nula y se acoja la hipótesis alternativa (Figura 16). Así pues, hay evidencia estadística para afirmar que la mediana es distinta de 400 mg/L y puede ser mayor o menor al valor máximo permisible. Debido a que la mediana de salida de SST en este estudio fue de 62,9 mg/L, inferior a 400 mg/L, hay suficiente evidencia estadística para afirmar que las concentraciones de salida de SST tendieron y probablemente tenderán a ser menores al valor máximo permisible (Gráfica 18), a causa de que el humedal provee las condiciones fisicoquímicas y de diseño adecuadas para que el conjunto plantas, medio de soporte y microorganismos ejerzan eficientemente los mecanismos que en mayor medida remueven SST, la filtración del medio granular y la remoción biológica de la materia orgánica suspendida. El diagrama de líneas indica que las concentraciones de SST a la salida del sistema no presentan cambios bruscos como se corrobora en gráfica 18, mostrando que el humedal está efectuando de forma óptima y estable la remoción de este parámetro.

Son diversos los beneficios ecosistémicos que se derivan de la eficiencia y estabilidad del humedal estudiado para remover los SST, debido a que estos contaminantes generarían graves impactos si fueran descargados a los cuerpos de agua sin el tratamiento ejercido por el humedal. En primera instancia se conoce que estos contaminantes al asentarse sobre el lecho de los cuerpos de agua naturales, pueden asfixiar plantas y animales bentónicos, cambiando la estructura de la comunidad biótica. Tekle et al., (2015), mencionan que los SST forman depósitos de lodo que demandan oxígeno disuelto, creando así condiciones anóxicas que alteran el metabolismo de los organismos acuáticos. También Enden & Calvert (2002), describen que el material suspendido, especialmente el mucílago digerido de las ARBHC, forma una costra o barrera en la superficie, de forma que se dificulta la dispersión de oxígeno en el agua, incrementando las condiciones anaerobias de los HCFSSH; por último (Dadi et al., 2018), menciona que la incidencia de los SST sobre la biota de agua dulce conduce a que algunos animales sufran de estrés osmótico (alterándose su capacidad osmoreguladora), se alteren sus mecanismos de alimentación como el de filtración y se presenten transtornos visuales.

El diagrama de líneas (Gráfica 18), muestra que las concentraciones de SST que ingresaron al sistema fluctuaron entre 130 mg/L y 1400 mg/L, variaciones que se presentan como consecuencia de que la cantidad de café sometida al proceso de beneficio húmedo del café difería en cada muestreo y con ello el agua utilizada en los lavados presentaba diferentes concentraciones de estos compuestos orgánicos, de ahí que en investigaciones como la realizada por Edna & Pola (2017), las concentraciones de SST en ARBHC, de entre 7000–10,900 mg /L, no hayan presentado tendencia estacional ni temporal aparentes, concluyendo que las concentraciones de estos sólidos suspendidos totales varían conforme lo hace la cantidad de agua utilizada para el procesado de granos de café y la cantidad de pulpa y mucílago liberado en el respectivo lavado.

8. Conclusiones

- Se evidenció la factibilidad de implementar el humedal construido de flujo subsuperficial horizontal plantado con la especie macrófita *Phragmites Australis* como un tratamiento secundario para remover materia orgánica, nutrientes y neutralizar la acidez de las ARBHC, mediante mecanismos accionados por las fuerzas del ecosistema; alcanzándose eficiencias de remoción de 84,17% de DQO, 75% de nitritos, 84,67% de fosfatos, y 80,77% de SST.
- Aunque el sistema está ejerciendo satisfactoriamente el efecto buffer sobre las aguas residuales del beneficio húmedo del café, aumentando en 2 unidades el pH, de tal forma que se encuentre entre 5 y 9 unidades de pH (exigido por la Res. 0631 de 2015), se requiere de un mecanismo alternativo previo al humedal que neutralice la acidez de las ARBHC hasta alcanzar los rangos óptimos de pH bajo los cuales se desarrollan los microorganismos que degradan y/o asimilan nutrientes y materia orgánica.
- Los mecanismos de adsorción/precipitación de fósforo permitieron que se removiera este parámetro en un 84,7%, porcentaje superior al de otros estudios de investigación; pese a ello la prueba de Wilcoxon arrojó que no bastaba ese porcentaje para alcanzar el criterio de calidad en el efluente, 0,02mg/L, el cual es un valor considerablemente exigente que se alcanzaría implementando métodos complementarios a los desarrollados en el humedal.
- Al comparar el comportamiento que tuvo el sistema en esta investigación con respecto al evaluado por Solarte & Urrea (2015), en la remoción de materia orgánica medida en términos de DQO, material suspendido y nutrientes medidos en términos de nitritos y fosfatos, es posible afirmar que el humedal se estabilizó, en tanto que aumentó su eficiencia de remoción en todos los parámetros comparados. Este comportamiento puede ser el resultado del tiempo óptimo de contacto entre el material de soporte y las ARBHC, la maduración y adaptación de las plantas a las características de dichas aguas residuales, y el desarrollo óptimo de sus raíces, fundamentales en todos los procesos de remoción de contaminantes.
- Los parámetros físicos que fueron removidos con mayor estabilidad y eficiencia fueron los sólidos suspendidos totales, presentando a la salida una tendencia en el tiempo a estabilizarse por debajo de la concentración máxima permitida por la Res. 0631 de 2015. Este resultado está acorde con la literatura, en la que se reitera la efectividad de los HCFSSH para eliminar material suspendido a partir de las fuerzas físicas y biológicas de filtración del medio granular y degradación biológica; también es importante resaltar que tal efectividad en la remoción de este parámetro se vio favorecida por el rol fundamental que cumplen las raíces densas de la planta *Phragmites Australis*, al disminuir la velocidad de flujo y turbulencia para que posteriormente se presente la sedimentación de los sólidos suspendidos totales.

9. Recomendaciones

- Es importante evaluar la eficiencia de remoción de la trampa de grasas y la laguna acidógena instalada como tratamiento primario, con el objetivo de verificar si se deben implementar medidas correctivas a nivel de diseño u operación, en pro de disminuir los factores limitantes en el humedal e incrementar su eficiencia de remoción.
- Se sugiere estudiar la posibilidad de implementar antes del humedal un estanque relleno de piedra caliza natural (CaCO_3), mineral que aportaría iones bicarbonato a las ARBHC que incrementarían su pH hasta aproximadamente 6 unidades. Así estas aguas residuales, alcanzarían mediante el efecto buffer del humedal el pH requerido por los microorganismos degradadores de materia orgánica y nutrientes.
- Se sugiere realizar jornadas de mantenimiento del sistema, en las que se remueva manualmente material vegetal obstructivo localizado en los alrededores del humedal y dentro de su lecho, con el fin de evitar factores limitantes en la remoción de contaminantes tales como obstrucción del medio de soporte, reducción de los espacios intersticiales en el medio de granular, disminución del tiempo de retención además de obstaculización del paso de oxígeno atmosférico hacia el medio de soporte.
- Resultaría de suma importancia reiterar las prácticas de buen manejo del sistema, para evitar fenómenos como la inundación del lecho el cual ocasiona condiciones de estrés hipotóxico y oxidativo, y otros fenómenos que limitan el desarrollo fisiológico y metabólico de las macrófitas.

Bibliografía

- Alcaldía Municipal de Sotará. (2018). *Municipio de Sotará*. Recuperado de <http://www.sotara-cauca.gov.co/municipio/nuestro-municipio>]
- Álvarez, J. A., Ruíz, I., & Soto, M. (2008). Anaerobic digesters as a pretreatment for constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 33(1), 54–67. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.02.001>. Recuperado de: <https://sci-hub.tw/https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.02.001>
- Álvarez, J., Hudge, G., Cuba, N. & Loza, M. (2011). Evaluación de un sistema de tratamiento de aguas residuales del prebeneficiado de café (*coffea arabica*) implementado en la comunidad Carmen pampa provincia Nor Yungas del departamento de La Paz. *Selva Andina Research Society Bolivia*. Volumen 2(1), p. 34-42. Recuperado de http://www.scielo.org.bo/scielo.php?pid=S2072-92942011000100005&script=sci_arttext
- Andrés, E., Araya, F., Vera, I., Pozo, G., & Vidal, G. (2018). Phosphate removal using zeolite in treatment wetlands under different oxidation-reduction potentials. *Ecological Engineering*, (117), p. 18–27. Recuperado de <https://www.sciencedirect.com/acceso.unicauca.edu.co/search?qs=Phosphate%20removal%20using%20zeolite%20in%20treatment%20wetlands%20under%20different%20oxidation-reduction%20potentials&show=25&sortBy=relevance>
- Arias, C., & Brix, H. (2005). Humedales Artificiales para el tratamiento de aguas residuales. *Revista de ciencia e ingeniería neogranadina*, (13), p. 17-24. Recuperado de https://scholar.google.com/scholar_url?url=http://revistas.unimilitar.edu.co/index.php/rcin/article/download/1321/1051&hl=es&sa=T&oi=gsb-gga&ct=res&cd=0&d=16182182711343151064&ei=FnT7W7W1FleQmwGO6ZrIBQ&sig=AAGBfm0W24Ob9HJKZ4nb8l4CAYwEQXrbhQ
- Arias, O. (2004). *Estudio de la biodegradación de la materia orgánica en humedales construidos de flujo subsuperficial (Tesina)*. Universitat Politècnica de Catalunya, Departament d'Enginyeria Hidràulica, Marítima i Ambiental, Barcelona, España. Recuperado de <https://upcommons.upc.edu/bitstream/handle/2099.1/3339/34461-7.pdf>
- Armstrong, W., Beckett, P. M., & Armstrong, J. (1990). *Measurement and modelling of oxygen release from roots of phragmites australis. Constructed wetlands in water pollution control: Proceedings of the International Conference on the Use of Constructed Wetlands in Water Pollution Control, held in Cambridge, UK, 24–28 September 1990*. International

Association on Water Pollution Research and Control. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-040784-5.50009-7>. Recuperado de <https://sci-hub.tw/https://doi.org/10.1016/B978-0-08-040784-5.50009-7>

Avellone, S.; Guyot, B.; Michaux-Ferriere, J. P.; Guiraud, E.; Olgún Palacios, J. M. & Brillouet. (1999). Cell Wall Polysaccharides of Coffee Bean Mucilage. Histological Characterization during Fermentation. *Proceedings of the 18th International Scientific Colloquium on Coffee Science (ASIC)*, 2-6. Helsinki. Pp.463-470

Alzate Amariles, E. Y. (2015). Influencia del PH y el tipo de macrófita en la remoción de materia orgánica y cadmio de un drenaje sintético de minería de carbón, por medio de humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal a escala piloto. Tesis de maestría, Universidad de Antioquia. Recuperado de : http://bibliotecadigital.udea.edu.co/bitstream/10495/5744/2/AlzateErika_2016_InfluenciaPhMacrofita.pdf

Bache, B. (1964). Aluminium and iron phosphate studies relating to soils. II reactions between phosphate and hydrous oxides. *Journal of Soil Science*, 15(1), 111–116. Recuperado de <https://sci-hub.tw/https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1964.tb00250.x>

Bavor, H. J., Roser, D. J., McKersie, S. A., & Breen, P. (1988). Treatment of secondary effluent. *Report to Sydney Water Board, Sydney, NSW, Australia*.

Belitz, H. D.; Grosch, W. & Schieberle, P. (2004). Coffee, tea, cocoa. *Food Chemistry*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 939–969. Recuperado de http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-00663-9_10

Belmont, M. A., Cantellano, E., Thompson, S., Williamson, M., Sánchez, A., & Metcalfe, C. D. (2004). Treatment of domestic wastewater in a pilot-scale natural treatment system in central Mexico. *Ecological Engineering*, 23(4–5), 299–311. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2004.11.003>. Recuperado de: <https://sci-hub.tw/https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2004.11.003>

Bello, A. O., Tawabini, B. S., Khalil, A. B., Boland, C. R., & Saleh, T.A. (2018). Phytoremediation of cadmium-, lead- and nickel- contaminated water by *Phragmites australis* in hydroponic systems. *Ecological Engineering*, 120, 126-133. Recuperado de: <https://sci-hub.tw/https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.05.035>

Bernal, F.; Mosquera, D.; Maury, H.A.; González, D.; Guerra, R.; Pomare, A. & Silva, M. (2003). Humedales artificiales para el tratamiento de las aguas residuales en la Corporación Universitaria de la Costa. Universidad del Valle, Instituto CINARA. *Seminario*

internacional sobre métodos naturales para el tratamiento de aguas residuales. p. 149-155. Recuperado de: <http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/agua2003/hume.pdf>

Armstrong, J., Afreen- Zobayed, F., Blyth, S., & Armstrong, W. (1999). *Phragmites australis*: effects of shoot submergence on seedling growth and survival and radial oxygen loss from roots. *Aquatic Botany*, 64(3-4), 275-289. Recuperado de: [https://scihub.tw/https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(99\)00056-X](https://scihub.tw/https://doi.org/10.1016/S0304-3770(99)00056-X)

Bostrom B., Jansson M. & Forsberg C. (1982). Phosphorus release from lake sediments. *Arch. Hydrobiol.* 18, 5-59. Citado en: Tanner, 1995.

Blokhina, O., Virolainen, E., & Fagerstedt, K. V. (2003). Antioxidants, oxidative damage and oxygen deprivation stress: A review. *Annals of Botany*, 91, 179–194. <https://doi.org/10.1093/aob/mcf118>.

Brix, H. (1994). Functions of macrophytes in constructed wetlands. *Water Science and Technology*, 29(4), p. 71–78. <https://doi.org/10.2166/wst.1994.0160>

Brix, H. (1997). Do macrophytes play a rol in constructed treatment wetlands? . *Water Science and Technology*, 35(5), p. 11–17. Recuperado de: [https://scihub.tw/https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00047-4](https://scihub.tw/https://doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00047-4)

Cafeira, 3. Londrina (Brasil), Maio 24-28, 1999. Anais. Londrina (Brasil), UFPR-IAPAR-IRD. p. 395-396.

Calle, V. (1977). Subproductos del Café. Boletín Técnico Número 6. Chinchiná, CENICAFÉ, 84 p.

Caselles, Osorio, García, J. (2007). Effect of physico-chemical pretreatment on the removal efficiency of Horizontal Subsurface-Flow constructed wetlands. *Environmental pollution*, Vol 146(1), p. 55-63. Recuperado de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749106004039>

Cavert, C. K. (1997). *The treatment of coffee processing waste waters the biogas option- a review and preliminary report coffe industry corporation Ltd., Cofee Research Institute, Papua New Guinea*, p. 22.

Centro Nacional de Investigaciones de Café [CENICAFÉ] (2013). *Cultivemos café, Beneficio*. Recuperado de https://www.cenicafe.org/es/index.php/cultivemos_cafe/beneficio

Centro Nacional de Investigaciones de Café [CENICAFÉ] & Federación Nacional de Cafeteros. (2011). Construya su tanque tina para la fermentación y lavado de café. *Avances técnicos Cenicafe N° 408*. Recuperado de <https://www.cenicafe.org/es/publications/avt04081.pdf>

Centro Nacional de Investigaciones de Café [CENICAFÉ] & Federación Nacional de Cafeteros. (1999).. *Tratamiento de aguas residuales del lavado de café* <https://www.cenicafe.org/es/publications/bot020.pdf>.

Chapra, S. (1997). *Surface Water Quality Modeling*. McGraw-Hill Science/Engineering/Math. Retomado de: <file:///D:/MIS%20DOCUMENTOS/Downloads/RES.%20PS-GJ%201.2.6.14.1070.pdf>

Clifford, M. N. & Willson, K. C. (1985). *Coffee Botany, Biochemistry and Production of Beans and Beverage*. Croom Helm, London, England. Croom Helm, pp 234-243 Recuperado de https://books.google.com.co/books?hl=es&lr=&id=u1HtBwAAQBAJ&oi=fnd&pg=PP7&dq=Coffee+Botany,+Biochemistry+and+Production+of+Beans+and+Beverage.+Croom+Helm,+London,+England+.Croom+Helm,+pp+234-243&ots=cET7-ab0l8&sig=S1VnwB7BkG9Imzw3DubBXTmYsg0&redir_esc=y#v=onepage&q&f=false

Corporación Autónoma Regional. [CAR]. (1997). *Programa Tasas Retributivas en Colombia*. Recuperado de www.bdigital.unal.edu.co/27019/1/24719-86715-1-PB.pdf

Correa, G. (2004). *Análisis de Medidas Repetidas*. Universidad Nacional de Colombia Facultad de Ciencias Agropecuarias. Medellín .

Cooper, P. F., Job, G. D., Green, M. B., & Shutes, R. B. E. (1996). Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment. *European water pollution control*, 6(7), 49. Recuperado de <https://www.researchgate.net/file.PostFileLoader.html?id=54e2f101cf57d79d338b4595&asKey=AS%3A273704032899097%401442267535177>

Cruz, A., Ríos, E., Albores, F. of H. R. T. on T. of C. P. W. (C.) in E. B., Lagunas, S., Meza, R., & Ruiz, V. (2017). Evaluation of Hydraulic Retention Time on Treatment of Coffee Processing Wastewater (CPWW) in EGSB Bioreactor. *Sustainability*. <https://doi.org/10.3390/su10010083>. Recuperado de: <https://sci-hub.tw/https://doi.org/10.3390/su10010083>

Dadi, D., Mengistie, E., Terefe, G., Getahun, T., Haddis, A., Birke, W., ... Van der Bruggen, B. (2018). Assessment of the effluent quality of wet coffee processing wastewater and its influence on downstream water quality. *Ecohydrology and Hydrobiology*, 18(2), 201–211.

<https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2017.10.007>. Recuperado de: <https://sci-hub.tw/https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2017.10.007>

- Davies, L. C., Carias, C. C., Novais, J. M., & Martins- Dias, S. (2005). Phytoremediation of textile effluents containing azo dye by using *Phragmites australis* in a vertical flow intermittent feeding constructed wetland. *Ecological Engineering*, 25(5),594-605.
Recuperado de:
https://s3.amazonaws.com/academia.edu.documents/32967027/Phytoremediation_of_textile_effluents_containing_azo_dye_by_using.pdf?response-content-disposition=inline%3B%20filename%3DEcological_Engineering_xxx_2005_xxx_xxx.pdf&X-Amz-Algorithm=AWS4-HMAC-SHA256&X-Amz-Credential=AKIAIWOWYYGZ2Y53UL3A%2F20190909%2Fus-east-1%2Fs3%2Faws4_request&X-Amz-Date=20190909T135128Z&X-Amz-Expires=3600&X-Amz-SignedHeaders=host&X-Amz-Signature=da8b55df5e55a84e5ae7f67849d6914ae1f887259bb026637bda3c5776bf67b9
- Dávila, E., Flores, C. (2016). Comparación técnica - económica del revestimiento de laguna de estabilización para el tratamiento de aguas residuales mediante el empleo de geomembranas y arcilla del distrito de Laredo. Tesis de grado, Universidad Privada Antenor Orrego. facultad de ingeniería escuela profesional de ingeniería civil. Recuperada de:
http://repositorio.upao.edu.pe/bitstream/upaorep/3422/1/RE_ING.CIVIL_ESTHEFANY.DAVILA_CARLOS.FLORES_REVESTIMIENTO.DE.LAGUNA_DATOS.PDF
- Deepa, G. B., Chanakya, H.N., de Alwis, A. A. P., Manjunath, G. R., & Devi, V. (2002, December). Overcoming pollution of lakes and water bodies due to coffee pulping activities with appropriate technology solutions. In *Proceedings Symposium on Conservation, Restoration and Management of Aquatic ecosystems*. Canada: Centre for ecological Science (IIS) and the Kamataka Environment Research Foundation (KERF), Bangalore and common wealth of Learning.
- Delgadillo, O., Camacho, A., Pérez, L., & Andrade, M. (2010). Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales. Cochabamba, Bolivia: Gov Agua. Recuperado de <https://core.ac.uk/download/pdf/48017573.pdf>
- Dunne, E., Culleton, N., Donovan, G. O., & Harrington, R. (2005). *Phosphorus retention and sorption by constructed wetland soils end of project report RMIS 4649A*. Authors Johnstown Castle Research Centre, Wexford January 2005 Site Descriptions. Recuperado de: <https://t-stor.teagasc.ie/bitstream/handle/11019/1338/eopr-4649a.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

- Elliott, M., & De Jonge, V. N. (2002). The management of nutrients and potential eutrophication in estuaries and other restricted water bodies. *Hydrobiologia*, 475–476, 513–524. <https://doi.org/10.1023/A:1020372316420>
- Faulwetter, J. L., Gagnon, V., Sundberg, C., Chazarenc, F., Burr, M. D., Brisson, J., ... & Stein, O. R. (2009). Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: A review. *Ecological Engineering*, 35(6), p. 987–1004. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.12.030>
- Federación Nacional de Cafeteros de Colombia [FNC]. (1999). *Tratamiento de aguas residuales del lavado del café*. Boletín Técnico No. 20. Chinchiná, Caldas, Colombia. Recuperado de <https://www.cenicafe.org/es/publications/bot020.pdf>
- Federación Nacional de Cafeteros de Colombia [FNC]. (2011). *Construyendo el modelo para la gestión integrada del recurso hídrico en la caficultura colombiana*. Chinchiná, Caldas, Colombia. Recuperado de https://www.cenicafe.org/es/documents/PROPUESTA__P_A_CENICAFE_ABRIL13.pdf
- Federación nacional de cafeteros de Colombia. [FNC]. (2008). *El café de Colombia. Caficultura Colombiana. La zona cafetera colombiana*. Recuperado de <http://www.cafedecolombia.com>.
- Fia, R., Matos, A. T. De Fia, F. R. L., Matos, M. P. De, Lambert, T. F., & Nascimento, F. S. (2010a). Desempenho de forrageiras em sistemas alagados de tratamento de águas residuárias do processamento do café. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 14(8), p. 842–847.
- Fia, R., Matos, A. T. De Fia, F. R. L., Matos, M. P. De, Lambert, T. F., & Nascimento, F. S. (2010b). Desempenho de sistemas alagados no tratamento de águas residuárias do processamento dos frutos do cafeeiro. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 14(12), 1323–1329. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662010000800008>
- Fia, R. (2008). *Desempenho de sistemas alagados construídos no tratamento de águas residuárias da lavagem e descascamento/despolpa dos frutos do cafeeiro*. 181 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa - MG, 2008. Recuperado de <http://www.sbicafe.ufv.br/bitstream/handle/123456789/471/209501f.pdf?sequence=1>

- Fia, R.; Matos, A. T.; Fia, F. R. L.; De Matos, M. P.; De Lambert, T. F. & Nascimento, F. S. (2010). Desempenho de sistemas alagados no tratamento de águas residuárias do processamento dos frutos do cafeeiro. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 14(12), p. 1323–1329. Recuperado de <https://doi.org/10.1590/S1415-43662010000800008>
- Fonseca, C. & Villate, J. (1983). El uso de ecosistemas como tecnología apropiada de tratamiento de aguas. *XXVI CONGRESO Nacional ACODAL* (Colombia). s.n.t. Recuperado de http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1415-43662010000800008&lng=pt&tlng=pt
- Garnett, T. P., Shabala, S. N., Smethurst, P. J., & Newman, I. A. (2001). Simultaneous measurement of ammonium, nitrate and proton fluxes along the length of eucalypt roots. *Plant and Soil*, 236(1), 55–62. <https://doi.org/10.1023/A:1011951413917>. Recuperado de: <https://link.springer.com/content/pdf/10.1023/A:1011951413917.pdf>
- García, J., Ojeda, E., Sales, E., Chico, F., Toni, P., Aguirre, P., & Mujeriego, R. (2003). Spatial variations of temperature , redox potential , and contaminants in horizontal flow reed beds. *Ecological Engineering*, 21, p. 129–142. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2003.10.001>
- García, J., & Corzo, A. (2008). Depuración con Humedales Construidos. Guía Práctica de Diseño, Construcción y Explotación de Sistemas de Humedales de Flujo Subsuperficial. *Universidad Politecnica de Cataluña*. Retrieved from http://humedales-construidos-wetlands.fr/wp-content/uploads/2015/11/JGarcia_and_ACorzo.pdf
- García, J.; Rousseau, D. P. L.; Morató, J.; Lesage, E.; Matamoros, V. & Bayona, J. (2010). *Contaminant Removal Processes in Subsurface-Flow Constructed Wetlands: A Review. Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. Vol 40(7), p. 561–661. Recuperado de <https://doi.org/10.1080/10643380802471076>
- Gathua, B., Rantala, P. & Maatta, R. (1991). Coffee industry wastes. *Water Science Technology*, 24(1), p. 53-60. Recuperado de https://scholar.google.com/scholar_url?url=https://www.researchgate.net/profile/Ahmed_Rashed16/post/Im_using_natural_coagulants_for_surface_water_treatment_but_TOCtotal_organic_carbon_is_the_main_problem_after_treatment_how_can_I_reduce_to_TOC/attachment/5a0bfe1d4cde2626891533b0/AS%253A560879030345728%25401510735389668/download/contaminated%2Bremoval%2Bprocess%2Bin%2BHF%2BCW.pdf&hl=es&sa=T&oi=gsb-

gga&ct=res&cd=0&d=11224085942306809748&ei=5q78W8aYEcm4mAHRsqGgBw&sig=AAGBfm28skEjnWpy1r6AyVYk69VoXAJKNA

- Gelfand, I., & Yakir, D. (2008). Influence of nitrite accumulation in association with seasonal patterns and mineralization of soil nitrogen in a semi-arid pine forest. *Soil Biology and Biochemistry*, 40(2), 415–424. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.09.005>. Recuperado de: <https://sci-hub.tw/https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.09.005>
- Guardia, D. Y. (2012). *Estudio de la digestión anaerobia en dos fases para el tratamiento de las aguas residuales de despulpe del beneficio húmedo del café*. Tesis de Doctorado. Universidad Politécnica de Madrid, Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos, Madrid. Recuperado de: http://oa.upm.es/14684/1/YANS_GUARDIA_PUEBLA.pdf
- Gulen, H., & Eris, A (2004). Effect of heat stress on peroxidase activity and total protein content in strawberry plants. *Plant Science*, 166(3), 739-744. Recuperado de: <https://sci-hub.tw/https://doi.org/10.1016/j.plantsci.2003.11.014>
- Gutiérrez, E; Vladimirovna, O. (2014). Probabilidad y estadística: Aplicaciones a la ingeniería y Ciencias, México D.F, México: Grupo editorial patria. Recuperado de: [Books.google.es/books?id=Y1bABgAAQBAJ&pg=PA242&dq=variables+aleatorias+en+experimentos&hl=es-419&sa=X&ved=0ahUKEwicrpHMx83kAhUGkxQKHdjgDgkQ6AEINDAC#v=onepage&q=variables%20aleatorias%20en%20experimentos&f=false](https://books.google.es/books?id=Y1bABgAAQBAJ&pg=PA242&dq=variables+aleatorias+en+experimentos&hl=es-419&sa=X&ved=0ahUKEwicrpHMx83kAhUGkxQKHdjgDgkQ6AEINDAC#v=onepage&q=variables%20aleatorias%20en%20experimentos&f=false)
- Grant, W. D., & Long, P. E. (1981). Environmental microbiology. In *The natural environment and the biogeochemical cycles*, p. 125- 237. Spriger, Berlin, Heidelberg. Recuperado de: <https://trove.nla.gov.au/work/17722905?q&versionId=20790525+30582604>
- Grinberga, L., & Lagzdins, A. (2017). Nutrient removal by subsurface flow constructed wetland in the farm mezaciruli. *Rural and Environmental Engineering*, 1, 160–165. <https://doi.org/10.22616/rrd.23.2017.024>.
- Hauck, R. D. (1984). Atmospheric Nitrogen. Chemistry, nitrification, denitrification, and their interrelationships. In *The Natural Environment and the Biogeochemical Cycles*, p. 105-125). Springer, Berlin, Heidelberg. Recuperado de: https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-540-38829-6_5
- Hernández, J & Hidalgo, G. (2000). *Evaluación de 3 metodologías para reducir los niveles de contaminantes en efluentes del tratamiento primario de las aguas residuales del procesamiento del café en Costa Rica*. Proyecto de Licenciatura. Universidad EARTH,

Guácimo, Costa Rica. Recuperado de <https://www.sciencedirect.com/acceso.unicauca.edu.co/search?qs=Environmental%20impact%20of%20coffee%20processing%20effluent%20on%20the%20ecological%20integrity%20of%20rivers%20found%20in%20gomma%20woreda%20of%20Jimma%20zone&show=25&sortBy=relevance>

Horward, & Williams. (1985). Cycling and retention of nitrogen and phosphorus in wetlands: A theoretical and applied perspective. *Freshwater Biology*, 15, 391–431. Recuperado de: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1111/j.1365-2427.1985.tb00212.x>

Hubbe, M. A., Chen, H., & Heitmann, J. A. (2009). Permeability reduction phenomena in packed beds, fiber mats, and wet webs of paper exposed to flow of liquids and suspensions: A review. *BioResources*, 4(1), 405–451. Recuperado de: https://ojs.cnr.ncsu.edu/index.php/BioRes/article/view/BioRes_04_1_0405_Hubbe_CH_Permeability_Reduction/337

Hunter, A. S., & Rosenau, W. A. (1966). The Effects of Urea, Biuret, and Ammonia on Germination and Early Growth of Corn (*Zea mays* L.)1. *Soil Science Society of America Journal*, 30(1), 77. <https://doi.org/10.2136/sssaj1966.03615995003000010028x> .
Recuperado de: <https://sci-hub.tw/https://doi.org/10.2136/sssaj1966.03615995003000010028x>

Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt [IAvH], Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales [IDEAM], Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana [IIAP], Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras [INVEMAR] e Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas [SINCHI] (2011). *Informe del estado del medio ambiente y los recursos naturales renovables 2010*. (IDEAM, Ed.) Bogotá D.C., Colombia: Instituto de hidrología meteorología y estudios ambientales, IDEAM, 384 p. Recuperado de <https://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/Bvirtual/022166/PARTE1.pdf>

International Wrestling Association [IWA] (2000). Constructed wetlands for pollution control. Processes, performance, design and operation. *IWA Specialist group on use of macrophytes in water pollution control*. IWA publishing, London, England. Recuperado de <http://www.oapen.org/search?identifier=640696>

ISA [Ingeniería y Servicios Ambientales]. (2016) “Trampas de grasa. Un pre tratamiento de aguas residuales,” Ingeniería y Servicios Ambientales. Disponible: <http://www.isa.ec/index.php/vaviene/entry/trampas-de-grasa-un-pre-tratamiento-de-aguas-residuales>

- Ijaz, A., Shabir, G., Khan, Q. M., & Afzal, M. (2015). Enhanced remediation of sewage effluent by endophyte-assisted floating treatment wetlands. *Ecological Engineering*, 84, 58-66. Recuperado de: https://www.researchgate.net/profile/Muhammad_Afzal5/publication/282978024_Enhanced_remediation_of_sewage_effluent_by_endophyte-assisted_floating_treatment_wetlands/links/5b13b623aca2723d997f0623/Enhanced-remediation-of-sewage-effluent-by-endophyte-assisted-floating-treatment-wetlands.pdf
- Johansson, L. (1997). The use of Leca (light expanded clay aggregates) for the removal of phosphorus from wastewater. *Water Science and Technology*, 35(5), p. 87–93. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00056-5](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00056-5). Recuperado de: [https://sci-hub.tw/https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00056-5](https://sci-hub.tw/https://doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00056-5).
- Johnston, C. A. (1991). Sediment and nutrient retention by freshwater wetlands: Effects on surface water quality. *Critical Reviews in Environmental Control*, 21(5–6), 491–565. <https://doi.org/10.1080/10643389109388425>. Recuperado de: <https://unioncounty-fl.gov/wp-content/uploads/45-Sediment-and-Nutrient-Retention-by-Freshwater-Wetlands-Effects-on-Surface-Water-Quality.pdf>
- Kadlec, R., & Wallace, S. (2008). *Treatment wetlands*. Boca Raton, FL: CRC Press. Recuperado de <http://colinmayfield.com/public/WaterHealthSept2015/course3/Resources/treatment-wetlands---kadlec-and-wallace---part-iv.pdf>
- Kadlec, R. H. (1999). Chemical, physical and biological cycles in treatment wetlands. *Water Science and Technology*, 40(3), 37–44. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00417-5](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00417-5). Recuperado de: Kadlec, R. H. (1999). Chemical, physical and biological cycles in treatment wetlands. *Water Science and Technology*, 40(3), 37–44. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00417-5](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00417-5)
- Kadlec, R. H., & Knight, R. L. (1996). Tratamiento humedales. *Lewis publishers*, Boca Ratón.
- Kansal, A., Rajeshwari, K. V., Balakrishnan, M., Lata, K., & Kishore, V. V. N. (1998). Anaerobic digestion technologies for energy recovery from industrial wastewater- a study in Indian Context. *TERI information monitor on environmental science*, 3(2), 67-75.
- Kebede, Y. K.; Kebede, T.; Assefa, F. & Amsalu, A. (2010). Environmental impact of coffee processing effluent on the ecological integrity of rivers found in gomma woreda of Jimma zone, Ethiopia. *Ecohydrology and Hydrobiology*, 10(2–4), 259–270. Recuperado de <https://sci-hub.tw/https://doi.org/10.2478/v10104-011-0019-2>

- Kim, S. Y., & Geary, P. M. (2001). The impact of biomass harvesting on phosphorus uptake by wetland plants. *Water Science and Technology*, 44(11–12), 61–67.
<https://doi.org/10.2166/wst.2001.0810>. Recuperado de:
https://www.researchgate.net/profile/Sungyoun_Kim/publication/11555271_The_impact_of_biomass_harvesting_on_phosphorus_uptake_by_wetland_plants/links/563986d308aecf1d92a9c598/The-impact-of-biomass-harvesting-on-phosphorus-uptake-by-wetland-plants.pdf
- Kirkby, E. A., & Mengel, K. (1967). Ionic Balance in Different Tissues of the Tomato Plant in Relation to Nitrate, Urea, or Ammonium Nutrition. *Plant Physiology*, 42(1), 6–14.
<https://doi.org/10.1104/pp.42.1.6>. Recuperado de: <https://sci-hub.tw/https://doi.org/10.1104/pp.42.1.6>.
- Kolkwitz, R., & Marsson, M. (1909). Ökologie der tierischen Saprobien. Beiträge zur Lehre von der biologischen Gewässerbeurteilung. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, 2(1- 2), 126-152. Citado en: World Health Organization [WHO]. (1996). Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring - Second Edition Edited. (D. C. PUBLISHED, Ed.), *Journal of Bacteriology* (Rothman, N). Cambridge: E&FN Spon. Retrieved from
- Konnerup, D., Koottatep, T., & Brix, H. (2008). Treatment of domestic wastewater in tropical , subsurface flow constructed wetlands planted with Canna and Heliconia. *Ecological Engineering*, 5, 248–257. Recuperado de <https://www.sciencedirect.com/acceso.unicauca.edu.co/search?q=Treatment%20of%20domestic%20wastewater%20in%20tropical%20C%20subsurface%20flow%20constructed%20wetlands%20planted%20with%20Canna%20and%20Heliconia.&show=25&sortBy=relevance>
- Knowles, P., Dotro, G., Nivala, J., & García, J. (2011). Clogging in subsurface-flow treatment wetlands: Occurrence and contributing factors. *Ecological Engineering*, 37(2), 99–112.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.08.005>. Recuperado de: <https://sci-hub.tw/https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.08.005>
- Kleeberg, A., & Schlunbaum, G. (1993). In situ phosphorus release experiments in the Warnow River (Mecklenburg, northern Germany). *Hydrobiologia*, 253(1–3), p. 263–274.
<https://doi.org/10.1007/BF00050747>. Recuperado de: <https://sci-hub.tw/https://doi.org/10.1007/BF00050747>
- Kuschik, P., Wie, A. X., Kappelmeyer, U., Wei, E. X., Stottmeister, U., & K, M. (2003). Annual cycle of nitrogen removal by a pilot-scale subsurface horizontal flow in a constructed

wetland under moderate climate. *Water Research*, 37, p. 4236–4242.
[https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(03\)00163-5](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(03)00163-5). Recuperado de: [https://sci-hub.tw/https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(03\)00163-5](https://sci-hub.tw/https://doi.org/10.1016/S0043-1354(03)00163-5)

Lara B., J. Andrés. (1999). *Depuración de aguas residuales municipales con humedales artificiales*. Instituto Catalán de Tecnología. Universidad Politécnica de Cataluña. Barcelona (España). 114 p Recuperado de <http://bases.bireme.br/cgi-bin/wxislind.exe/iah/online/?IsisScript=iah/iah.xis&src=google&base=REPIDISCA&lang=p&nextAction=lnk&exprSearch=41096&indexSearch=ID>

Langergraber, G., Leroch, K., Pressl, A., Rohrhofer, R., & Haberl, R. (2008). A two-stage subsurface vertical flow constructed wetland for high-rate nitrogen removal. *Water Science and Technology*, 57(12), 1881–1887. <https://doi.org/10.2166/wst.2008.319>. Recuperado de: <https://doi.org/10.2166/wst.2008.319>

Lawson, G. J (1985). *Cultivating reeds (Phragmites australis) for root zone treatment of sewage. contract report ITE Project 965*. Water Research Centre, Cumbria, UK.

Legesse, W. (2001). *Sensitivity of biotic indices to natural disturbances*. PhD thesis, Department of Zoology and Animal Ecology, University College Cork, Republic of Ireland

Levin, R., & Rubin, D. (2004). *Estadística para administración y economía*. (G. Trujano, Ed.) (Séptima ed). Ciudad de México. Recuperado de https://books.google.com.co/books?hl=es&lr=&id=uPhtNCqC4isC&oi=fnd&pg=PR13&dq=levin+y+Rubin,+2004&ots=Y4FNxmBNus&sig=MTc1vxO2nWeE8A6MRQG9hdai64Y&redir_esc=y#v=onepage&q=levin+y+Rubin%2C+2004&f=false

Li, M., Zhou, Q., Tao, M., Wang, Y., Jiang, L., & Wu, Z. (2010). Comparative study of microbial community structure in different filter media of constructed wetland. *Journal of Environmental Sciences*, 22(1), 127–133 Recuperado de [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(09\)60083-8](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(09)60083-8)

Lin, Y. F., Jing, S. R., Wang, T. W., & Lee, D. Y. (2002). Effects of macrophytes and external carbon sources on nitrate removal from groundwater in constructed wetlands. *Environmental Pollution*, 119(3), 413–420. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00299-8](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00299-8). Recuperado de: [https://sci-hub.tw/https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00299-8](https://sci-hub.tw/https://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00299-8).

Lu, Q., He, Z. L., & Graetz, D. A., Stoffella, P. J., Yang, X. (2008). Phytoremediation to remove nutrients and improve eutrophic stormwaters using water lettuce (*Pistia stratiotes* L.). *Environmental Science Pollution*, 84–96. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s11356-008->

0094-0

- Luna, M. & Aburto, S. (2014). Sistema de humedales artificiales para el control de la eutrofización del lago del Bosque de San Juan de Aragón. *Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas*, 17(1), p. 32–55. Recuperado de <http://www.medigraphic.com/pdfs/revespciequibio/cqb-2014/cqb141c.pdf>
- Mann, R. A., & Bavor, H. J. (1993). Phosphorus removal in constructed wetlands using gravel and industrial waste substrata. *Water Science and Technology*, 27(1), 107–113. <https://doi.org/10.2166/wst.1993.0027>. Recuperado de: <https://sci-hub.tw/https://doi.org/10.2166/wst.1993.0027>
- Alianza por el agua . [APA]. (2012). Manual de depuración de aguas residuales urbanas. Recuperado de: <http://alianzaporelagua.org/documentos/MONOGRAFICO3.pdf>
- Matos, A. T., Pinto, A. B., & Borges, J. D. (2000). Caracterização de águas residuárias da Lavagem e despolpa de frutos de Cafeeiro e Possibilidades de seu uso na fertirrigação. *International seminar on biotechnology in the coffee agroindustry*, (3). Recuperado de: <http://www.sidalc.net/cgi-bin/wxis.exe/?IsisScript=CAFE.xis&method=post&formato=2&cantidad=1&expresion=mf n=004287>
- Markkola, A. M., Tarvainen, O., Ahonen- Jonnarth, U., & Strommer, R. (2002). Urban Polluted Forest Soils induce elevated root peroxidase activity in Scots pine (*pinus sylvestris* L.) Seedlings. *Environmental Pollution*, 116(2), 273-278. Recuperado de: [https://sci-hub.tw/https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00126-9](https://sci-hub.tw/https://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00126-9)
- Meng, P., Pei, H., Hu, W., Shao, Y., & Li, Z. (2014). How to increase microbial degradation in constructed wetlands: Influencing factors and improvement measures. *Bioresource Technology*, 157, 316–326. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.01.095>. Recuperado de: <https://sci-hub.tw/https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.01.095>
- Metcalf, E. & Eddy, J. (1996). *Ingeniería de Aguas Residuales Tratamiento. Vertido y reutilización*. Madrid, España: Editorial McGraw Hill/ Interamericana de España, S.A. Tercera edición. Vol. 2. Recuperado de: http://www.academia.edu/35963101/Ingenier%C3%ADa_de_aguas_residuales_Volumen_1_3ra_Edici%C3%B3n_-_METCALF_and_EDDY-FREELIBROS.ORG.pdf
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible [MinAmbiente] (2015). *Resolución 0631*. Bogotá, Colombia. Recuperada de <https://www.leyex.info/leyes/Resolucionmads631de2015.pdf>

- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible [MinAmbiente] (2007). *Resolución 2115*. Bogotá, Colombia. Recuperado de: http://www.minambiente.gov.co/images/GestionIntegraldelRecursoHidrico/pdf/normativa/Res_2115_de_2007.pdf
- Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial [MAVDT] (1997). *Decreto 901*. Bogotá, Colombia. Recuperado de documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/005574/1/DC090197.RTF
- Montoya, J., Ceballos, L., Casas, J., & Morato, J. (2010). Estudio comparativo de la remoción de materia orgánica en humedales construidos de flujo horizontal subsuperficial usando tres especies de macrófitas. *Revista EIA*, 75–84. Recuperado de: <https://repository.eia.edu.co/bitstream/11190/171/1/REI00138.pdf>
- Montes Campos, C. A., Salazar, O., & Vicencio, N. (2018). Diseño Preliminar de un sistema de tratamiento de aguas residuales de bajo impacto ambiental para una finca cafetera en el municipio de El Pital- Huila. Tesis de grado, Universidad Militar Nueva Granada. Recuperado de: <https://repository.unimilitar.edu.co/bitstream/handle/10654/18018/MontesCamposCristian-OrtizSalazarNestor2018.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Moore, D. R., & Keddy, P. A. (1988). Effects of a water-depth gradient on the germination of lakeshore plants. *Canadian Journal of Botany*, 66(3), 548-552.
- Muro, C.; Escobar, J.; Zavala, R.; Esparza, M.; Castellanos, J.; Gómez, R. & García, M. (2009). Evaluación del proceso de microfiltración en un efluente residual de una industria alimenticia para su reúso. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 25 (4), p. 229-238. Recuperado de: <http://www.scielo.org.mx/pdf/rica/v25n4/v25n4a3.pdf>
- Muratova, A., Hübner, T., Tischer, S., Turkovskaya, O., Möder, M., & Kusch, P. (2003). Plant - Rhizosphere-microflora association during phytoremediation of PAH-contaminated soil. *International Journal of Phytoremediation*, 5(2), 137–151. <https://doi.org/10.1080/713610176>
- McKeague, J. A., & Day, J. H. (1965). Dithionite- and oxalate-extractable Fe and Al as aids in differentiating various classes of soils. *Canadian Journal of Soil Science*, 46(1), 13–22. <https://doi.org/10.4141/cjss66-003>. Recuperado de: <https://www.nrcresearchpress.com/doi/pdf/10.4141/cjss66-003>

- Novotny, V. (1994). Water quality: prevention, identification and management of diffuse pollution. Van Nostrand- Reinhold Publishers.
- Obeid, A., Ramírez, A. (2018). Diseño de una trampa de grasas en la planta de tratamiento de aguas residuales en una planta panificadora ubicada en el departamento del atlántico. Trabajo de grado, Universidad de San Buenaventura. Retomado de: https://bibliotecadigital.usb.edu.co/bitstream/10819/6224/1/Dise%C3%B1o%20de%20trampa%20de%20grasas_Katherine%20Obeid%20M_2018.pdf
- Of, E., Flow, A. S., Wetland, C., Treating, F. O. R., From, W., & Packaging, V. (2013). Hortalizas efficiency of a subsurface flow constructed wetland for treating. *Avances En Ciencias e Ingeniería*, 4(2), 39–50.
- Pandey, A., Soccol, C. R., Nigam, P., & Brand, D. (2000). Biotechnological potential of coffee pulp and coffee husk for bioprocesses. *Biochemical Engineering Journal*, 6, 153–162. Recuperado de <https://www.sciencedirect.com/acceso.unicauca.edu.co/search?q=Biotechnological%20potential%20of%20coffee%20pulp%20and%20coffee%20husk%20for%20bioprocesses>
- Palacios, E. M., Sánchez, J. V., & Segundo, C. T. (2019). Degradación de colorantes en aguas residuales mediante oxidación. *Inventio. La génesis de la cultura universitaria en Morelos*. Recuperado de: <http://riaa2.uaem.mx/xmlui/bitstream/handle/20.500.12055/834/490-2945-1-PB.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Patrick, A. W. H., & Khalid, R. A. (1974). Phosphate Release and Sorption by Soils and Sediments : Effect of Aerobic and Anaerobic Conditions Phosphate Release and Sorption by Soils and Sediments : Effect of Aerobic and Anaerobic Conditions. *Science*, 186(4158), 53–55. Recuperado de: <https://sci-hub.tw/10.1126/science.186.4158.53>
- Paul, E. A., & Clark, F. E. (1998). Soil microbiology and biochemistry. *New Phytologist*, 563–566. [https://doi.org/Killham, K. \(2008\). Soil Microbiology and Biochemistry. By E. A. Paul & F. E. CLARK. 23x15 cm. Pp. xiii+340 with 108 text-figures. San Diego, CA, USA: Academic Press: 2nd Edition, 1996. Price h/b: £29.95, ISBN 0 12 546806 7. New Phytologist, 138\(3\), 563–566. doi:10.1111/j.1469-8137.1998.131-4.x](https://doi.org/Killham, K. (2008). Soil Microbiology and Biochemistry. By E. A. Paul & F. E. CLARK. 23x15 cm. Pp. xiii+340 with 108 text-figures. San Diego, CA, USA: Academic Press: 2nd Edition, 1996. Price h/b: £29.95, ISBN 0 12 546806 7. New Phytologist, 138(3), 563–566. doi:10.1111/j.1469-8137.1998.131-4.x) Recuperado de: <https://sci-hub.tw/https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1998.131-4.x>
- Pabón, S., Suarez, J. (2009). Arranque y operación a escala real de un sistema de tratamiento de lodos activos para aguas residuales de matadero. Ing. Investig. 29(2). Recuperado de: http://www.scielo.org/scielo.php?pid=S0120-56092009000200008&script=sci_arttext&tlng=pt

- Peña, E.; Madera, C.; Sánchez, J. & Medina, J. (2013). Bioprospección de plantas nativas para su uso en procesos de biorremediación: Caso *Heliconia psittacorum* (Heliconiaceae). *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*. 37 (145), p. 469-481. Recuperado de https://scholar.google.com/scholar_url?url=http://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/download/29/21&hl=es&sa=T&oi=gsb-gga&ct=res&cd=0&d=15939346915525785108&ei=9Mv8W-rRPI7omwG0r7z4CQ&scisig=AAGBfm0GY_s0UXgZ5J9sYNI11VOz3oVQzA
- Peckol, P., & Rivers, J. S. P. (1995). Responses of the opportunistic macroalgae *C. vagabunda* (L. van den H. and *G. tikvahiae* (McLachlan) to environmental disturbances associated with eutrophication.. Physiological responses of the opportunistic macroalgae *Cladophora vagabunda* (L.) van den Hoek and *Gracilaria tikvahiae* (McLachlan) to environmental disturbances associated with eutrophication. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 190(1), 1–16. [https://doi.org/10.1016/0022-0981\(95\)00026-N](https://doi.org/10.1016/0022-0981(95)00026-N). Recuperado de: [https://sci-hub.tw/https://doi.org/10.1016/0022-0981\(95\)00026-N](https://sci-hub.tw/https://doi.org/10.1016/0022-0981(95)00026-N).
- Percoraio, S. (2015). *Operaciones previas y medidas preventivas para la toma de muestras de contaminantes atmosféricos*, Madrid, España: Elearning S.L. Recuperado de: https://books.google.es/books?id=z7RWDwAAQBAJ&printsec=copyright&source=gbs_pub_inf_o_r#v=onepage&q&f=false
- Puerta, G. (2006). Sistema de aseguramiento de la calidad e inocuidad del café en la Finca. *Avances técnicos CENICAFE N° 351* Recuperado de <http://biblioteca.cenicafe.org/handle/10778/415>
- Quipuzco Ushñahua, L. U. (2002). Evaluación del comportamiento de dos pantanos artificiales instalados en serie con *Phragmites Australis* para el tratamiento de aguas residuales domésticas. *Revista del Instituto de Investigación de la Facultad de Ingeniería Geológica, Minera, Metalúrgica Y Geográfica*, 5(1), p.52-57. Recuperado de: <http://revistasinvestigacion.unmsm.edu.pe/index.php/iigeo/article/view/2295>
- R. Fia, A. Matos, M. Matos, E.y Abreu, F. F. (2010). Tratamento das águas do processamento dos frutos do cafeeiro em filtro anaeróbico seguido por sistema alagado construído: I - remoção de matéria orgânica. *Engenharia Agrícola*, 30(6), p. 1191–1202.
- Ramírez, V.; Arcila, J.; Jaramillo, A.; Rendón, J.; Cuesta, G.; García, J. & Baute B. J. (2011). *Variabilidad climática y la floración del café en Colombia*. Chinchiná: Avances técnicos N° 407. Recuperado de <http://biblioteca.cenicafe.org/handle/10778/333>

- Reddy, K. R., & Graetz, D. A. (1988). Carbon and nitrogen dynamics in wetland soils. *The ecology and management of wetlands*, p. 307-318. Springer, New York, NY. Recuperado de https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-1-4684-8378-9_26
- Reddy, K., Kadlec, R., Flaig, E., & Gale, P. (1999). Critical Reviews in Environmental Science and Technology Phosphorus Retention in Streams and Wetlands : A Review Phosphorus Retention in Streams and Wetlands : A Review. *Environmental Science and Technology*, (29), p. 83–146. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1080/10643389991259182>. Recuperado de: <https://soils.ifas.ufl.edu/wetlands/publications/PDF-articles/236.Phosphorus%20assimilation%20in%20streams%20and%20wetlands.pdf>
- Reddy, K., & D'Angelo, E. (1997). Biogeochemical Indicators to evaluate pollutant removal efficiency in constructed wetlands. *Water Science and Technology*, 35, 1–10. Recuperado de: <https://soils.ifas.ufl.edu/wetlands/publications/PDF-articles/213.Biogeochemical%20indicators%20to%20evaluate%20pollutant%20removal%20efficiency%20in%20constructed%20wetlands..pdf>
- Richardson, C. J., Qian, S., Craft, C. B., & Qualls, R. G. (1997). Predictive models for phosphorus retention in wetlands. *Wetlands Ecology and Management*, 4(3), 159-175. Citado en: Vohla, C., Kõiv, M., Bavor, H. J., Chazarenc, F., & Mander, Ü. (2011). Filter materials for phosphorus removal from wastewater in treatment wetlands — A review. *Ecological Engineering*, 37(1), 70–89. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.08.003>
- Rendón, J. (2014). *Implementación y evaluación de estrategias para el manejo integrado del agua en la estación central Naranjal “CENICAFÉ*. Tesis de Maestría. Universidad de Manizales Facultad de Ciencias Contables Económicas y Administrativas Maestría en Desarrollo Sostenible y Medio Ambiente Manizales, Colombia. Recuperado de http://ridum.umanizales.edu.co:8080/xmlui/bitstream/handle/6789/1695/Rendon_Saenz_Jose_Raul_2014.pdf?sequence=1&isAllowed=y
Retomado de <http://hdl.handle.net/10778/806>
- Rodríguez, V. N. (2009). *Estudio de un biosistema integrado para el postratamiento de las aguas residuales del café utilizando macrófitas acuáticas*. Tesis de Doctorado. Universidad Politécnica de Valencia. Departamento de Ingeniería hidráulica y Medio ambiente, Valencia, España. p. 508. Recuperado de <https://riunet.upv.es/bitstream/handle/10251/4342/tesisUPV3023.pdf>
- Roig, D. (2014). *Eliminación de contaminantes emergentes mediante Humedales Artificiales como sistema alternativo o complementario a un tratamiento de aguas convencional*. Tesis

de Master. Universidad Politécnica de Valencia. Valencia, España, pag 68. Recuperado de: https://riunet.upv.es/bitstream/handle/10251/44470/Tesis_Fin_de_master%20jose.pdf?seq

Rossmann, M.; De Matos, A. T.; Abreu, E. C., Silva, F. F. & Borges, A. C. (2012). Performance of constructed wetlands in the treatment of aerated coffee processing wastewater: Removal of nutrients and phenolic compounds. *Ecological Engineering*, 49, p. 264–269. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.08.017>

Rossmann, M., Matos, A. T., Abreu, E. C., Silva, F. F., & Borges, A. C. (2013). Effect of influent aeration on removal of organic matter from coffee processing wastewater in constructed wetlands. *Journal of Environmental Management*, 128, p. 912–919. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.06.045>. Recuperado de: <https://sci-hub.tw/https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.08.017>

Saeed, T., & Sun, G. (2012). A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. *Journal of Environmental Management*, 112, p. 429–448. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.011>. Recuperado de: <https://sci-hub.tw/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.011>

Santos, O.; Paz, V.; Gloaguen, T.; Teixeira, M.; Fadigas, F. & Costa, J. (2012). Crescimento e estado nutricional de helicônia irrigada com água residuária tratada em casa de vegetação. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. 16(8), p. 820-827. Recuperado de <https://doi.org/10.1590/S1415-43662012000800002>

Saleem, H., Arslan, M., Rehman, K., Tahseen, R., & Afzal, M. (2018). Phragmites Australis- a helophytic grass- can establish successful partnership with phenol- degrading bacteria in a floating treatment wetland. *Saudi Journal of Biological Sciences*. 26(6), p. 1179-1186. Recuperado de: <https://sci-hub.tw/https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2018.01.014>

Selvamurugan, M.; Doraisamy, P. & Maheswari, M. (2010). An integrated treatment system for coffee processing wastewater using anaerobic and aerobic process. *Ecological Engineering*, 36(12), 1686–1690. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.07.013>

Songliu, L., Hongying, H., Yingxue, S., & Jia, Y. (2009). Effect of carbon source on the denitrification in constructed wetlands. *Environmental Sciences*, 21, p. 1036–1043. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(08\)62460-2](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(08)62460-2). recuperado de: [https://sci-hub.tw/https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(08\)62460-2](https://sci-hub.tw/https://doi.org/10.1016/S1001-0742(08)62460-2)

- Solano, J. (2014). *Implementación de infraestructura para el beneficio húmedo y seco del café a pequeños caficultores de la vereda las Yescas, Municipio de Sotará, Departamento del Cauca*. Tesis de Pregrado. Universidad Nacional abierta y a distancia - UNAD. Escuela de Ciencias Agrarias CEAD. Pag 79 Recuperado de <https://repository.unad.edu.co/bitstream/10596/2709/1/10535246.pdf>
- Solarte, C & Urrea, P. (2015). *Evaluar la eficiencia de un sistema de tratamiento con humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal para la depuración de aguas residuales del beneficio húmedo del café*. Tesis de pregrado. Universidad del Cauca, Popayán, Colombia.
- Schroder, P., Daubner, D., Maier, H., Neustifter, J., & Debus, R. (2008). Phytoremediation of organic xenobiotics- Glutathione dependent detoxification in phragmites plants from European treatment sites. *Bioresource technology*, 99(15), 7183-7191. Recuperado de: <https://sci-hub.tw/https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.12.081>
- Stefanakis, A. I., & Tsihrintzis, V. A. (2009). Performance of pilot-scale vertical flow constructed wetlands treating simulated municipal wastewater: effect of various design parameters. *Desalination*, 248(1-3), p. 753-770. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.desal.2009.01.012>
- Swift, D. L., & Friedlander, S. (1964). The coagulation of hydrosols by brownian motion and laminar shear flow. *Journal of Colloid Science*, 647, 621-647. Recuperado de: [https://sci-hub.tw/https://doi.org/10.1016/0095-8522\(64\)90085-6](https://sci-hub.tw/https://doi.org/10.1016/0095-8522(64)90085-6)
- Tanner. (2004). Nitrogen Removal Processes in Constructed Wetlands. In M. H. Wong (Ed.), *Development in Ecosystem*, 1, p. 332-334). Hamilton. [https://doi.org/10.1016/S1572-7785\(04\)01018-4](https://doi.org/10.1016/S1572-7785(04)01018-4)
- Tanner, C. C., Clayton, J. S., & Upsdell, M. P. (1995). Effect of Loading Rate and N D Planting on Treatment of Dairy Farm Wastewaters in Constructed Wetlands--II. Removal of Nitrogen and Phosphorus. *Water Research*, 29(I), 27-34. Retomado de: [https://sci-hub.tw/https://doi.org/10.1016/0043-1354\(94\)00140-3](https://sci-hub.tw/https://doi.org/10.1016/0043-1354(94)00140-3)
- Tekle, Y., Hailu, A., Wassie, T., & Gebresilassie, A. (2015). Effect of Coffee Processing Plant Effluent on the Physicochemical Properties of Receiving Water Bodies, Jimma Zone Ethiopia. *American Journal of Environmental Protection*, 4(2), 83. <https://doi.org/10.11648/j.ajep.20150402.12>. Recuperado: https://www.researchgate.net/profile/Abebe_Beyene2/publication/273121971_Effect_of_coffee_processing_plant_effluent_on_the_physicochemical_properties_of_receiving_water_bodies_Jimma_Zone_Ethiopia/links/551c9b550cf2909047bcaa49/Effect-of-coffee-

processing-plant-effluent-on-the-physicochemical-properties-of-receiving-water-bodies-Jimma-Zone-Ethiopia.pdf

- Truu, M., Juhanson, J., & Truu, J. (2009). Microbial biomass, activity and community composition in constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, 407(13), 3958–3971. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.11.036>
- U. S. Environmental Protection Agency [EPA]. (2000b). *Folleto Informativo de Tecnología de Aguas Residuales. Humedales de flujo subsuperficial*. EPA 832 –F – 00 – 023. Washington, D.C. 13 p.
- Ulloa Rojas, J. B., Verreth, J. A. J., Amato, S., & Huisman, E. A. (2003). Biological treatments affect the chemical composition of coffee pulp. *Bioresource Technology*, 89(3), 267–274. Recuperado de [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(03\)00070-1](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(03)00070-1)
- United States Environmental Protection Agency [EPA] (1993) *Guía para el diseño y construcción de un humedal construido con flujo subsuperficial*. Washington, D.C. Recuperado de <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/40001CXS.PDF?Dockey=40001CXS.PDF>
- Valencia, E.; Silva, I. & Narváez, C. (2010) Sistemas Descentralizados Integrados y Sostenibles para el Tratamiento de Aguas Residuales Domesticas. *Ingeniería y Región*, 7, p. 65-72. Recuperado de https://scholar.google.com/scholar_url?url=http://www.journalusco.edu.co/index.php/iregion/article/viewFile/801/1539&hl=es&sa=T&oi=gsb-gga&ct=res&cd=0&d=5408425047608346907&ei=xqv9W53wEoWGmgHj7p6wBg&scisig=AAGBfm0zwm4oZeSEkVLi4K3CczWaUoRrKA
- von Enden, J. C. & Calvert, K. C. (2002). *Limit environmental damage by basic knowledge of coffee waste waters*. Recuperado de: http://www.venden.de/pdfs/Wast_Wat_V1.pdf
- von Enden, J. C.; Calvert, K. C.; Sanh, K.; Hoa, H.; Tri, Q.; Vietnam, S. R. & Consulting, C. E. O. R. (2002). Review of coffee waste water characteristics and approaches to treatment. *PPP Project, Improvement of Coffee Quality and Sustainability of Coffee Production in Vietnam*. German Technical Cooperation Agency (GTZ), 1–10. Recuperado de <https://pdfs.semanticscholar.org/0284/0f32dbd8108e8f4e40eb7637e827f762bae4.pdf>
- Vohla, C., Alas, R., Nurk, K., Baatz, S., & Mander, Ü. (2007). Dynamics of phosphorus, nitrogen and carbon removal in a horizontal subsurface flow constructed wetland. *Science of the Total Environment*, 380(1–3), p. 66–74. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.09.012>. Recuperado: <https://sci->

hub.tw/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.09.012

- Vohla, C., Kõiv, M., Bavor, H. J., Chazarenc, F., & Mander, Ü. (2011). Filter materials for phosphorus removal from wastewater in treatment wetlands — A review. *Ecological Engineering*, 37(1), p. 70–89. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.08.003>
- Vymazal, J. (2007). *Removal of nutrients in various types of constructed wetlands*, 380, p. 48–65. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.09.014>. Recuperado de: <https://sci-hub.tw/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.09.014>
- Wang, R., Baldy, V., Périssol, C., & Korboulewsky, N. (2012). Influence of plants on microbial activity in a vertical-downflow wetland system treating waste activated sludge with high organic matter concentrations. *Journal of Environmental Management*, 95(SUPPL.), S158–S164. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.03.021>. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.03.021>
- Wathugala, A. G., Suzuki, T., & Kurihara, Y. (1987). Removal of nitrogen, phosphorous and cod from waste water using sand filtration system with *Phragmites australis*. *Water Reserves*, 21(10), p. 1217–1224. Recuperado de: [https://sci-hub.tw/https://doi.org/10.1016/0043-1354\(87\)90173-4](https://sci-hub.tw/https://doi.org/10.1016/0043-1354(87)90173-4)
- Williams, J. B., Zambrano, D., Ford, M. G., May, E., & Butler, J. E (1999). Constructed wetlands for wastewater treatment in Colombia. *Water Science and technology*, 40(3), p. 217-223. Recuperado de: <https://www.sciencedirect.com/acceso.unicauca.edu.co/search?qs=Constructed%20wetlands%20for%20wastewater%20treatment%20in%20Colombia&authors=Williams&pub=Water%20Science%20and%20technology&show=25&sortBy=relevance>
- Wolff, M.; Toniolo, P.; Lee, E.; Rivera, M. & Dubin, N. (1993). Blood levels of organochlorine residues and risk of breast cancer. *J Nat Cancer Inst.* 85(8), p. 648-52. Recuperado de <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.901.7145&rep=rep1&type=pdf>
- Wu, M.-Y., Franz, E. H., & Chen, S. (2001). Oxygen Fluxes and Ammonia Removal Efficiencies in Constructed Treatment Wetlands. *Water Environment Research*, 73(6), 661–666. <https://doi.org/10.2175/106143001x143394>
- World Health Organization [WHO]. (1996). Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring - Second Edition Edited. (D. C. PUBLISHED, Ed.), *Journal of Bacteriology* (Rothman, N). Cambridge: E&FN Spon. Recuperado de

https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/41850/0419216006_eng.pdf;jsessionid=65626660FEEEBEEE0C92EE24ADF443C9?sequence=1

- Xu, J., Zhang, J., Xie, H., Li, C., Bao, N., Zhang, C., & Shi, Q. (2010). Physiological responses of *Phragmites australis* to wastewater with different chemical oxygen demands. *Ecological Engineering*, 36(10), 1341–1347. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.06.010>. Recuperado de: <https://sci-hub.tw/10.1016/j.ecoleng.2010.06.010>
- Yang, B., Lan, C. Y., Yang, C. S., Liao, W. B., Chang, H., & Shu, W. S. (2006). Long-term efficiency and stability of wetlands for treating wastewater of a lead / zinc mine and the concurrent ecosystem development. *Environmental Pollution*, 143, 499–512. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.11.045>
- Yao, K., Habibian, M., & O'Melia, C. (1971). Water and Waste Water Filtration: Concepts and Applications. *Environmental Science & Technology*, 4(1), 51–52. <https://doi.org/10.1111/j.1753-6405.1980.tb00273.x>. Recuperado de: <https://sci-hub.tw/https://doi.org/10.1111/j.1753-6405.1980.tb00273.x>
- Ye, F., & Li, Y. (2009). Enhancement of nitrogen removal in towery hybrid constructed wetland to treat domestic wastewater for small rural communities. *Ecological Engineering*, 35(7), 1043–1050. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.03.009>. Recuperado de: <https://sci-hub.tw/10.1016/j.ecoleng.2009.03.009>
- Yordanova, R. Y., Christov, K. N., & Popova, L. P. (2004). Antioxidative enzymes in barley plants subjected to soil flooding. *Environmental and Experimental Botany*, 51(2), 93–101. [https://doi.org/10.1016/S0098-8472\(03\)00063-7](https://doi.org/10.1016/S0098-8472(03)00063-7). Recuperado de: [https://sci-hub.tw/https://doi.org/10.1016/S0098-8472\(03\)00063-7](https://sci-hub.tw/https://doi.org/10.1016/S0098-8472(03)00063-7)
- Zambrano, D. y Rodríguez, V. (2008). *Sistemas para el tratamiento de aguas mieles: Investigación aplicada en beneficio de los productores cafeteros*. Chinchiná (Colombia), CEBICAFÉ. Disciplina de calidad y manejo ambiental 25p.
- Zambrano-franco, D. A., Diego, J., & Hinestroza, I. (1998). Demanda química de Óxígeno y Nitrógeno total, de los subproductos del proceso tradicional de beneficio húmedo del café. *Cenicafé*, 49(4), p. 279–289. Recuperado de [https://www.cenicafe.org/es/publications/arc049\(04\)279-289.pdf](https://www.cenicafe.org/es/publications/arc049(04)279-289.pdf)
- Zayas, P., Gunther, G., & Fernando, H. (2007). Chemical oxygen demand reduction in coffee wastewater through chemical flocculation and advanced oxidation processes. *Journal of Environmental Sciences*, 19, p. 300–305. Recuperado de

http://www.jesc.ac.cn/jesc_en/ch/reader/create_pdf.aspx?file_no=2007190308&year_id=2007&quarter_id=3&falg=1

Zupanc, M., Vrhovsek, D., Stuhlbacher, A., & Bulc, T. (2009). *Treatment of wastewater in hybrid constructed wetland from the production of vinegar and packaging of detergents*. 247, p. 101–110.

Zuluaga, J. (1989). Utilización integral de los subproductos del café. In: *Seminario Internacional sobre Biotecnología en la Agroindustria Cafetalera*, 1. Xalapa (México), abril 12-15. México, Instituto Mexicano del Café. p. 63-76. Recuperado de: https://www.researchgate.net/profile/Mariano_Gutierrez-Rojas/publication/282167087_Seminario_internacional_sobre_biotecnologia_en_la_agroindustria_cafetalera/links/56311a9608ae13bc6c355b4e/Seminario-internacional-sobre-biotecnologia-en-la-agroindus

Zhang & Kirkham, M. B. (1996). Antioxidant responses to drought in sunflower and sorghum seedlings. *New Phytologist*, 132(3), 361–373. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1996.tb01856.x>. Recuperado de: <https://nph.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/j.1469-8137.1996.tb01856.x>

Zhang, B. Y., Zheng, J. S., & Sharp, R. G. (2010). Phytoremediation in Engineered Wetlands : Mechanisms and Applications. *Procedia Environmental Sciences*, 2(5), 1315–1325. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2010.10.142>. Recuperado de: <https://sci-hub.tw/https://doi.org/10.1016/j.proenv.2010.10.142>

Zhu, H., Yan, B., Xu, Y., Guan, J., & Liu, S. (2014). Removal of nitrogen and COD in horizontal subsurface flow constructed wetlands under different influent C/N ratios. *Ecological Engineering*, 63, 58–63. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.12.018>.