



**USO DE HUMEDALES CONSTRUIDOS SUBSUPERFICIALES DE
FLUJOHORIZONTAL SEMBRADOS CON POLICULTIVOS DE ESPECIES
NATIVAS BAJO CONDICIONES DEL TRÓPICO AMERICANO PARA LA
ELIMINACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA, NITRÓGENO Y METALES
PESADOS DE LIXIVIADOS DE RELLENO SANITARIO**

FABIÁN ALBERTO RUIZ GUZMAN

COD: 201503993 - 7720

**UNIVERSIDAD DEL VALLE
FACULTAD DE INGENIERÍA
ESCUELA DE INGENIERÍA DE RECURSOS NATURALES Y DEL AMBIENTE
POSGRADO EN INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL
SANTIAGO DE CALI
2020.**

**USO DE HUMEDALES CONSTRUIDOS SUBSUPERFICIALES DE
FLUJOHORIZONTAL SEMBRADOS CON POLICULTIVOS DE ESPECIES
NATIVAS BAJO CONDICIONES DEL TRÓPICO AMERICANO PARA LA
ELIMINACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA, NITRÓGENO Y METALES
PESADOS DE LIXIVIADOS DE RELLENO SANITARIO**

FABIÁN ALBERTO RUIZ GUZMÁN

Trabajo de investigación para optar al título de Magister en Ingeniería: área de énfasis en
Ingeniería Sanitaria y Ambiental

**GRUPO DE INVESTIGACIÓN ESTUDIO Y CONTROL DE LA
CONTAMINACIÓN – ECCA UNIVERSIDAD DEL VALLE.**

**GRUPO DE INVESTIGACIÓN CIENCIA E INGENIERIA EN SISTEMAS
AMBIENTALES – GCISA UNIVERSIDAD DEL CAUCA**

DIRECTOR:

CARLOS A. MADERA P.
Ingeniero Sanitario, M.Sc., Ph.D.
Universidad del Valle

CO DIRECTOR:

JUAN C. CASAS ZAPATA.
Ingeniero Químico, M.Sc., Ph.D.
Universidad del Cauca.

UNIVERSIDAD DEL VALLE

FACULTAD DE INGENIERÍA

ESCUELA DE INGENIERÍA DE RECURSOS NATURALES Y DEL AMBIENTE

POSGRADO EN INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL

SANTIAGO DE CALI

2020.

ACEPTACIÓN.

Nota de Aceptación

Director de Tesis

Co - Director

Firma del jurado

Firma del jurado

Fecha: _____

DEDICATORIA.

Este trabajo de grado va dedicado en primer lugar a Dios por brindarme la vida, a mis padres por su dedicación, sacrificio, amor y apoyo incondicional durante todo este proceso de formación, a mi abuela Josefina Hoyos por todo el amor y sacrificio que durante su vida me brindó, a mis hermanos, sobrino, abuelos, tíos, primos, novia y demás familiares que me brindaron lo mejor de ellos para lograr esta meta, a todo el programa de posgrado en Ingeniería Sanitaria y Ambiental PISA por su dedicación en la formación como profesional, a mis compañeros de estudio por esos maravillosos momentos vividos en esta hermosa etapa de mi vida, además a la memoria de mi compañera M.Sc Mercedes Visca y mi gran amigo M.Sc Fernando Zuñiga Argote.

AGRADECIMIENTOS.

A mi asesor y director de la presente investigación, el Ingeniero Sanitario, Ph.D., M.Sc. Carlos Arturo Madera Parra de la Universidad del Valle, por su apoyo incondicional, paciencia y dedicación en todo este proceso de aprendizaje.

A mi mentor y amigo, el Ingeniero Químico, Ph.D., M.Sc Juan Carlos Casas Zapata de la Universidad del Cauca, Co - Director de esta investigación, por su constante apoyo en el proceso de consecución y realización de la presente investigación.

A la Universidad del Cauca, por el financiamiento de este trabajo a través del proyecto de la xi convocatoria de apoyo a proyectos de investigación,(desarrollo tecnológico e innovación, e investigación-creación artística

A los grupos de investigación Ciencia e Ingeniería en Sistemas Ambientales– GCISA universidad del Cauca y al grupo de Estudio y Control de la Contaminación – ECCA universidad del Valle por permitirme ser parte de tan prestigiosos grupos.

A Guisella Guzmán, Monica Pomeo, Jaicob Vernaza y Guztavo Pino por la valiosa e importante labor y apoyo en campo.

Al Ingeniero Fernando Tobar del Departamento de Infraestructura de la Alcaldía de Popayán por su gestión y colaboración para el ingreso al relleno sanitario “El Ojito”.

A la empresa SERVIASEO S.A E.S.P por permitirnos hacer uso de las instalaciones del relleno sanitario “El Ojito” y a todos sus trabajadores los cuales nos colaboraron durante el proceso de investigación en campo.

Y a todas las personas que de una u otra manera aportaron a la realización de este proyecto de investigación.

GLOSARIO

DBO₅	Demanda Bioquímica de Oxígeno
DQO	Demanda Química de Oxígeno
HC	Humedal Construido
H1	Humedal Construido N° 1
H1R	Humedal Construido N° 1 (Replica)
H2	Humedal Construido N° 1
H2R	Humedal Construido N° 2 (Replica)
H3	Humedal Construido N° 1
H3R	Humedal Construido N° 3 (Replica)
H_P	Configuración <i>Heliconia psittacorum</i> - <i>Heliconia psittacorum</i>
HCFSS	Humedal construido de flujo subsuperficial
HCFSSH	Humedal construido de flujo subsuperficial horizontal
LCM	Límite de Cuantificación del Método
LX	Lixiviado de relleno sanitario
N-NH₃⁻	Nitrógeno amoniacal
NH₄⁺	Ion amonio
NO₃⁻	Nitrato
NTK	Nitrógeno Total Kendal
OD	Oxígeno disuelto
pH	Potencial de hidrógeno
PTAR	Planta de tratamiento de aguas residuales
P_H	Configuración <i>Cyperus haspan</i> , <i>Heliconia psittacorum</i>
PHA	Configuración Aleatoria <i>Cyperus haspan</i> , <i>Heliconia psittacorum</i>
SST	Sólidos Suspendidos Totales

CONTENIDO

GLOSARIO	6
RESUMEN	12
ABSTRACT	12
INTRODUCCIÓN.....	14
1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA Y JUSTIFICACIÓN.....	16
2. ANTECEDENTES	19
3. OBJETIVOS.....	22
3.1 OBJETIVO GENERAL	22
3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	22
4. MARCO TEÓRICO	23
4.1 LIXIVIADOS	23
4.2 METALES PESADOS	25
4.2.1 Plomo	26
4.2.2 Cadmio.....	26
4.3 HUMEDALES CONSTRUIDOS.....	27
4.3.1 Humedales Construidos subsuperficiales de flujo horizontal (HC-FSS).....	28
4.4 COMPONENTES DE LOS HUMEDALES	28
4.4.1 Plantas	28
4.4.2 Lecho filtrante.....	29
4.4.3 Microorganismos	30
4.5 VEGETACIÓN ESTUDIADA.....	30
4.5.1 <i>Heliconia psittacorum</i>	30
4.5.2 <i>Cyperus haspan</i>	31
4.6 MECANISMOS DE ELIMINACIÓN	32
4.6.1 Eliminación de materia orgánica	32
4.6.2 Remoción de sólidos suspendidos	32
4.6.3 Remoción de Nitrógeno	32
4.7 ELIMINACIÓN DE METALES	33
4.7.1 Fitorremediación.	34
5. METODOLOGÍA.....	36
5.1 LOCALIZACIÓN.....	36

5.1.1	Descripción de las condiciones del área de estudio	37
5.2	Unidades experimentales	38
5.3	MONTAJE EXPERIMENTAL	40
5.3.1	Sustrato	40
5.3.2	Aclimatación de especies vegetales	40
5.3.3	Siembra de especies vegetales	41
5.3.4	Arranque del sistema.....	43
5.1	Toma de muestras	45
6.	ANÁLISIS ESTADÍSTICO	46
7.	RESULTADOS Y DISCUSIONES	49
7.1	Características del lixiviado	49
7.2	Desempeño operacional de los sistemas HC-FSS.	50
7.2.1	Parámetros de sitio	50
7.2.2	Potencial de Hidrógeno (pH)	51
7.2.3	Temperatura.	52
7.3	EFICIENCIA REMOCIÓN MATERIA ORGÁNICA.....	53
7.3.1	Demanda Biológica de Oxígeno (DBO ₅).....	53
7.3.2	Demanda química de oxígeno (DQO)	56
7.3.3	Relación DBO ₅ /DQO.....	58
7.3.4	Solidos suspendidos totales SST.....	59
7.3.5	Nitratos (NO ₃ -).....	61
7.3.6	Nitrógeno amoniacal (NH ₃ -).....	63
7.4	EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE METALES PESADOS	65
7.4.1	Plomo (Pb)	65
7.4.2	Cadmio (Cd).....	66
8.	CONCLUSIONES.....	67
9.	RECOMENDACIONES	68
	REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS	69
	ANEXOS	75
	Anexo 1. Unidades de pH a lo largo del periodo de estudio en el sistema de HC-FSS. 75	
	Anexo 2 Comportamiento de la temperatura en los sistemas de HC-FSS	76

Anexo 3. Resultados de la DBO ₅ a largo del periodo de estudio en el sistema de HC-FSS.	76
Anexo 4. Tabla Resultados de la DQO a largo del periodo de estudio en el sistema de HC-FSS	76
Anexo 5. Distribución normal de la DQO en los sistemas de HC-FSS	76
Anexo 6. Tabla Resultados de los SST a largo del periodo de estudio en el sistema de HC-FSS.	77
Anexo 7. Distribución normal de los valores de SST	77
Anexo 8. Tabla Resultados de NO ₃ - a lo largo del periodo de estudio en el sistema de HC-FSS.	78
Anexo 9. Distribución normal del NO ₃ -	78
Anexo 10. Resultados de NH ₃ - a lo largo del periodo de estudio en el sistema de HC-FSS	79
Anexo 11. Comportamiento de NH ₃ - en los sistemas de HC-FSS	80
Anexo 12. Resultados de Pb a lo largo del periodo de estudio en el sistema de HC-FSS.	80
Anexo 13. Gráfica Comportamiento de Pb en los sistemas de HC-FSS.	80
Anexo 14. Tabla de resultados para Pb	81
Anexo 15. Tabla de resultados de Cd a lo largo del periodo de estudio en el sistema de HC-FSS	81
Anexo16 Gráfica Comportamiento de Cd en los sistemas de HC-FSS.....	81
Anexo 17. Climograma	82
Anexo 18. Grafica de los valores de pH diarios durante el muestreo	83
Anexo 19. Grafica del comportamiento de temperatura en el periodo de estudio	84

LISTADO DE TABLAS.

Tabla 1 Utilización de tecnologías de depuración de acuerdo a la zona geográfica de Iberoamérica.	21
Tabla 2 Comparación entre tecnologías para el tratamiento de lixiviados (manejo de características problemáticas de los lixiviados).....	24
Tabla 3 Clasificación y características de los lixiviados acorde a la edad del relleno sanitario	24
Tabla 4 Contenido de metales pesados en lixiviados de rellenos sanitarios.....	25
Tabla 5 Características usuales del medio para humedales HC-FSS.	29
Tabla 6 Rangos de pH óptimos e inhibidores en los procesos de nitrificación, desnitrificación y amonificación.	33
Tabla 7 Procesos y mecanismos de biorremediación	36
Tabla 8 Distribución de siembra de las especies vegetales.	42
Tabla 9 Variables de respuesta.	45
Tabla 10 Distribución normal DBO ₅	48
Tabla 11 Distribución normal DQO	48
Tabla 12 Prueba no paramétrica SST, NH ₃ ⁻ , NO ₃ ⁻	49
Tabla 13 Característica del lixiviado utilizado en el presente estudio.....	49
Tabla 14 Resultados de los parámetros fisicoquímicos monitoreados a lo largo del periodo de estudio en el sistema de HC-FSS (Promedio).....	50
Tabla 15 Temperatura del LX a largo del periodo de estudio en el sistema de HC-FSS.	53
Tabla 16 Porcentajes de eliminación de DBO ₅ durante el periodo de estudio en el sistema de HC-FSS.....	54
Tabla 17 Porcentajes de eliminación de DQO durante el periodo de estudio en el sistema de HC-FSS.....	56
Tabla 18 Relación DBO ₅ /DQO a largo del periodo de estudio en el sistema de HC-FSS.	58
Tabla 19 Eliminación de SST durante el periodo de estudio en el sistema de HC-FSS.....	59
Tabla 20 Porcentajes de eliminación de NO ₃ ⁻ durante el periodo de estudio en el sistema de HC-FSS.....	61
Tabla 21 Porcentajes de eliminación de NH ₃ ⁻ durante el periodo de estudio en el sistema de HC-FSS.....	63
Tabla 22 Resultados de Pb a lo largo del periodo de estudio en el sistema de HC-FSS.	65
Tabla 23 Resultados de Cd a lo largo del periodo de estudio en el sistema de HC-FSS.....	66

LISTADO DE FIGURAS

FIGURA 1 Esquema del relleno sanitario con las entradas y salidas del balance de agua.	23
FIGURA 2 Humedal Construido subsuperficial de flujo horizontal sembrado (Madera, 2014.)	28
FIGURA 3 Fotografía <i>Heliconia psittacorum</i> .	30
FIGURA 4 Fotografía <i>Cyperus haspan</i> .	31
FIGURA 5 Mecanismos de remoción de la planta	35
FIGURA 6 Localización relleno sanitario El Ojito y unidades experimentales.	37
FIGURA 7 Tren de tratamiento de lixiviados relleno sanitario El Ojito.	37
FIGURA 8 Esquema de la planta de tratamiento de lixiviado y ubicación del montaje experimental.	38
FIGURA 9 Fotografía instalaciones y adecuación de unidades piloto.	38
FIGURA 10 (a) Esquema de unidades de tratamiento piloto, (b) sistema prefabricado.	39
FIGURA 11. (a) Fotografía tubos perforados para control de nivel de agua, (b) salida del LX tratado, (c) alimentación del sistema.	39
FIGURA 12 (a) Plantas en vivero, (b) Adaptación a medio de soporte, (c) siembra en grava.	41
FIGURA 13 Siembra de especies vegetales en los sistemas.	41
FIGURA 14 (a) Vista 3D siembra de especies vegetales, (b) Esquema sistema de humedal y replica, (c) Esquema general de siembra.	42
FIGURA 15 Alimentación de los sistemas.	43
FIGURA 16 Aforo de caudal.	44
FIGURA 17 (a) Rotulo de recipientes, (b) Recolección muestra de entrada a los sistemas, (c) Recipientes por línea de tratamiento, (d) Medición de pH y T, (e) Llenado de recipientes, (f) cadena de frio y conservación de muestras para su posterior envío.	46
FIGURA 18 Comportamiento del pH en los sistemas de HC-FSS.	51
FIGURA 19 Distribución de unidades de pH por HC-FSS.	51
FIGURA 20 Distribución de unidades de pH por tanque de alimentación.	51
FIGURA 21 Comportamiento de la DBO ₅ en los sistemas de HC-FSS.	54
FIGURA 22 Distribución DBO ₅ por HC-FSS.	55
FIGURA 23 Distribución de DBO ₅ por tanque de alimentación.	55
FIGURA 24 Comportamiento de la DQO en los sistemas de HC-FSS.	56
FIGURA 25 Comportamiento de los SST en los sistemas de HC-FSS.	59
FIGURA 26 Comportamiento de la NO ₃ ⁻ en los sistemas de HC-FSS.	61
FIGURA 27 Comportamiento de NH ₃ ⁻ en los sistemas de HC-FSS.	63

RESUMEN

Los lixiviados provenientes de los rellenos sanitarios son categorizados como uno de los residuos líquidos con un alto poder contaminante y de gran complejidad de tratamiento. Existen múltiples tecnologías convencionales y naturales utilizadas para su depuración, en donde los humedales construidos en los últimos años se han convertido en una alternativa de tipo natural y de gran relación costo/beneficio frente a las demás tecnologías. Este estudio evaluó el desempeño de tres sistemas de humedales construidos de flujo sub – superficial horizontal (HCFSSH), a escala piloto, para la eliminación de materia orgánica (DBO₅, DQO), sólidos suspendidos totales, nitrógeno (NH₃-, NO₃-) y metales pesados (Pb y Cd) proveniente de una laguna anaerobia que trata parcialmente el lixiviado (LX) del relleno sanitario el “Ojito” de la ciudad de Popayán Cauca, Colombia.

Seis humedales fueron plantados con *Heliconia psittacorum* (P) y *Cyperus haspan* (H) en 3 distintas configuraciones de siembras (P_H, H_P y PHA) cada una con su respectiva réplica. Los resultados promedios de eliminación obtenidos para cada uno de los contaminantes evaluados fueron para DBO₅ (58.5%), DQO (59.7 %), y SST (82.1%) y de nitrógeno de NO₃- (4.0 %) y NH₃- (30.4%). No fue posible determinar la incidencia de la configuración de siembra de las especies vegetales en los bioreactores en la eliminación de los metales pesados Pb y Cd, dada las bajas concentraciones de dichos metales en la matriz agua, por debajo de los niveles de detección de la técnica y equipos de medición. Los sistemas de humedales mostraron ser eficientes en cada uno de los contaminantes evaluados, la configuración PHPA demostró ser la de mejor desempeño para reducción de DBO₅ (61.85%), DQO (62.60%) y NH₃- (46.36%).

Palabras claves: Humedales artificiales, fitoremediación, plantas hiperacumuladoras, lixiviados.

ABSTRACT

Landfill leachate is categorized as one of the most high polluted residual liquid with high complexity for treatment it. There are several conventional and natural technologies used for its treatment, where constructed wetlands in recent years have become natural alternative and of good cost / benefit relation compared to other technologies. This study evaluated the performance of three Subsurface horizontal flow constructed Wetlands (HSSFCW), at pilot scale, for the removal of organic matter (BOD, COD), total suspended solids, nitrogen (NH₃-, NO₃-) and heavy metals (Pb and Cd) that treated effluent from an anaerobic pond that treat partially the landfill leachate (LX) of “Ojito” landfill from the city of a Popayán Cauca, Colombia.

Six wetlands were planted with *Heliconia psittacorum* (P) and *Cyperus haspan* (H) in 3 different planting configurations (P_H, H_P and PHA) and one replicate each. The average obtained results of each evaluated pollutants were BOD (58.5%), COD (59.7%), SST (82.1%) and nitrogen NO₃- (4.0%) and NH₃- (30.4%). it was not possible to determine the

incidence of plants species configuration in the bioreactors for heavy metal Pb and Cd, removals since, the low concentrations of these metals in the water matrix were below the detection limit of the technique and measuring equipment. The constructed wetlands presented good removal capacity of N, organic matter and TSS, being-PPHA the best configuration for removal capacity of mentioned pollutants of BOD (61.85%), COD (62.60%) and NH_3 - (46.36%).

Key words: constructed wetlands, phytoremediation, hyper accumulator plants, leachate.

INTRODUCCIÓN

El manejo de los residuos sólidos urbanos es uno de los problemas ambientales de mayor preocupación en la actualidad en Colombia y a nivel mundial. Entre los factores de mayor influencia en el aumento de la cantidad de residuos sólidos que se generan en la actualidad debido al incremento poblacional, carencias en los segmentos del proceso de gestión (reducción, separación, recolección, transferencia, transporte, tratamiento y disposición final) y los cambios de patrones de consumo de la sociedad actual (Marshall & Farahbakhsh, 2013), en relación a esto, se debe considerar el hecho de que la producción, el manejo y la disposición final de los residuos generados por la población, ha dado paso el fortalecimiento de fenómenos ecológicos, como la contaminación del agua, el suelo y el aire. (Ávila *et al.*, 2011)

A nivel global, en el 2001 se generaron 680 millones de toneladas de residuos sólidos en áreas urbanas (0.64 kg/hab/d), para el 2016 aumentó a 2010 millones (1.2 kg/hab.día) y si no se adoptan medidas urgentes, para 2050 los desechos a nivel mundial crecerán un 70 % con respecto a los niveles actuales (Banco Mundial, 2018).

El manejo y la eliminación de residuos sólidos domésticos son problemas críticos en las áreas urbanas de América Latina. En Colombia, por lo general, el destino final de estos residuos es la disposición en rellenos sanitarios (Noguera & Olivero, 2010). En el país fueron dispuestas 11.305.133 toneladas de residuos sólidos en el 2018, de las cuales el 96% fueron llevadas a rellenos sanitarios, el otro 4 % fue dispuesto entre botaderos a cielo abierto, celdas de contingencia, cuerpos de agua y quema. En el departamento del Cauca según (SSPD, 2018), 31 de los 42 municipios disponen sus residuos sólidos en sitios autorizados, también se debe tener en cuenta que solo la capital Popayán cuenta con un relleno sanitario en todo el departamento, en el cual se disponen alrededor de 274.70 toneladas diarias de Popayán y 15 municipios vecinos.

Los rellenos sanitarios son alternativas diseñadas para la disposición y manejo final de residuos sólidos bajo las condiciones socioeconómicas de las comunidades latinas. Cuando los residuos sólidos son dispuestos en rellenos sanitarios ocurren una serie de reacciones biológicas y químicas, que favorecen su degradación, siendo generalmente aceptado que en rellenos sanitarios de 30 años o menos de operación, ocurren, al menos, cuatro fases de descomposición: aerobia inicial, ácida anaerobia, metanogénica inicial y metanogénica estable; sin embargo, factores en el relleno sanitario, como la composición de los residuos sólidos, condiciones climáticas, como la precipitación e infiltración, la forma de operación, como es el caso de la recirculación de los lixiviados y la implementación de procesos de aireación, pueden tener un efecto sobre las tasas y el tiempo de degradación de los residuos sólidos (Kjeldsen *et al.*, 2002).

La presencia de agua permite una combinación de procesos físicos, químicos y microbiológicos para transferir contaminantes del residuo sólido al líquido así como también

la percolación de las aguas lluvias, a través de la masa de residuos, todos estos procesos dan como resultado la formación de lixiviados (Boumechhour *et al.*, 2013).

Generalmente, los lixiviados se componen de una amplia gama de contaminantes orgánicos e inorgánicos, que pueden ser clasificados en cuatro grupos (Kjeldsen *et al.*, 2002; Wiszniewski *et al.*, 2006; Aziz *et al.*, 2010): 1) materia orgánica disuelta (DQO, COT, AGV, ácidos húmicos y fúlvicos); 2) macrocomponentes inorgánicos (Ca, Mg, Na, K, NH_4^+ , Fe, Mn; Cl , SO_4 , HCO_3^-); 3) metales pesados (Cd, Cr, Cu, Pb, Ni, Zn) y, 4) Compuestos xenobióticos (hidrocarburos aromáticos, fenoles, alifáticos clorados, pesticidas, plastificantes). Otros compuestos pueden estar presentes en los lixiviados (boratos, sulfuros, arsenato, selenato, Ba, Li, Hg, Co), pero, normalmente, en concentraciones muy bajas (Ramírez Sosa *et al.*, 2013) todos estos componentes pueden generar una afectación directa en la salud humana y el medio ambiente (Raco *et al.*, 2013); el mayor impacto ambiental está asociado a la contaminación de fuentes de agua superficial y subterránea (Pablos *et al.*, 2011), las características de los lixiviados son muy variables, lo que puede atribuirse a la interacción de muchos factores, como son la composición y edad de los residuos, el diseño y la operación del vertedero, las precipitaciones, la hidrología del lugar, la compactación de la masa de residuos, el diseño de la cobertura, edad y tipo de relleno implementado, tipos de suelos presentes en el área del relleno, los procedimientos de muestreo y la interacción entre los lixiviados y el medio ambiente (Di Iaconi *et al.*, 2011, Cortez *et al.*, 2011, JICA 2005, Rastas 2002).

Los lixiviados provenientes de los rellenos sanitarios generalmente son captados mediante un sistema conformado por tuberías perforadas y después conducidas en donde puedan ser tratados o recirculados al interior del relleno (Renou *et al.*, 2008). Múltiples han sido las tecnologías aplicadas para su depuración, normalmente este tipo de líquidos suelen ser transportados a plantas de tratamiento de agua residual urbana fuera de las instalaciones del vertedero, lo que conlleva generalmente la pérdida de eficiencia de este tipo de plantas, por las características tóxicas del lixiviado, para el cual no han sido diseñadas. Como norma general se recomienda realizar el tratamiento in situ. Se ha hecho uso de diferentes técnicas y tecnologías convencionales mediante procesos anaerobios, aerobios y sistemas de membrana, que suelen ser costosos tanto en su etapa constructiva como operativa (Yalcuk & Ugurlu, 2009).

Generalmente, el tratamiento de lixiviados de un relleno sanitario presenta grandes problemas técnicos, debido a la alta presencia y altas cargas contaminantes, además de compuestos tóxicos de origen orgánico e inorgánico. Se deben complementar métodos de tratamiento químico, físicos y biológicos, debido a que es muy difícil obtener resultados satisfactorios utilizando sólo uno de estos métodos. Flotación, coagulación, adsorción y filtración por membranas son los métodos fisicoquímicos más comunes para el tratamiento de lixiviados (EL Gohary, 2016). Los tratamientos biológicos (aerobios, anaerobios y anóxicos), son muy utilizados para remover los compuestos biodegradables. Además, se complementan con métodos químicos avanzados para remover compuestos no biodegradables. A su vez, la recirculación, es el procedimiento más utilizado para mejorar la estabilidad del relleno, ya que ayuda al aumento de humedad del lixiviado, aumenta la

producción de CH_4 , subsidencia de residuos y disminuye la concentración de metales pesados (Huang, 2016).

De las tecnologías biológicas, los humedales construidos han sido considerados, desde la década de los años noventa, como una opción tecnológica apropiada para implementar en países en vía de desarrollo (Vymazal, 2007).

Los sistemas de humedales artificiales, se han propuesto como alternativas para el tratamiento de lixiviados, los cuales poseen la ventaja de una fácil operación, con la posibilidad de lograr diferentes niveles de tratamiento, desde un pre-tratamiento hasta un tratamiento terciario. La combinación de las lagunas y los humedales pueden manejar adecuadamente muchos de los problemas presentes en otras tecnologías, tales como la acumulación de precipitados, la formación de espumas, la toxicidad a los microorganismos, y las variaciones en cargas hidráulicas y orgánicas (Cortes & Parra, 2012; Martínez *et al.*, 2014).

La presente investigación se desarrolló en el municipio de Popayán Cauca, Colombia, en las instalaciones del relleno sanitario El Ojito, el periodo de estudio fue de 6 meses en los cuales se evaluó el comportamiento y desempeño de 6 HCFSS en términos de eliminación de materia y metales pesados, además de pH y temperatura, la investigación se centró en el comportamiento de 2 especies vegetales *Heliconia psittacorum* y *Cyperus haspan* las cuales fueron sembradas y ubicadas en 3 distintas configuraciones de siembras (P_H, H_P y PHA). Este trabajo se desarrolló gracias a la financiación por parte de la vicerrectoría de investigaciones de la Universidad del Cauca bajo el marco de la convocatoria interna XI de 2016.

1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA Y JUSTIFICACIÓN

Colombia, así como los demás países del mundo, no ha sido ajeno a un sin número de impactos ambientales asociados al indiscutible aumento en la producción de residuos sólidos producto de las actividades humanas en áreas urbanas; factores como el crecimiento y la concentración demográfica, la globalización y el corto ciclo de vida de los productos hace que diariamente se generen grandes volúmenes de residuos, que sin un uso posterior terminan siendo depositados en rellenos sanitarios cada vez más grandes, ocupando amplios espacios y contaminando los recursos naturales allí existentes, lo que se constituye en un serio problema ambiental si no se cuenta con la infraestructura adecuada para la gestión integral de estos desechos (Zafra, 2009).

Los lixiviados provenientes de rellenos sanitarios son considerados uno de los residuos líquidos de mayor contaminación e impacto ambiental y de difícil tratamiento, debido a la variabilidad de su composición, su alto grado de toxicidad y facilidad de transporte hacia aguas superficiales e incluso subsuperficiales las cuales serían afectadas de manera directa (Mosquera & Lara, 2012).

En Colombia según el informe de las SSPD en el año 2018 determinó que el 76.41% del total de los municipios en el país (842 de 1103) disponen sus residuos sólidos en rellenos

sanitarios, al día en Colombia se producen al alrededor de 10.325.552 toneladas, las cuales 9.951.026 toneladas son dispuestas en rellenos sanitarios, en el caso del departamento del Cauca se producen diariamente 395 toneladas y de las cuales 228.6 son generadas en la ciudad de Popayán, estas son dispuestas en el relleno sanitario regional “Los Picachos”, ubicado en la vereda La Yunga del municipio de Popayán, Cauca, Colombia.

Durante la disposición final de residuos sólidos en rellenos sanitarios existen cierto tipo de requerimientos con el fin de darle monitoreo de la calidad del aire, monitoreo de aguas superficiales, manejo a los lixiviados (recolección y evacuación) incluso cuando los rellenos sanitarios estén en su etapa de clausura y pos clausura. El costo de tratamiento de lixiviados debe ser garantizado por parte del prestador del servicio con el fin de garantizar el cumplimiento de la normatividad Colombiana establecida en el decreto 1784 del 2 de Noviembre del 2017 y como ente regulador a la superintendencia de servicios públicos domiciliarios (SSPD) y las corporaciones autónomas regionales en cuestión de permisos y autorizaciones ambientales requeridas. Los caudales promedio de lixiviado generado en las regiones naturales en Colombia, que van desde 0.004 L/s hasta 2 L/s. Sin embargo, es pertinente mencionar que dicho caudal puede variar en función de las precipitaciones hídricas y la temperatura, teniendo en cuenta que estas variables pueden cambiar las características fisicoquímicas y biológicas del lixiviado (Segovia Aseo, 2013).

En Colombia, un buen número de rellenos sanitarios presenta problemas recurrentes asociados a la eficiencia en el tratamiento de lixiviados (Noguera & Olivero, 2010). Puesto que es un líquido que contiene un variado grupo de contaminantes los cuales presentan característica que hace dispendioso su tratamiento; algunas tecnologías aplicadas para el tratamiento de aguas residuales se han probado para el tratamiento de los lixiviados de rellenos sanitarios, pero no se ha podido llegar a generalizaciones sobre la existencia de una tecnología óptima, pues las condiciones de cada sitio pueden variar e influenciar significativamente en la composición de este residuo líquido y su posterior tratamiento, esto se debe a la trazabilidad del lixiviado ya que está directamente relacionada con su composición química la cual varía dependiendo del relleno (Mendoza & López, 2004).

En Colombia en la actualidad según el (SSPD, 2018) se encuentran en etapa de pos clausura un total de 22 rellenos sanitarios, los cuales aún se presenta la producción de lixiviados, las aguas lluvias juegan un papel importante en esta producción ya que estas caen sobre el terreno del relleno sanitarios y por su percolación sobre la masa de residuos esta se transforma en LX, el tratamiento de los LX para los operadores de los rellenos sanitarios se ha convertido en un reto, ya que los insumos, costos energéticos y operacionales e incluso el traslado de los LX a plantas de tratamiento generan un alto costo económico y logístico.

Los sistemas naturales se presentan como una alternativa de tratamiento de lixiviados, en Colombia menos del 1% de los sistemas aplicados para el tratamiento de los LX provenientes de rellenos sanitarios son sistemas naturales, es por esto que surge un interés especial a los humedales construidos que a diferencia de los sistemas físicos, químicos y biológicos convencionales son sistemas de bajo costo de diseño, instalación y operación (Romero *et al.*, 2009) siguiendo las especificaciones técnicas definidas en el numeral F.6.7.1.1 del Título F

del RAS y las normativas colombianas, el principal problema en cuestión de costos en los HCFSS es la necesidad de terreno. Sin embargo, por la naturaleza misma de los diseños de los rellenos sanitarios, que presentan la necesidad de tener áreas de amortiguamiento visual, de ruido, y de olores, la superficie del humedal podría cumplir estas tareas. La eficiencia y calidad de este sistema es exponencial en el tiempo, debido a que una vez establecidos y adaptados los microorganismos y especies vegetales en el terreno, serán capaces de desarrollarse por sí solas (Giraldo, 2001).

Para el caso del tratamiento de lixiviados mediante humedales construidos, es determinante realizar una buena selección de las plantas que se va a implantar teniendo en cuenta que esta debe estar en capacidad de adaptarse al crecimiento y desarrollo en un medio altamente agresivo; debido a la toxicidad del líquido influente, es recomendable hacer uso de vegetación que sea autóctona (Mosquera & Lara, 2012), además esta cumple un papel clave en el desempeño de los humedales, contribuye a la reducción de carga contaminante a partir de procesos de fitoextracción, fitoestabilización y rizofiltración (Kadlec, 1999). La vegetación genera incrementos en la eficiencia de la evapotranspiración (Bialowiec & Wojnowska - Baryla 2007; 2008).

La vegetación en los humedales construidos subsuperficiales permite un aumento del porcentaje de eliminación en la DQO de entre el 1.9% y el 8.2%, por los efectos de aislamiento que implican mejores condiciones de temperatura para los microorganismos encargados de degradar la materia orgánica (De Feo, 2007). El uso de Humedales del tipo FSH en el tratamiento de lixiviados provenientes de rellenos sanitarios jóvenes, permite remociones del orden del 98% y 94% para DBO₅ y DQO, respectivamente, demostrando que los humedales con este tipo de flujo presentan un alto desempeño, especialmente para los casos en que el influente presenta concentraciones considerables de materia orgánica (Chiemchaisri *et al.*, 2009).

Estudios recientes indican que los humedales sembrados con policultivos han demostrado diferencias significativas entre las muestras de agua de flujo de entrada y las muestras de agua en la salida (Madera *et al.*, 2015). Los resultados de la investigación ayudarán a indicar la influencia o no que tienen la configuración de siembra de dos especies para la remoción de materia orgánica en un humedal construido de flujo subsuperficial a escala piloto para el tratamiento de lixiviado, además de fortalecer los estudios sobre los humedales construidos para el tratamiento de una matriz líquida tan compleja como son los lixiviados.

Por otra parte, el uso potencial de HC con policultivos de plantas, ha indicado que factores tales como una adecuada selección, diversidad y relación entre las especies vegetales, juegan un papel importante en la eliminación de los contaminantes presentes en las aguas residuales (Akratos & Tsihrintzis, 2007) y lixiviados de rellenos sanitarios (Mæhlum, 1995; Bulc, 2006), a causa de la compensación temporal y espacial en crecimiento de la planta, así como también la distribución de su raíz. Esto puede aportar una solución a la problemática del tratamiento de los lixiviados de rellenos sanitarios clausurados del país usando una tecnología alternativa favorable en términos económicos, de sencilla operación, con alta aceptación

social, adaptable a los cambios climáticos que se presentan en el país y que logre alcanzar porcentajes satisfactorios de remoción en el parámetro de interés.

Los resultados de la presente investigación aportaran información de gran importancia sobre como es el comportamiento de HC-FSS al ser expuestos al tratamiento de los LX provenientes de rellenos sanitarios, además de comparar sus remociones de contaminantes con las normatividad Colombiana con el fin de determinar si estas cumplen o no con la misma, esto nos brindara un claro panorama de cuál es el comportamiento de los HC-FSS ante los LX y su posible implementación como tecnología de tratamiento a una escala real, esto sería un aporte fundamental en pro de brindar soluciones tanto técnicas como económicas que conlleven el tratamiento de los LX en los rellenos sanitarios de nuestro país, en nuestro caso particular la presente investigación nos brindará información relevante con respecto a la influencia o no que tienen la configuración de siembra de dos especies vegetales de nuestro trópico para la remoción de materia orgánica y metales pesados en un humedal construido de flujo subsuperficial a escala piloto, además de fortalecer los estudios sobre los humedales construidos para el tratamiento de una matriz líquida tan compleja como son los lixiviados.

2. ANTECEDENTES

Los humedales construidos subsuperficiales en el tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios han sido utilizados recientemente, por ser de bajo costo, ambientalmente amigables, y presentar buenos desempeños en la eliminación global de contaminantes como lo demuestran varios estudios (Mæhlum, 1995; Bulc *et al.*, 1997; Yalcuk & Ugurlu, 2009; Akinbile *et al.*, 2012). Sin embargo, las experiencias hasta ahora son en su mayoría limitadas a los países desarrollados con climas estacionales o templados (Vymazal & Kröpfelová, 2009; Chiemchaisri *et al.*, 2009; Vymazal, 2009).

Bulc (2006) estudió por un periodo de siete años, en el relleno sanitario de Liubliana, de 40 ha, en Eslovenia, un tren sencillo de tratamiento a escala piloto integrado, tres HC, dos de flujo vertical y uno horizontal. Los HC cubren un área de 311 m² con una carga hidráulica intermitente de 0.5 cm d⁻¹, empleado arena como medio de soporte y plantados de *Phragmites australis* y *Typha latifolia*. Los resultados reportados fueron: DQO (50%), DBO₅ (59%), Nitrógeno amoniacal (51%), nitrato (negativo), Fósforo total (P) (53%), Sulfatos (negativo), Sulfuros (49%), Cloruros (35%), y Fe (84%). De ese trabajo se infiere que los HC podrían ser una alternativa eficiente de bajo costo para el tratamiento de los lixiviados de rellenos sanitarios antiguos con una buena calidad para el uso en riego.

(Nivala *et al.*, 2007) desarrollaron un estudio a escala piloto un HC de flujo subsuperficial instalado en el Relleno Sanitario Municipal del Condado de Jones cerca de Anamosa, Estado de Iowa, EE.UU, en agosto de 1999, demostró que el uso de HC es una opción de tratamiento de bajo costo viable para los lixiviados generados en los rellenos sanitarios pequeños y rurales. La manipulación de las condiciones redox en HC se puede lograr mediante cambio de la tasa de carga orgánica (si es posible), el diseño hidráulico, modo de operación, y posiblemente por la selección de especies de plantas. Además, las condiciones aeróbicas

pueden ser inducidas por aireación forzada de la matriz del humedal; estos sistemas pueden funcionar bien, incluso en temperaturas bajo cero (Nivala *et al.*, 2007).

Vymazal & Brezinová. (2015) evaluaron la cantidad de metales pesados retenidos en la especie vegetal *Phragmites australis* que conforma un sistema de humedales construidos de flujo horizontal subsuperficial, presentando valores tan altos como 71% de cadmio, 55% para el cromo o 49% de zinc. Sin embargo, todavía hay una gran brecha de conocimiento en la acumulación de metales pesados por parte de la especie vegetal; es decir, las condiciones que promuevan la absorción de metales y posterior translocación a la biomasa aérea.

Cortes *et al.*, (2013) evaluaron a escala piloto, el desempeño de humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal, sembrados con policultivos de las especies tropicales *Gynerium sagittatum*, *Colocasia esculenta* y *Heliconia psittacorum* para la eliminación de DQOT, DQOF y COD (alrededor del 50%), NTK y N-NH₄, fluctuaron entre (42.5-51.7%) y el (31.2-56%), respectivamente, NO₃⁻ HC-FSS I, IV (3.9 y 16%) y II, III (-29 y -12.3%), P-PO₄ (alrededor del 50%), Cr (VI) fue negativo en los HC-FSS I (37%), II (14%), III (72.4%), y positivo en el IV (47.2%), Cd(II) entre (27-59%) y el Fe (II), tratando lixiviado del Relleno Sanitario Regional de Presidente (San Pedro- Colombia); los resultados obtenidos mostraron que este tipo de sistemas, como un sistema secundario, podría ser una alternativa de bajo costo y operación para el tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios.

Madera *et al.*, (2014) evaluaron el efecto en la respuesta fisiológica y la capacidad de acumulación de los MP Hg⁺², Cd⁺², Cr⁺⁶ y Pb⁺², en tres especies vegetales tropicales (*G. sagittatum*, *C. esculenta*, y *H. psittacorum*) sembradas en HCSFH a escala de microcosmos tratando LX sintético, obteniendo como resultado que las plantas evaluadas demuestran la potencialidad para la fitorremediación de LX y todas ellas se pueden clasificar como acumuladores de estos metales pesados.

Amin M., *et al.* (2015) evaluaron la eficiencia de un sistema de humedales construidos como tratamiento secundario para el tratamiento de lixiviados municipal y obtuvieron para color, DQO, el amoníaco, el níquel, y el contenido de cadmio una remoción de 90.3%, 86.7%, 99.2%, 86.0%, y 87.1%, respectivamente y determinando la acumulación de Ni y Cd en las raíces y brotes de la especie vegetal *T. Domingensis*.

Yalcuk, A. & Ugurlu (2009) Evaluaron dos sistemas de humedales con flujo vertical y horizontal bajo las mismas condiciones de operación para el tratamiento de lixiviados, los parámetros evaluados fueron NH₄-N, PO₄-P y Fe (III) Los sistemas se plantaron con *Typha latifolia*, las eficiencias de eliminación para el flujo vertical fueron de NH₄-N = 62.3%, DQO = 27.3%, PO₄³⁻-P = 52.6% y Fe (III) = 21%, para el flujo horizontal los resultados fueron NH₄-N = 30.6%, DQO = 51.9% PO₄-P = 52.6% y Fe (III) = 17%, este estudio nos indica que los sistemas de humedales construidos de flujo horizontal son más eficientes en la remoción de DQO que los de flujo vertical.

Por otro lado, se han reportado en sistemas de humedales construidos operados en flujo subsuperficial remociones aproximadamente del 27- 98%, 11.1 - 96% y 17.3-88% para DBO₅, DQO y SST, respectivamente (Aluko & Sridhar, 2005; Nivala *et al.*, 2007;

Chiemchaisri *et al.*, 2009; Wojciechowska *et al.*, 2010). En este sentido, la variación de dichas eficiencias depende principalmente del tipo de flujo, de su configuración del tren de tratamiento, así como de las condiciones climáticas de la zona en la que opere.

Turker & Harun (2013) indican que los humedales sembrados con policultivos los cuales son utilizados para el tratamiento de efluentes mineros como (Boro) B ha demostrado diferencias significativas entre las muestras de agua de flujo de entrada y salida de muestras de agua en el día del muestreo y que B es transportado a planta sobre el suelo tejidos después de haber sido tomada por las raíces / rizomas.

En Colombia una de las pocas experiencias a escala real de humedales construidos para el tratamiento de lixiviados está en el relleno sanitario El Carrasco de Girón (Santander) en el que se realiza la disposición de residuos sólidos del área metropolitana de Bucaramanga y cinco municipios aledaños. El efluente proveniente de la laguna de oxidación ingresa a un humedal construido de 69.74 m² plantado con *Thypha*, presentando eliminaciones aproximadamente del 59.5, el 33 y el 53% para DQO, SST y DBO₅, respectivamente (Mosquera & Lara, 2012).

Delgado & Pino (2015) evaluaron 3 sistemas de HCFSSH a escala piloto sembrados con las plantas nativas tropicales *Heliconia psittacorum* y *Cyperus haspan*, las cuales mostraron ser una alternativa para el tratamiento secundario de lixiviados de rellenos sanitarios maduros, presentando un buen potencial de remoción de DQO (51.67% y 64.00%), N-NO₃⁻ (45.33% y 48.17%) y P-PO₄³⁻ (53.67% y 62.67%), respectivamente.

Rueda (2017) Evaluó un sistema piloto sembrados con *Heliconia psittacorum* y *P. purpureum* en donde la *H. psittacorum* obtuvo una alta eficiencia de remoción para la DBO₅ con un 71.23%, 48.23% para DQO y 84.61% para SST; para la *P. purpureum* se obtuvo una remoción de 71.23% para DBO₅, 54.10% para DQO y 77.98% para SST; y con las especies en consorcio se obtuvo una remoción de 38.36% para DBO₅, 30.04% para DQO y 89.74% para SST.

Montero & Salazar (2018) Trabajaron 2 líneas de tratamiento con humedales construidos de flujo horizontal y vertical en donde los resultados obtenidos fueron, respectivamente, del orden de 47.8% y 44.1% en DQO, 65.2 % y 65.9% en DBO₅, 48.1% y 46.2% en alcalinidad total, 67.0% y 55.8% en nitrógeno amoniacal y 60.5% y 57.6% en nitrógeno inorgánico, la eliminación de amonio el HC-FSS comprueban que el efecto de la distribución de las especies en el biorreactor favorece positivamente en el desempeño de la unidad principalmente porque la rizósfera de las plantas estimula la actividad y la densidad de las comunidades microbianas al proporcionar superficie de raíz y un medio aerófilico para el crecimiento microbiano, en cuyo caso la ocurrencia del proceso de nitrificación seguida de des nitrificación; esto podría significar que las plantas proporcionan beneficios al proceso de tratamiento en la eliminación global de las especies de N, (Madera *et al.*, 2014).

Colombia en los últimos años ha venido realizando una serie de investigaciones encaminadas en fortalecer los humedales construidos como tecnología de tratamiento de los LX provenientes de rellenos sanitarios, en la tabla 1 se presentan investigaciones realizadas en los últimos años.

Tabla 1 Utilización de tecnologías de depuración de acuerdo a la zona geográfica de Iberoamérica.

USO DE HUMEDALES CONSTRUIDOS SUBSUPERFICIALES DE FLUJO HORIZONTAL SEMBRADOS CON POLICULTIVOS DE ESPECIES NATIVAS BAJO CONDICIONES DEL TRÓPICO AMERICANO PARA LA ELIMINACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA, NITRÓGENO Y METALES PESADOS DE LIXIVIADOS DE RELLENO SANITARIO.

ZONA	PAIS	TECNOLOGIA DE DEPURACION	AUTOR (ES)	AÑO
Sur	Colombia	Humedales Artificiales	Mosquera & Lara.	2012
Sur	Colombia	Humedales Artificiales	Aulestia.	2012
Sur	Colombia	Humedales Artificiales	Madera <i>et al.</i>	2014
Sur	Colombia	Humedales Artificiales	Zamora <i>et al.</i>	2014
Sur	Colombia	Humedales Artificiales	Verjel <i>et al.</i>	2015
Sur	Colombia	Humedales Artificiales	Molinab <i>et al.</i>	2015
Sur	Colombia	Humedales Artificiales	Valencia	2015
Sur	Colombia	Humedales Artificiales	Montero & Salazar	2018
Sur	Colombia	Humedales Artificiales	Delgado & Pino	2015
Sur	Colombia	Humedales Artificiales	Jimenez & Fernandez	2016
Sur	Colombia	Humedales Artificiales	Martinez & Rojas	2018

Fuente: adaptación (Romero, 2017).

3. OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GENERAL

Evaluar el desempeño a escala piloto de un sistema de humedales construidos subsuperficiales de flujo horizontal sembrado con policultivo de *Heliconia psittacorum* y *Cyperus haspan* para el tratamiento de lixiviado del relleno sanitario “El Ojito”, Popayán - Cauca, Colombia.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- ✓ Determinar la capacidad de eliminación de materia orgánica en términos de DBO₅, DQO, SST y Nutrientes (NO₃⁻, NH₃⁻) de humedales construidos de flujo subsuperficial (FSSH) tratando LX a escala piloto de relleno sanitario “El Ojito”, Popayán - Cauca, Colombia.
- ✓ Establecer la capacidad de eliminación de metales pesados en términos de Pb y Cd en humedales construidos de flujo subsuperficial (FSSH) tratando LX a escala piloto de relleno sanitario “El Ojito”, Popayán - Cauca, Colombia.
- ✓ Determinar el efecto e incidencia de la ubicación de siembra de especies vegetales en el desempeño de la eliminación de materia orgánica y metales pesados de humedales construidos de flujo subsuperficial (FSSH) tratando LX a escala piloto de relleno sanitario “El Ojito”, Popayán - Cauca, Colombia.

4. MARCO TEÓRICO

4.1 LIXIVIADOS

Los lixiviados son líquidos que se forman dentro del relleno sanitario, producto de la filtración del agua de lluvia, de la descomposición de la materia orgánica y el agua que poseen los desechos. Los líquidos circulan dentro del relleno, por lo que arrastran materiales suspendidos y disueltos, lo que hace que los lixiviados sean aguas residuales de alto potencial contaminante (Campos *et al.*, 2000).

Para calcular la generación de lixiviados dentro de un relleno sanitario, se debe realizar un balance de masa del agua: las entradas corresponden al agua filtrada superiormente, agua aportada por los residuos y por el material de cobertura, mientras que las salidas corresponden a pérdidas por la parte inferior, agua consumida en la formación de gases, pérdidas por vapor de agua y evaporación a la atmósfera (Bonmatí, 2017).

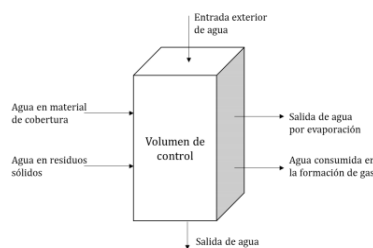


FIGURA 1 Esquema del relleno sanitario con las entradas y salidas del balance de agua.

Fuente: (Garcés, 2016)

La presencia de agua permite una combinación de procesos físicos, químicos y microbiológicos para transferir contaminantes del residuo sólido en descomposición al líquido, resultando la formación del LX (Renou *et al.*, 2008). El LX representa un posible riesgo de contaminación tanto del suelo y el subsuelo como de las corrientes superficiales y sub-superficiales aledañas a las instalaciones donde opera el relleno sanitario.

Generalmente, el tratamiento de lixiviados de un relleno sanitario presenta grandes problemas técnicos dependiendo del tipo de relleno sanitario, el tipo de lixiviado que se genere, y la calidad y cantidad del mismo; lo que determina que proceso de tratamiento es el más conveniente. Dentro de estos procesos se podrían mencionar los siguientes: lagunas de evaporación, osmosis inversa, filtración, macro y micro filtración, ultrafiltración, nanofiltración, intercambio iónico, tratamiento químico, oxidación química, aplicaciones con sulfato de aluminio, tratamiento biológico, lodos activados, y lagunas de estabilización. En la Tabla 2 se presenta una comparación entre las distintas tecnologías de tratamiento del lixiviado y sus problemáticas (Romero, 2018).

Tabla 2 Comparación entre tecnologías para el tratamiento de lixiviados (manejo de características problemáticas de los lixiviados).

Problemas	Tecnología						
	Aerobio	Anaerobio	Evaporación	Recirculación	Membranas	Sistemas naturales	Tratamiento en PTAR
Formación de precipitados	+	++	+	+	++	+	No
Toxicidad a los microorganismos	+	++	o	No	No (1)	+	Potencial
Formación de espumas	++	+	+	+	Variable (2)	No	Baja
Emisión de COV	++	+	+	+	Variable (2)	+	Baja
Sensibilidad a variaciones de caudal	+	++	+	+	+	No	No
Producción y manejo de lodos	++	+	+	No	+		No
Requerimientos de área	Baja	Baja	Muy baja	Baja	Baja	Alta	No

Nota: (1) pueden formarse en los tanques de almacenamiento. (2) Si los sistemas son aerobios, la problemática puede ser alta. (+) Una cruz significa como afecta negativamente la característica al proceso. Entre más cruces más negativamente lo afecta.

Fuente: (Romero, 2018)

La composición de un lixiviado está caracterizada por cantidades elevadas de materia orgánica (biodegradable, pero también refractaria a la biodegradación), sales orgánicas e inorgánicas, nitrógeno, metales pesados y otras sustancias químicas diluidas, variando con la edad del vertedero (Steiner, 2008), las características del residuo depositado, la meteorología del lugar y modo de operación (Castrillón, 2008), (Renou, 2008), Por lo que se puede decir, de manera resumida, que los lixiviados de los rellenos sanitarios de los países en desarrollo presentan concentraciones mucho mayores de DBO, amoníaco, metales pesados y sustancias precipitables que los de países desarrollados (Jiménez, 2012). En la tabla 3 presenta las características de los tres tipos de lixiviados según su edad.

Tabla 3 Clasificación y características de los lixiviados acorde a la edad del relleno sanitario

CARACTERÍSTICA	JOVEN/ RECIENTE	INTERMEDIO	VIEJO/MADURO
Edad (años)	<5	5-10	>10
pH (Unidades)	<6.5	6.5-7.5	>7.5
DQO (mg.L ⁻¹)	>10000	4000-10000	<4000
DBO ₅ /DQO	0.5-1.0	0.1-0.5	<0.1
Compuestos Orgánicos	80% AGV	5-30% AGV+Ácidos húmicos y fúlvicos	Ácidos húmicos y fúlvicos
N-NH ₃ (mg.L ⁻¹)	<400	N.A.	>400
TOC/DQO	<0.3	0.3-0.5	>0.5
NTK (mg.L ⁻¹)	0.1-0.2	N.A.	N.A.
Metales Pesados(mg.L ⁻¹)	>2 (bajo-medio)	<2 (bajo)	<2 (bajo)

USO DE HUMEDALES CONSTRUIDOS SUBSUPERFICIALES DE FLUJO HORIZONTAL SEMBRADOS CON POLICULTIVOS DE ESPECIES NATIVAS BAJO CONDICIONES DEL TRÓPICO AMERICANO PARA LA ELIMINACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA, NITRÓGENO Y METALES PESADOS DE LIXIVIADOS DE RELLENO SANITARIO.

CARACTERÍSTICA	JOVEN/ RECIENTE	INTERMEDIO	VIEJO/MADURO
Biodegradabilidad	Alta	Media	Baja
Color	Café-pardo-grisáceo	-	Negro-viscoso
Potencial redox	Bajo	-	Alto

Fuente: adaptado de: (Foo & Hameed 2009), (Kurniawan *et al.*, 2006), (Iván *et al.*, 2009), (Renou *et al.*, 2008).

4.2 METALES PESADOS

El término de metal pesado se refiere a cualquier elemento químico metálico que tenga una relativa alta densidad y sea tóxico o peligroso en concentraciones bajas. Los metales pesados más comunes son Cadmio (Cd), Mercurio (Hg), Plomo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Níquel (Ni) y Zinc (Zn) que se derivan principalmente de las actividades industriales (Lucho *et al.*, 2005).

Los metales pesados (MP) de mayor interés en relación con la contaminación ambiental, que causan daños en agricultura y en la salud humana, por ser cancerígenos, aunado a su característica de bioacumulación y bioaumentación en los seres vivos, según la Organización Mundial de la Salud (OMS), son el Plomo (Pb^{2+}), Mercurio (Hg^{2+}), Cadmio (Cd^{2+}) y Cromo (Cr^{6+}), debido a que interactúan con los grupos sulfhidrilo (SH) de las proteínas y otras biomoléculas de las células vivas (Marchand *et al.*, 2010).

Estos iones metálicos están ubicados en los puestos 2, 3, 7 y 17, respectivamente, en la lista de la Agencia de Sustancias Tóxicas y Registro de Enfermedades de Estados Unidos (ATSDR, 2017). Como resultado de ello se han convertido en prioridad estudiar el contenido de los MP en los rellenos sanitarios en el mundo con respecto la edad del lixiviado, la tabla 4 presenta el contenido de metales en los lixiviados de diferentes investigaciones, organizándolos según su edad; joven (j), maduro (M) y viejo (V).

Tabla 4 Contenido de metales pesados en lixiviados de rellenos sanitarios.

Edad	Ubicación del Relleno	Fe^{2+}	Cd^{2+}	Pb^{2+}	Cr^{6+}	Hg^{2+}	Referencia
J	China	59.1–679.9	0.01–0.02	1.11–7.61	NR	NR	(Ye <i>et al.</i> , 2011)
J	Colombia	42.23–77.8	NR	0.032–0.041	0.316–0.861	NR	(Contreras <i>et al.</i> , 2006)
J	Estambul	4.91–245.5	0.04–0.21	0.31–3.57	0.07–0.91	NR	(Inanc <i>et al.</i> , 2000)
M	China	28.6 ± 1.1	2.1 ± 0.1	1.02 ± 0.1	1.4 ± 0.1	NR	(Wu <i>et al.</i> , 2011)
M	Taiwán	0.26–15.3	<0.01	0.0005–0.09	0.12–0.52	NR	(Fan <i>et al.</i> , 200V6)

Edad	Ubicación del Relleno	Fe ²⁺	Cd ²⁺	Pb ²⁺	Cr ⁶⁺	Hg ²⁺	Referencia
V	Taiwán	0.26–5.44	<0.15	<0.02	0.01–0.18	NR	(Fan <i>et al.</i> , 200V6)
V	Taiwán	0.39–2.8	<0.01	0.02–0.18	0.04–1.26	NR	(Fan <i>et al.</i> , 200V6)
V	Corea del Sur	NR	<0.17	<0.17	0.04–0.16	NR	(Lee <i>et al.</i> , 2003)
V	Polonia	NR	0.022–0.13	<1.84	0.05–0.08	<0.017	(Kulikowska & Klimiuk 2008)
V	China	NR	0.05	0.10	NR	NR	(Ding 2001)

Nota: NR = No Reporta resultados.

Fuente: adaptado de: (Ye *et al.*, 2011), (Contreras *et al.*, 2006), (Inanc *et al.*, 2000), (Fan *et al.*, 200V6), (Lee *et al.*, 2003), (Kulikowska & Klimiuk 2008), (Ding 2001).

4.2.1 Plomo

El Plomo (Pb) es el quinto elemento en el grupo IVA de la tabla periódica, tiene un número atómico de 82, un peso atómico de 207.19 y valencias de 2 y 4. La abundancia promedio del Pb en la corteza terrestre es 13 ppm; en suelos los rangos son de 2.6 a 25 ppm; en corrientes es de 3µg/L, y en aguas subterráneas es generalmente < 0.1 mg/L (APHA/AWWA, 2005).

El plomo se encuentra en el ambiente en forma natural. Sin embargo, la mayoría de los niveles altos que se encuentran en el ambiente se originan de actividades humanas. Se ha identificado que los niños son particularmente sensibles al plomo, pueden llegar a absorber más del 50% del total que ingieran (CIS, 2003). Altos niveles de exposición pueden resultar en efectos bioquímicos tóxicos, como la afección de la síntesis de hemoglobina, efectos en riñones, tracto gastrointestinal, sistema reproductor, sistema nervioso (Lenntech, 2009). No es vital para las plantas y los animales. Además, es tóxico por ingestión y acumulativo en el cuerpo receptor (Poma, 2008).

El plomo puede permanecer adherido a partículas del suelo o de sedimento en el agua durante muchos años. La movilización del plomo desde partículas en el suelo al agua subterránea es improbable a menos que la lluvia que cae al suelo sea ácida o «blanda.» La movilización del plomo en el suelo dependerá del tipo de sal de plomo y de las características físicas y químicas del suelo, El plomo afecta principalmente al sistema nervioso, tanto en niños como en adultos. La exposición ocupacional prolongada de adultos al plomo ha causado alteraciones en algunas funciones del sistema nervioso. La exposición al plomo también puede producir debilidad en los dedos, las muñecas o los tobillos (ATSDR, 2016).

4.2.2 Cadmio

Es el séptimo metal pesado más tóxico según la Sustancias Tóxicas y Registro de Enfermedades de Estados Unidos (ATSDR, 2017). El cadmio es biopersistente, dentro de los efectos negativos a la exposición de este metal se han identificado: anemia, disfunción renal, cálculos renales, osteoporosis, osteomalacia, trastornos respiratorios, hipertensión, trastornos nerviosos, pérdida de peso y apetito, cáncer de próstata y pulmón. Por otro lado, este elemento no es esencial para plantas y animales. Por tal motivo, la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO, en inglés) recomienda un nivel máximo para cadmio en aguas de riego de 10 $\mu\text{g/L}$ (Londoño-Franco, Londoño-Muñoz & Muñoz Garcia, 2016).

De acuerdo a los contenidos normales de cadmio en el suelo alrededor del mundo, se puede determinar que el rango de ocurrencia de este metal está entre 0.07 y 1.1 mg.kg^{-1} y se considera que los valores mayores a 0.5 mg.kg^{-1} son el producto de actividades antropogénicas (Clemens, 2006).

El cadmio existe en forma de ión hidratado o como complejo iónico asociado a otras sustancias inorgánicas u orgánicas. El consumo de agua con niveles de cadmio muy altos produce irritación grave del estómago, lo que produce vómitos y diarrea, Ingerir niveles de cadmio más bajos durante un período prolongado puede producir acumulación de cadmio en los riñones y producir afectaciones serias, el Departamento de Salud y Servicios Humanos (DHHS) ha determinado que el cadmio y los compuestos de cadmio son reconocidos como carcinogénicos en seres humanos (ATSDR, 2016).

4.3 HUMEDALES CONSTRUIDOS

Humedales Construidos (Constructed Wetlands), que se definen como sistemas de tratamiento de tipo natural, que, a partir de la emulación de procesos físicos, químicos y biológicos, entre estos procesos se encuentran la sedimentación, la adsorción a las partículas del suelo, la asimilación por las plantas y la transformación microbiana (Watson *et al.*, 1989; Brix, 1993). mejoran la calidad del agua residual que fluye a través de estos (Wittgren & Maehlum, 1995).

Los humedales construidos han sido utilizados para el tratamiento de una gran variedad de aguas residuales como son aguas domésticas y urbanas, aguas industriales, lixiviados de rellenos sanitarios, aguas de drenaje en extracción minera, aguas de escorrentía superficial agrícola y urbana, y tratamiento de lodos residuales. En la mayoría de los casos se utilizan como una etapa posterior al tratamiento primario aplicado (Reed *et al.*, 1995; Kadlec *et al.*, 2000).

Los humedales artificiales pueden manejar problemas de acumulación de precipitados, formación de espumas y también pueden resistir variaciones en cargas orgánicas e hidráulicas. Por esto, necesitan grandes extensiones de área para que puedan ajustar variaciones en el caudal, tolerar la acumulación de precipitados y mantener una baja producción de gases y espumas. Estos sistemas también tienen la ventaja de lograr diferentes niveles de tratamiento, desde un pre tratamiento hasta un tratamiento terciario (Giraldo, 2001). Además, incluye los procesos aerobios y anaerobios para la depuración del agua. Estos sistemas de tratamiento

presentan otra gran ventaja, y es que pueden lograr un alto porcentaje de remoción de metales pesados en el efluente, debido a la vegetación que conforma el humedal, la cual retiene los metales mediante las raíces (Madera *et al.*, 2011)

4.3.1 Humedales Construidos subsuperficiales de flujo horizontal (HC-FSS)

Los humedales con flujo subsuperficial (Figura 2) son estanques o canales con el fondo generalmente impermeable que disponen de una zona de entrada, salida y de tratamiento en el cual se coloca un medio poroso que puede ser suelo, arena o grava en el que se siembran las plantas emergentes. Las aguas residuales aplicadas a estos sistemas son generalmente pretratadas.

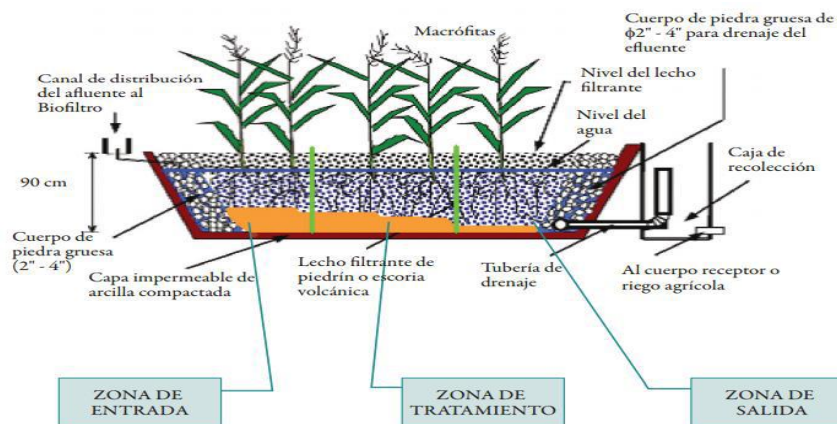


FIGURA 2 Humedal Construido subsuperficial de flujo horizontal sembrado (Madera, 2014.)

Los humedales de flujo subsuperficial se clasifican según el sentido de circulación del agua en horizontales o verticales (Vymazal & Masa, 2003).

4.4 COMPONENTES DE LOS HUMEDALES

Los principales componentes que influyen sobre el proceso depurador que se lleva a cabo en los humedales construidos son los siguientes:

4.4.1 Plantas

Presentan varias propiedades que las hacen ser un componente indispensable en los humedales construidos, los efectos de la vegetación sobre el funcionamiento de los humedales son:

Estabilizan la superficie del lecho, proporcionando buenas condiciones para la filtración, y en el caso de los sistemas con flujo vertical previniendo las obstrucciones, además de proporcionar área superficial para el crecimiento de los microorganismos adheridos. Contrariamente a lo que al principio se creía, el crecimiento de las macrofitas en los sistemas con flujo subsuperficial, no incrementa la conductividad hidráulica del medio en los sistemas que utilizan suelo (Brix, 1994).

Amortiguamiento de las variaciones ambientales. Cuando las plantas están desarrolladas reducen la intensidad de la luz incidente sobre el medio granular evitándose así grandes gradientes de temperatura en profundidad que pueden afectar el proceso de depuración. En climas fríos la vegetación protege de la congelación (Cárdenas & Madera, 2012).

En este estudio se utilizarán las macrófitas *Heliconia psittacorum* y *Cyperus haspan* ya que son especies propias de la región las cuales se encuentran adaptadas a las condiciones climáticas del lugar de estudio.

4.4.2 Lecho filtrante

Las características del medio filtrante que tienen gran influencia en la conductividad hidráulica en el interior del humedal son la porosidad y la permeabilidad. Estudios sobre la conductividad hidráulica, han encontrado que inicialmente los menores diámetros del medio producen mejores eficiencias de remoción, aunque con el tiempo se colmatan más fácilmente y representa un colapso hidráulico, por este motivo se recomienda utilizar grava como medio de soporte (tabla 5) (García *et al.*, 2004; Akrotos & Tsihrintzis, 2007; Suliman *et al.*, 2007).

Las funciones principales del lecho filtrante son: eliminar los sólidos que contienen las aguas pre tratadas y proporcionar la superficie donde se adhieren y crecerán los microorganismos que se coadyuvarán a degradar aeróbica y anaeróbicamente la materia contaminante, además de constituir el medio utilizado por las raíces de las plantas para su fijación y desarrollo (Gauss, 2006), además la conductividad hidráulica es una característica que permite conocer el grado de desarrollo de la colmatación de un humedal, además de posibles características del lixiviado en el lecho como caminos preferenciales o zonas muertas (Jiménez & Fernández, 2015).

A continuación en la tabla 5 se presentan las Características usuales del medio para humedales HC-FSS

Tabla 5 Características usuales del medio para humedales HC-FSS.

Tipo de Medio	Tamaño Efectivo (mm)	Porosidad n (%)	Conductividad Hidráulica ks (m ³ /m ² /d)
Arena gruesa	2	28-32	100 – 1000
Arena con grava	8	30-35	500 – 5000
Grava fina	16	35-38	1000 – 7500
Grava mediana	32	36-40	10000 – 100000
Roca triturada	128	38-45	50000 – 100000

Fuente: (EPA, 2000).

4.4.3 Microorganismos

En los humedales se desarrolla una gran variedad de organismos que abarca desde microorganismos como bacterias y protozoos hasta pequeños animales; siendo las bacterias el grupo fundamental en el proceso depurador de aguas contaminadas. Como en todo sistema de tratamiento biológico, en los humedales se requiere de un sustrato para el desarrollo de los microorganismos responsables del proceso depurador y que el agua permanezca por un tiempo para que se desarrolle esta masa microbiana, además el funcionamiento del sistema depende de una serie de factores ambientales, siendo los más importantes: la disponibilidad de oxígeno y la temperatura (Rodríguez, 2003).

Muchas transformaciones de los nutrientes y del carbono orgánico en humedales son debidas al metabolismo microbiano y están directamente relacionadas con el crecimiento de los microorganismos. Éstos incluyen, principalmente, bacterias, hongos, y protozoarios. Esta biomasa se encuentra formando una biopelícula alrededor de las partículas del lecho (Mena *et al.*, 2009).

La actividad microbiana tiene la función de transformar un gran número de sustancias orgánicas e inorgánicas en sustancias inocuas e insolubles y alterar las condiciones de potencial de reducción y oxidación del sustrato afectando así a la capacidad de proceso del humedal. Asimismo, gracias a la actividad biológica, muchas de las sustancias contaminantes se convierten en gases que son liberados a la atmósfera (Delgadillo *et al.*, 2010).

Como en todo sistema de tratamiento biológico, en los humedales se requiere de un sustrato para el desarrollo de los microorganismos responsables del proceso depurador y que el agua permanezca por un tiempo para que se desarrolle esta masa microbiana, además, de que el funcionamiento del sistema depende de una serie de factores ambientales, siendo los más importantes la disponibilidad del oxígeno y la temperatura (Akratos & Tsihrantzis, 2007; Nivala *et al.*, 2012).

4.5 VEGETACIÓN ESTUDIADA

4.5.1 *Heliconia psittacorum*



FIGURA 3 Fotografía *Heliconia psittacorum*.

Fuente: Propia - 2017

La *Heliconia* es un género monotípico de la familia *Heliconiaceae monocotiledónea*. Las especies de *Heliconia* se distribuyen en los bosques húmedos de tierras bajas de Centro y Sur América, así como en las islas del Caribe. Un pequeño grupo también se encuentra en algunas islas del Océano Pacífico. Cerca de 180 especies del género se han descrito (Cárdenas, 2012).

La *Heliconia psittacorum* es una especie eminentemente nativa del trópico con una alta abundancia de especies en Colombia (Maza, 2006), por la respuesta que dicha especie ha mostrado en trabajos sobre tratamiento de aguas residuales y lixiviados (Mosquera, 2010; Torres & Vásquez, 2010). Esta especie presenta condiciones agronómicas interesantes, como su alta resistencia a las características climáticas del país y al ataque de plagas y enfermedades, así como su amplia rusticidad; además presenta fácil propagación, largos periodos de floración y carácter permanente (Jerez, 2007).

En los últimos años estudios científicos han encontrado una respuesta positiva de esta especie de *Heliconia psittacorum* en la bioremediación de aguas residuales, convirtiéndola en una opción atractiva para los sistemas de tratamiento naturales como los humedales artificiales subsuperficiales. Sus aplicaciones van desde eliminación de DQO, DBO, NTK, NH_4^+ , fosfatos y SST, hasta la eliminación de metales pesados como el cromo (Cr), Cadmio (Cd) y Plomo (Pb) (Peña, Madera, Sanchez & Medina, 2013).

4.5.2 *Cyperus haspan*



FIGURA 4 Fotografía *Cyperus haspan*.

Fuente: Propia - 2017

Este tipo de planta pertenece a la familia *Cyperaceae* y al género *Cyperus*, tiene su origen en la cuenca del Río Nilo en África tropical y se extiende hasta Egipto; entre sus características morfológicas se destaca su rápido crecimiento, hojas basales pequeñas y flores agrupadas en inflorescencias (Aulestia, 2012).

Esta especie crece bien en el clima tropical y se encuentra entre las plantas más productivas de los humedales en procesos de biorremediación (Akinbile *et al.*, 2012). Por esta razón principalmente se experimentará con este tipo de planta. Además, en estudios previos como el realizado por (Akinbile *et al.*, 2012) han reportado altas eficiencias de remoción en cuanto a varios parámetros fisicoquímicos como: turbiedad (39.3 a 86.6%), color (59.7 – 98.8%), SST (39.2 – 91.8%), DQO (60.8-78.7%), DBO_5 (29.8-53.8%), N-NH_3 (59.8 – 99.7%), PT (33.8-67.0%) tratando lixiviados en el Relleno Sanitario Pulau Burung en Malasia con un sistema de humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal.

4.6 MECANISMOS DE ELIMINACIÓN

En un humedal artificial se desarrollan diferentes mecanismos de remoción de contaminantes del agua contaminadas. Evidentemente, un amplio rango de procesos biológicos, químicos y físicos tiene lugar. Por lo tanto, la influencia e interacción de cada componente involucrado es bastante compleja (Delgadillo *et al.*, 2010).

4.6.1 Eliminación de materia orgánica

La remoción de materia orgánica tiene lugar principalmente mediante biodegradación aeróbica o anaeróbica. Una pequeña porción también es removida por procesos físicos como la sedimentación y filtración, cuando la materia orgánica es fijada a los sólidos suspendidos. La biodegradación es realizada por los microorganismos, los cuales están adheridos a la planta, en particular a las raíces y a la superficie de los sedimentos (Delgadillo *et al.*, 2010).

En los sistemas de humedales la remoción de materia orgánica sedimentable es muy rápida, debido a la poca velocidad en los sistemas de humedales de flujo superficial y a la deposición y filtración en los humedales de flujo subsuperficial, donde cerca del 50% de la DBO₅ aplicada es removida en los primeros metros del humedal. Esta materia orgánica sedimentable es descompuesta aeróbica o anaeróbicamente, dependiendo del oxígeno disponible; el resto de la DBO₅ se encuentra en estado disuelto o en forma coloidal y continúa siendo removida del agua residual al entrar en contacto con los microorganismos que crecen en el sistema (Lara, 1999).

4.6.2 Remoción de sólidos suspendidos

La remoción de los sólidos suspendidos y sedimentables presentes en los lixiviados ocurre fundamentalmente en las unidades de pre-tratamiento, las cuales se instalan previamente de los humedales. Los sólidos suspendidos que permanecen en lixiviado después del pre-tratamiento son removidos por sedimentación y filtración.

Estos procesos que son puramente físicos también eliminan una porción significativa de otros contaminantes presentes en las aguas residuales (DBO₅, nutrientes, patógenos). La remoción de los sólidos suspendidos es muy efectiva, tanto en los humedales con flujo libre como con flujo subsuperficial (Rodríguez, 2003). El tratamiento previo es muy importante para evitar obstrucciones y la rápida colmatación del humedal (Delgadillo *et al.*, 2010).

4.6.3 Remoción de Nitrógeno

El nitrógeno influente en los humedales se encuentra básicamente como nitrógeno orgánico o amoniacal, con escasas cantidades de nitratos (Lahora, 2004). La remoción del nitrógeno puede ser muy efectiva en ambos tipos de humedales artificiales y los principales mecanismos de eliminación son similares para los dos casos. Aunque ocurre la asimilación

de nitrógeno por parte de las plantas, solo una pequeña fracción del nitrógeno total puede ser eliminada por esta vía (Lara, 1999). El cosechado frecuente de la vegetación incrementa el rendimiento en eliminación de nitrógeno, sin embargo, esta operación aumenta los costos de mantenimiento (Lahora, 2004).

En la tabla 6 reportan los valores de pH adecuados para la actividad microbiana en los procesos de nitrificación, desnitrificación y amonificación.

Tabla 6 Rangos de pH óptimos e inhibidores en los procesos de nitrificación, desnitrificación y amonificación.

Proceso	Potencial	pH (Unidades)	Autor
Nitrificación	Óptimo	7.0-8.0	Kadlec e Wallace, 2009
	Inhibidor	<4.5	Henze <i>et al.</i> , 1995
Desnitrificación	Óptimo	6.0 - 8.0	Vymazal, 2007
	Inhibidor	<5	Vymazal, 2007
Amonificación	Óptimo	6.5-8.5	Saeed & Sun, 2012

Fuente: (Yañes, 2018).

La mejor forma para remover nitrógeno en los humedales de flujo subsuperficial es la nitrificación biológica seguida por desnitrificación. La oportunidad de nitrificar existe cuando se tienen condiciones aeróbicas, se tiene la suficiente alcalinidad y la temperatura adecuada, y después de que la mayoría de la DBO₅ ha sido removida, para que los organismos nitrificantes puedan competir con los organismos heterótrofos por el oxígeno disponible (García & Leal, 2006). La reacción de la desnitrificación permite eliminar el nitrato formado previamente por la nitrificación y convertirlo en nitrógeno gas. Esta reacción sólo ocurre en condiciones de anoxia y en presencia de materia orgánica, debido a que es realizada por bacterias heterotróficas (García & Corzo, 2008).

4.7 ELIMINACIÓN DE METALES

Son variados y complejos los mecanismos mediante los cuales se degradan los metales dentro de los HC; entre ellos se incluyen procesos químicos y físicos, ya sean por intercambio iónico con los sedimentos del acuífero, por precipitación, por reacciones de óxido-reducción o por absorción por parte de la vegetación implantada y en menor medida, por metabolismo microbiano (Kadlec & Wallace, 2009; Yalcuk & Ugurlu, 2009).

En el caso de las macrófitas, las plantas tienen la capacidad para remover nutrientes del suelo y del agua, incorporándolos en su biomasa (Brix, 1994a). Cuanta más biomasa pueda formar la planta, mayor será la cantidad absoluta que se habrá eliminado del sistema.

Los mecanismos de tolerancia varían entre las distintas especies de plantas y están determinados por el tipo de metal, eficiencia de absorción, traslocación y secuestro. Las fases del proceso por el cual las plantas incorporan y acumulan metales pesados son las siguientes (Navarro & Aviñó, 2007):

Fase I. Implica el transporte de los metales pesados al interior de la planta y después, al interior de la célula. La raíz constituye el tejido de entrada principal de los metales, los cuales llegan por difusión en el medio, mediante flujo masivo o por intercambio catiónico. La raíz posee cargas negativas en sus células, debido a la presencia de grupos carboxilo, que interaccionan con las positivas de los metales pesados, creando un equilibrio dinámico que facilita la entrada hacia el interior celular, ya sea por vía apoplástica o simplástica (Navarro & Aviño, 2007).

Fase II. Una vez dentro de la planta, las especies metálicas son secuestradas o acomplejadas mediante la unión a ligandos específicos. Entre los quelantes producidos por las plantas se encuentran los ácidos orgánicos (ácidos cítrico, oxálico y málico), algunos aminoácidos (histidina y cisteína) y dos clases de péptidos: fitoquelatinas y metaloteínas (Delgadillo A, *et al.* 2011)

Fase III. Involucra la compartimentalización y detoxificación, proceso por el cual, el complejo ligando-metal queda retenido en la vacuola.

Los metales se pueden acumular en la vegetación y en el sustrato. En el suelo y los sedimentos es bastante variable: los sedimentos de textura fina que contienen una cantidad apreciable de materia orgánica tienden a acumular metales, mientras que los materiales de textura gruesa generalmente no están contaminados debido a su baja afinidad por metales (Lesage *et al.*, 2007).

En general, la capacidad de absorción de los metales pesados por las plantas depende principalmente de las características intrínsecas de la misma y de la proporción de metal que se halle en forma disponible. Para la mayoría de los metales pesados, el pH, el potencial de óxido- reducción, el contenido de materia orgánica, la capacidad de intercambio catiónico y la textura del sustrato son los factores dominantes que determinan su movilidad y biodisponibilidad (Galletti *et al.*, 2010; Soda *et al.*, 2012).

La capacidad de captación y bioacumulación de metales en los tejidos vegetales se presenta como una interesante alternativa en la eliminación de contaminantes orgánicos e inorgánicos y es denominada fitorremediación (Pilon & Smits, 2005), la fitorremediación es una tecnología verde emergente para la remediación de suelos, sedimentos, agua superficial y subterránea, que se basa en el uso de la vegetación como principal agente descontaminador para eliminar (fitoextracción, fitodegradación o fitovolatilización) o inmovilizar (fitoestabilización) contaminantes peligrosos para el medio ambiente. La técnica es aplicable por contaminación de metales pesados, compuestos orgánicos y radionucleidos. (Urzelai, 2001, Alkorta, 2000).

4.7.1 Fitorremediación.

La fitorremediación aprovecha la capacidad de ciertas plantas para absorber, acumular, metabolizar, volatilizar o estabilizar contaminantes presentes en el suelo, aire, agua o sedimentos como: metales pesados, metales radioactivos, compuestos orgánicos y

compuestos derivados del petróleo. Estas fitotecnologías ofrecen numerosas ventajas en relación con los métodos fisicoquímicos que se usan en la actualidad, por ejemplo, su amplia aplicabilidad y bajo costo.

Según Thangavel & Subhram (2004), dependiendo del tipo de contaminante, las condiciones del sitio y el nivel de limpieza requerido; las tecnologías de fitorremediación se pueden utilizar como medio de contención (rizofiltración, fitoestabilización y fitoinmovilización) o eliminación (fitodegradación, fitoextracción y fitovolatilización).

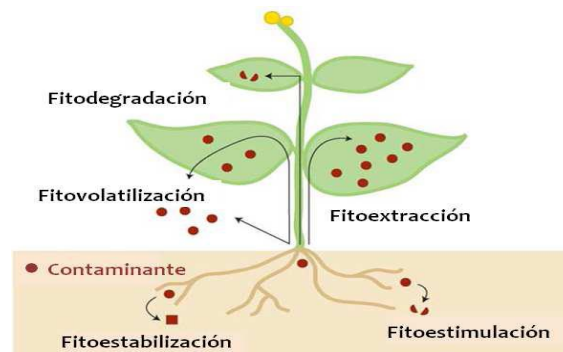


FIGURA 5 Mecanismos de remoción de la planta

Fuente: (Pilon Smits, E., 2005).

La fitorremediación utiliza las plantas para remover, reducir, transformar, mineralizar, degradar, volatilizar o estabilizar contaminantes (Kelley *et al.*, 2000; Miretzky *et al.*, 2004; Cherian & Oliveira, 2005; Eapen *et al.*, 2007; Cho *et al.*, 2008). Se han identificado una amplia diversidad de especies que se emplean para este fin. Algunas de ellas, debido a su gran capacidad para acumular metales pesados, reciben el nombre de hiperacumuladoras. Por definición, estas plantas deben acumular al menos 100 µg/g (0.01 % peso seco) de Cd y As; 1000 µg/g (0.1 % peso seco) de Co, Cd, Cr, Ni y Pb; y 10 000 µg/g (1.0 % peso seco) de Mn (Watanabe, 1997; Reeves *et al.*, 1999; McGrath *et al.*, 2001; Kamal *et al.*, 2004; Yang *et al.*, 2004; Reeves, 2006; Padmavathiamma & Li, 2007).

El rol de las plantas en los procesos de eliminación en los HC está siendo ampliamente discutido e investigado, buscando con ello aclarar los mecanismos de eliminación, atrapamiento o secuestro de los contaminantes (Tabla 7), focalizándose en la última década en compuestos como metales pesados (Cd, Pb, Hg, Cr, Cu y Zn) y sustancias orgánicas recalcitrantes (húmicas y fúlvicas) y complejas como fenoles, benceno, tolueno entre otros (Ali *et al.*, 2013).

Tabla 7 Procesos y mecanismos de biorremediación

TIPO	PROCESO INVOLUCRADO	CONTAMINACIÓN TRATADA
Fitoextracción	Las plantas se usan para la absorción de metales por las raíces para su translocación y la acumulación en la biomasa de sus partes cosechables (hojas y raíces).	Cadmio, cobalto, cromo, níquel, mercurio, plomo, selenio, zinc.
Rizofiltración	Las raíces de las plantas se usan para absorber, precipitar y concentrar metales pesados a partir de efluentes líquidos contaminados y degradar compuestos orgánicos.	Cadmio, cobalto, cromo, níquel, mercurio, plomo, selenio, zinc isótopos radioactivos, compuestos fenólicos.
Fitoestabilización	Las plantas tolerantes a metales se usan para reducir la movilidad de los mismos y evitar el pasaje a napas subterráneas o al aire.	Lagunas de desechos de yacimientos mineros. Propuesto para fenólicos y compuestos clorados.
Fitoestimulación	Se usan los exudados radiculares para promover el desarrollo de microorganismos degradativos (bacterias y hongos) .	Hidrocarburos derivados del petróleo y poliaromáticos, benceno, tolueno, atrazina, etc.
Fitovolatilización	Las plantas captan y modifican metales pesados o compuestos orgánicos y los liberan a la atmósfera con la transpiración.	Mercurio, selenio y solventes clorados (tetraclorometano y triclorometano).
Biodegradación	Las plantas acuáticas y terrestres captan, almacenan y degradan compuestos orgánicos para dar subproductos menos tóxicos o no tóxicos.	Municiones (TNT, DNT, RDX, nitrobenzono, nitrotolueno), atrazina, solventes clorados, DDT, pesticidas fosfatados, fenoles y nitrilos, etc.

Fuente: (Frers, 2007).

5. METODOLOGÍA

5.1 LOCALIZACIÓN

Esta investigación se desarrolló en predios del relleno sanitario “El Ojito”, que se encuentra ubicado al occidente del municipio de Popayán vía a El Tambo en el Departamento del Cauca, en las coordenadas 2°46’65” N 76°65’26” O. Posee un área total de 13 hectáreas y se encuentra clausurado desde el mes de septiembre del 2014. La empresa ServiAseo S.A E.S.P. desde el año 2011 hasta el 30 de junio del año 2017 fue la encargada de su operación, recibiendo un promedio de 200 toneladas diarias de residuos sólidos ordinarios domésticos, comerciales e institucionales provenientes de los municipios de Popayán, Caldonó, El Tambo, La Sierra, Piendamó, Puracé, Rosas y Totoró.



FIGURA 6 Localización relleno sanitario El Ojito y unidades experimentales.

Fuente: Google maps– 2017.

5.1.1 Descripción de las condiciones del área de estudio

El lixiviado proveniente del relleno sanitario “El Ojito” cuenta con un sistema de tratamiento compuesto que opera las 24 horas del día, el tren de tratamiento es el siguiente:



FIGURA 7 Tren de tratamiento de lixiviados relleno sanitario El Ojito.

Fuente: Propia

El sistema de tratamiento presenta una eficiencia de eliminación del 75 a 85% en términos de DBO₅ y DQO respectivamente, (SERVIASEO, 2016).

El montaje de las unidades a escala piloto se realizó en las instalaciones de la planta de tratamiento de lixiviados del relleno sanitario “El Ojito”, a la intemperie bajo condiciones ambientales del lugar, en este sitio se tiene una temperatura promedio 19°C, una humedad relativa de 81%, Radiación Solar 246.76 cal/cm² día (IDEAM, 2017).

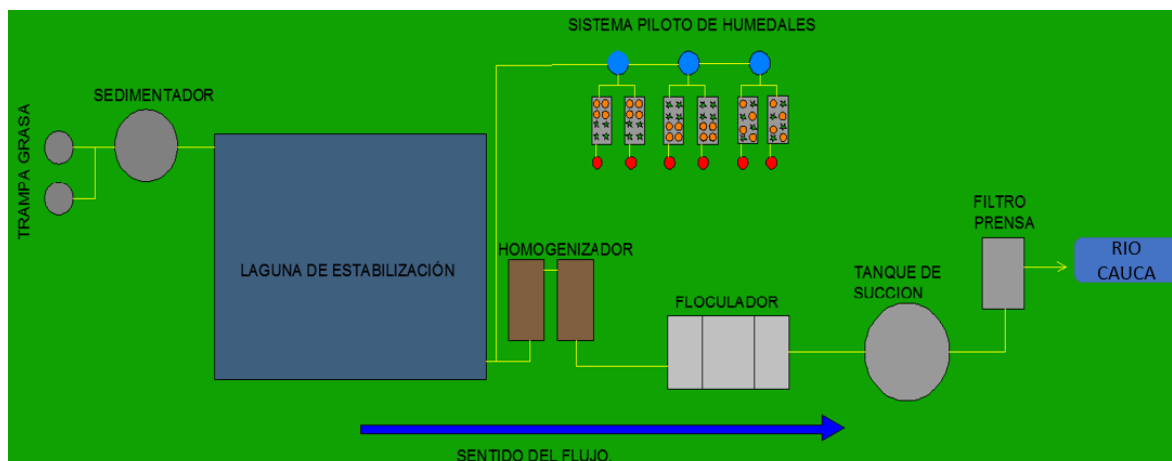


FIGURA 8 Esquema de la planta de tratamiento de lixiviado y ubicación del montaje experimental.

Fuente: Propia, 2017.



FIGURA 9 Fotografía instalaciones y adecuación de unidades piloto.

Fuente: Propia, 2017.

5.2 Unidades experimentales

En las instalaciones del relleno sanitario El Ojito, contiguo a la planta de tratamiento de lixiviados se instalaron los seis sistemas de humedales subsuperficiales de flujo horizontal (HCFHSS) a escala piloto, estos sistemas fueron cedidos a préstamo por la Universidad del Cauca para realizar la presente investigación. Los sistemas prefabricados cuentan con unas dimensiones 0.6 m de ancho, 1 m de largo y 0.6 m de altura, contruidos en fibra de vidrio (figura. 10 (a)).

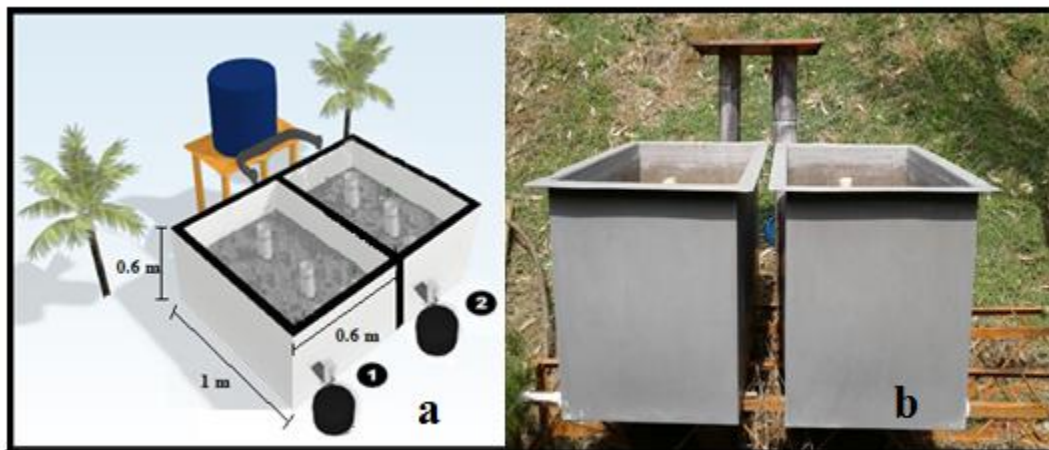


FIGURA 10 (a) Esquema de unidades de tratamiento piloto, (b) sistema prefabricado.

Fuente: Propia, 2017.

A la salida de los humedales se instaló un acople de tubo de PVC de diámetro 1 1/2", el cual se unió a una tee ("T") como mecanismo de control de agua a la salida, esta cuenta con una llave de salida y un tubo de 21 cm de alto el cual permitió mantener un nivel de agua en caso de que se obstruyera la salida (23 cm) como se puede observar en Figura 11 (b). Igualmente, se instalaron en cada unidad dos tubos perforados de 2" de PVC sobre dos puntos los cuales permitieron realizar controles en el nivel del agua. (Figura 11 a). Los 6 humedales se llenaron con grava hasta una altura de 30 cm.

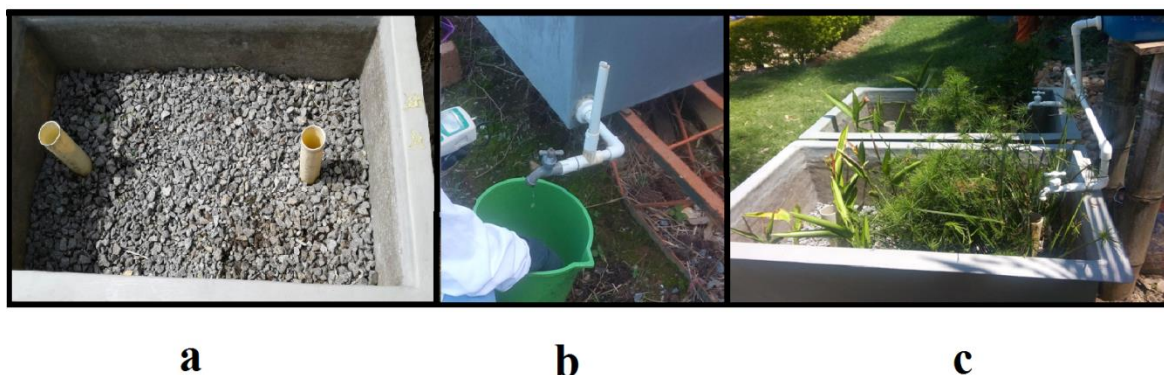


FIGURA 11. (a) Fotografía tubos perforados para control de nivel de agua, (b) salida del LX tratado, (c) alimentación del sistema.

Fuente: Propia, 2017.

Para el sistema de alimentación del lixiviado en los humedales, se instalaron 3 recipientes de 30 litros, las cuales se alimentaban con el lixiviado saliente de la laguna. Cada caneca alimentó a 2 humedales a través de un sistema de válvulas de cierre lento como se puede ver en la figura 11 (c).

USO DE HUMEDALES CONSTRUIDOS SUBSUPERFICIALES DE FLUJO HORIZONTAL SEMBRADOS CON POLICULTIVOS DE ESPECIES NATIVAS BAJO CONDICIONES DEL TRÓPICO AMERICANO PARA LA ELIMINACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA, NITRÓGENO Y METALES PESADOS DE LIXIVIADOS DE RELLENO SANITARIO.

5.3 MONTAJE EXPERIMENTAL

En el caso del arranque del sistema (Kadlec & Wallace, 2009), recomiendan que deben de iniciar en modo Batch (por tandas), para luego proceder con la siembra y estabilización de las plantas en el humedal. Este procedimiento se realizó una vez efectuada la plantación, y transcurridas 2 semanas.

5.3.1 Sustrato

Para determinar el porcentaje y características granulométricas de la grava a utilizar se realizó un estudio para una muestra representativa en el laboratorio de suelos de la Universidad del Cauca, arrojando como resultado que el 55% de la grava tenía un tamaño de $\frac{1}{2}$ pulgada y una porosidad teórica del 40%.

Los 6 sistemas se llenaron con esta grava hasta una altura de 30 cm aproximadamente.

5.3.2 Aclimatación de especies vegetales

Para realizar la siembra de las plantas a los sistemas piloto se realizó una adaptación de estas al sustrato y al LX.

Las especies empleadas en esta investigación fueron *Heliconia psittacorum* y *Cyperus haspan*, estas especies vegetales fueron seleccionadas teniendo en cuenta su tipicidad en el departamento del Cauca, la capacidad de adaptarse y desarrollarse en medios inundados, además que fueran especies vegetales nativas del trópico y de fácil de consecución en zonas aledañas al lugar de estudio. Se consideraron investigaciones previas en biorremediación con *Heliconia psittacorum* y *Cyperus haspan* como las realizadas por (Akinbileet, 2012) y (Cárdenas, 2012) respectivamente, donde se obtuvieron altas eficiencias de eliminación en diferentes parámetros tratando lixiviados de rellenos sanitarios con sistemas de humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal, además que en estudios previos realizados por (Jiménez *et al.*, 2016), mostró ser eficiente para el tratamiento secundario de lixiviado de rellenos sanitarios maduros.

El proceso de adaptación se inició retirando las plantas de su medio (vivero) y su traslado al lugar de investigación donde se les realizó un seguimiento y riego con agua (500 ml aproximadamente) no potable de acueducto vereda Cajete durante una semana, después del traslado se procede a realizar una adaptación a su nuevo medio por lo cual se traspasan a un medio de soporte el cual contiene una mezcla suelo/grava en una proporción 50/50, simultáneamente se inició el regado durante 2 semanas con una dilución de 75/25 de agua y lixiviado respectivamente, el riego se hacía una vez al día con una cantidad de 500 ml por planta, las dos semanas siguientes se realizó una mezcla de 25/75 suelo/grava y un riego con una dilución de 50/50 de agua y lixiviado durante 2 semanas figura 12 (b).

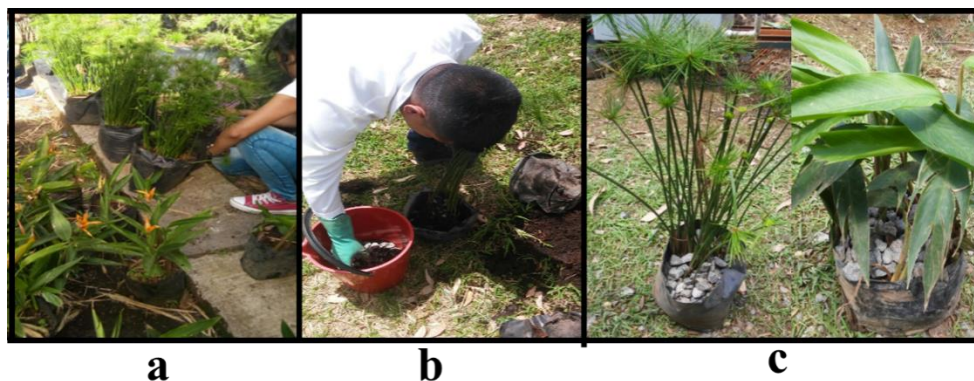


FIGURA 12 (a) Plantas en vivero, (b) Adaptación a medio de soporte, (c) siembra en grava.

Fuente: Propia, 2017.

Después de este proceso las plantas fueron sembradas en grava fuera de los sistemas por un periodo de una semana las cuales se regaron con una dilución de 75/25 de lixiviado/agua figura 12 (c), durante todo el proceso de adaptación se realizó un seguimiento en la parte de crecimiento y estado de la planta (tonalidad de las hojas y tallos) para determinar la afectación por los cambios de medio y calidad de agua de riego.

5.3.3 Siembra de especies vegetales

Una vez aclimatadas las plantas, se procedió a la siembra en las unidades experimentales de manera manual buscando que todas fueran sembradas conservando una misma distribución de siembra entre sí (aproximadamente 20 cm) y una densidad de siembra de 8 plantas por m².



FIGURA 13 Siembra de especies vegetales en los sistemas.

Fuente: Propia, 2017.

La distribución final de siembra de las especies vegetales en los humedales se determinó delimitando el área del reactor en dos partes iguales, donde se nombró área 1, al espacio comprendido entre la entrada y la mitad del reactor y el área 2 entre el centro y la salida del reactor con respecto del sentido del flujo, una vez ya distinguidas las áreas se procedió a sembrar de la siguiente manera:

Tabla 8 Distribución de siembra de las especies vegetales.

ÁREA	HUMEDAL					
	H1	H1R	H2	H2R	H3	H3R
1	P	P	H	H	PHA	PHA
2	H	H	P	P	HPA	PHA

H= *Heliconia psittacorum*; P=*Cyperus haspan*; PHA =*Heliconia psittacorum* – *Cyperus haspan*

Una vez identificadas las áreas de siembra y la planta a sembrar los humedales H1 y H1R se le asigna la configuración P_H, los H2 y H2R la configuración H_P y H3 y H3R con la configuración PHA, en esta última la siembra de forma escalonada como muestra la figura 12 (c), esto se realizó con el fin de evaluar el desempeño de los sistemas y la incidencia de la siembra en la eliminación de materia orgánica, nitrógeno y metales pesados de la presente investigación, para la presente investiga

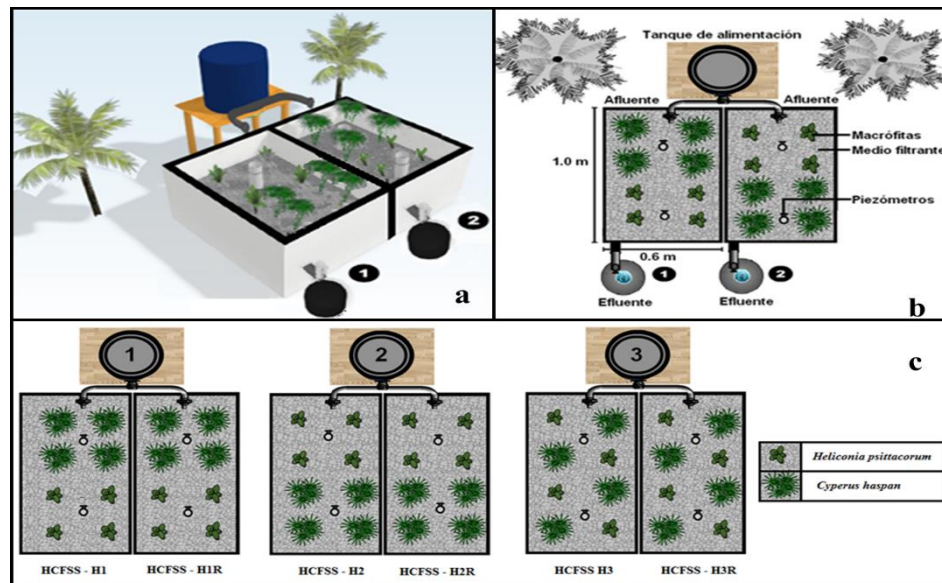


FIGURA 14 (a) Vista 3D siembra de especies vegetales, (b) Esquema sistema de humedal y replica, (c) Esquema general de siembra.

Fuente: Propia, 2017.

5.3.4 Arranque del sistema

Estos sistemas fueron alimentados con efluente de la laguna anaerobia de la PTAR del relleno sanitario “El Ojito” de la Ciudad de Popayán, figura 15.

Esta alimentación se realizó mediante el llenado de un tanque de distribución de manera manual el cual fue sometido a un régimen continuo de flujo a gravedad, con un periodo de alimentación de 24 horas.



FIGURA 15 Alimentación de los sistemas.

Fuente: Propia, 2017.

En el caso del arranque del sistema (Kadlec & Wallace, 2009), recomiendan que deben de iniciar en modo Batch (por tandas), para lograr la estabilización de las plantas en los humedales, es por eso que el arranque del sistema se realizó dejando los humedales en modo Batch una vez sembrada las plantas con una dilución de 25% agua y 75% LX durante 1 semana, luego se procedió a dejar en modo Batch completamente con LX durante 2 semanas, durante este periodo se realizó un seguimiento cualitativo de la plantas respecto al color de las hojas, dureza y resistencia de los tallos y ramas.

Una vez terminado el arranque en Batch se procede a realizar lentamente a un flujo continuo, por esta razón se procedió a la alimentación de los sistemas con un caudal de 10 ml por minuto aproximadamente, este caudal corresponde al $Q/2$. El cálculo se realizó en base a los modelos (García; Corzo, 2010) donde:

ECUACIÓN 1 (García; Corzo, 2010)

$$t = \frac{V}{Q} = \frac{e * S * h}{Q}$$

Donde:

Con estos datos se procedió a calcular el Q y $Q/2$.

$$Q = \frac{V}{t} = \frac{e * S * h}{t}$$

$$Q = \frac{V}{t} = \frac{0,4 * 0,6 \text{ m}^2 * 0,23 \text{ m}}{2 \text{ días}} = 0,0276 \text{ m}^3/\text{día}$$

$$Q = 0,0276 \text{ m}^3/\text{día} = \frac{1000 \text{ l}}{1 \text{ m}^3} \times \frac{1000 \text{ ml}}{1 \text{ l}} \times \frac{1 \text{ día}}{24 \text{ horas}} \times \frac{1 \text{ hora}}{60 \text{ min}} = 19.16 \frac{\text{ml}}{\text{min}}$$

$$\approx 20 \text{ ml}$$

$$Q = 20 \text{ ml/min} \quad y \quad \frac{Q}{2} = 10 \text{ ml/min.}$$

Durante todo el periodo de estudio se realizó aforos volumétricos diarios al caudal de entrada y salida del sistema con el fin de garantizar el flujo continuo y mantener una lámina de agua estable. Este sistema operó una semana antes de iniciar la fase de muestreos.



FIGURA 16 Aforo de caudal.

Fuente: Propia, 2017

Trabajos de investigación hablan de 3 a 6 meses en el arranque (García, 2010), Kadlec & Night (2008), recomiendan 3 meses y menos de un año (EPA, 2000), en la presente investigación no fue posible cumplir los tiempos estipulados anteriormente, esto se debe a que se iban a adelantar la construcción de lechos de secado para los lodos provenientes de la PTAR que trata los LX del relleno sanitario el “Ojito”, estos lechos de secados fueron construidos en el área donde se tenían los sistemas pilotos, esto limitó el periodo de tiempo de la presente investigación.

5.1 Toma de muestras

Una vez el sistema es puesto en marcha con su respectivo caudal de diseño, se inició a la toma de muestras con el fin de obtener los datos de las variables y co-variables de respuesta.

Las muestras se recolectaron en recipientes de 10 litros rotulados y suministrados previamente por el Laboratorio Biopolab Ltda, en donde se nos indica que las muestras una vez recolectadas deben ser envasadas y selladas en una cadena de frío para su envío a la ciudad de Bogotá (figura 17 (c)) donde se realizaron el procesamiento de las mismas, en la Tabla 9 se detallan los parámetros, técnicas descrita en el estándar método para los análisis de muestra.

Se hicieron mediciones quincenales durante 2 meses y medio debido al limitante de tiempo y de recursos económicos con los que se contaban. En el sitio del experimento se realizaron la toma de registros de pH y T° donde se utilizó un Potenciómetro Oakton™ pH 11 Standard Portable Meter figura 17(d).

Tabla 9 Variables de respuesta.

PARÁMETRO	FRECUENCIA	TÉCNICA DE ANÁLISIS	MÉTODO	SITIO DE MEDICIÓN
D.B.O ₅ (A)	QUINCENAL	Test de incubación 5 días.	S.M.5210 B/ASTM D-558-09 Método C. LCM 16,5 mg/L O ₂	LABORATORIO
DQO(A)	QUINCENAL	Reflujo Cerrado	S.M. 5220C. LCM: 5,3 mg/L O ₂ .	LABORATORIO
Sólidos Suspendidos Totales(A)	QUINCENAL	Secado a 104°C. Gravimétrico	S.M 2540 D. LCM:11,6 mg/L	LABORATORIO
Nitratos (A)	QUINCENAL	Espectrofotometría Ultravioleta	SM 4500 NO ₃ E, LCM: 0,44mg/L	LABORATORIO
Cadmio (A)	QUINCENAL	AA - Llama Aire Acetileno	SM 3030 F , SM 3111 B LCM:0,021 mg Cd/L	LABORATORIO
Plomo (A)	QUINCENAL	Espectro fotometria A.A. Digestión Llama Acetileno	SM 3030 F, SM 3111 B LCM:0,179 mg Pb/L	LABORATORIO
Nitrógeno Amoniacal (B)	MENSUAL	Destilación-Título métrico	SM 4500 B-C. LCM 3.33 mg/L	LABORATORIO
pH	DIARIO	Potenciómetro	-	IN SITU
Temperatura	DIARIO	Térmico.	-	IN SITU

La recolección de las muestras fue realizada en el sitio de la investigación.

Fuente: Propia, 2017.

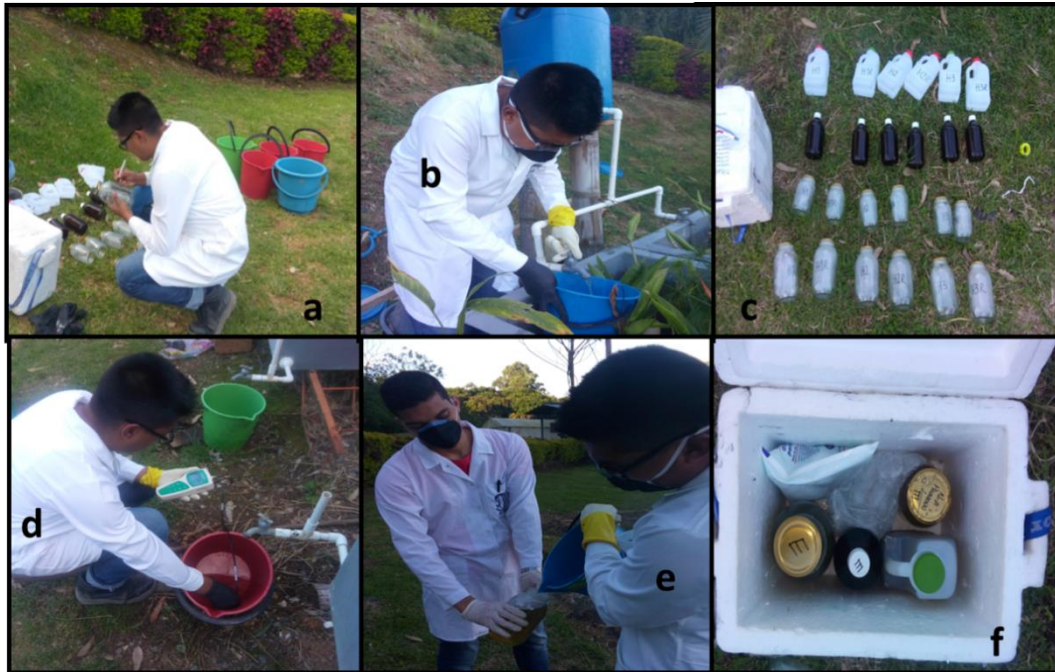


FIGURA 17 (a) Rotulo de recipientes, (b) Recolección muestra de entrada a los sistemas, (c) Recipientes por línea de tratamiento, (d) Medición de pH y T, (e) Llenado de recipientes, (f) cadena de frio y conservación de muestras para su posterior envío.

Fuente: Propia, 2017.

Para determinar la eficiencia de los tratamientos total se calculó el porcentaje de eliminación en base a la carga para cada parámetro teniendo en cuenta la ecuación 2.

ECUACIÓN 2

$$\varepsilon(\%) = \left(\frac{C_i - C_e}{C_i} \right) \times 100$$

Donde C_i y C_e son las concentraciones afluentes y efluentes en mg.L^{-1} , se realiza el cálculo de los porcentajes de eliminación con las concentraciones de los contaminantes, debido a que se asume que los Q de entrada y salida son similares, esto debido a que no se realizó el balance hídrico en los sistemas de humedales construidos.

6. ANÁLISIS ESTADÍSTICO

El diseño propuesto para evaluar el efecto de los tratamientos y el respectivo análisis estadístico fue determinado como un diseño con estructura de anidamiento, esto debido a que

se establecieron dos unidades de reactor para cada tanque, considerando para ello la disposición final de las plantas, tal como se describió anteriormente.

La estructura de anidamiento implica que haya independencia entre cada tanque, pero se tiene un enfoque particular, el cual consta de evaluar el desempeño de cada uno de los dos reactores correspondientes a cada tanque de alimentación, puesto que, el hecho de evaluar organismos vivos, implica que cada reactor pueda tener cierta reacción al suministro de lixiviados dispuesto en cada uno de ellos, es decir, que a pesar de que la configuración de la organización de las plantas evaluadas en cada reactor y que el surtimiento de lixiviados sea el mismo para cada tanque de alimentación, dentro de cada reactor posiblemente se pueda evidenciar algún efecto distinto, esta es una hipótesis que se puede contrastar dentro del ejercicio experimental.

Para efectos del análisis estadístico, se valida el supuesto de normalidad a los residuales obtenidos, empleándose la prueba de Shapiro-Wilk, esto con el fin de determinar si es conveniente o no la utilización de la prueba F en el ANOVA o quizá sea pertinente usar pruebas no paramétricas, para evaluar la confiabilidad de los resultados. Todos los análisis estadísticos fueron realizados utilizando Microsoft office Excel 2013 y R Project versión 2.15.7.

Pruebas de normalidad:

H_0 : Los datos colectados siguen distribución Normal $N(\mu; \sigma^2)$

H_1 : Los datos siguen una distribución diferente a la normal $N(\mu; \sigma^2)$

Con nivel de significancia $\alpha = 0.05$

Se determina las pruebas de normalidad dando como resultado los siguientes valores para cada variable de respuesta:

DQO	DBO ₅	SST
Shapiro-Wilk normality test data: DQO W = 0.95279, p-value = 0.2007 No se rechaza H_0	Shapiro-Wilk normality test data: DBO ₅ W = 0.94953, p-value = 0.1643 No se rechaza H_0	Shapiro-Wilk normality test data: SST W = 0.57094, p-value = 3.285e-08 Se rechaza H_0

NITRATOS
Shapiro-Wilk normality test data: NITRATO W = 0.67051, p-value = 5.971e-07 Se rechaza H_0

Dado que la información en las variables SST, NH₃- no sigue una distribución Normal, no es adecuado realizar análisis de varianza (ANOVA) de manera convencional, por consiguiente, se propone utilizar pruebas no paramétricas para evaluar la incidencia de los factores en el

experimento, por otra parte, la medición de la DBO_5 y DQO si siguen la distribución Normal, por lo tanto se realiza el análisis de varianza.

H_0 : No hay diferencia significativas entre la eficiencia de eliminación de los contaminantes del LX con respecto a la configuración de siembra.

H_1 : hay diferencia significativas entre la eficiencia de eliminación de los contaminantes del LX con respecto a la configuración de siembra.

Nivel de significancia $\alpha = 0,05$

Tabla 10 Distribución normal DBO_5

Fuente de variación	Valor estimado	Error estándar	valor-t	valor-p
Config P_H	143,6	18,85871	7,614521	0
Config H_P	10	26,67024	0,37495	0,7326
Config PHA	-11,7	26,67024	-0,438691	0,6906

Tabla 11 Distribución normal DQO

Fuente de variación	Valor estimado	Error estándar	valor-t	valor-p
Config P_H	220,7	28,71075	7,687015	0
Config H_P	14,8	40,60314	0,364504	0,7397
Config PHA	-17,38	40,60314	-0,428046	0,6975

Las pruebas no paramétricas de análisis estadístico, son metodologías alternativas que están disponibles en los casos en el que el comportamiento de las frecuencias o la forma de la distribución de las mediciones hechas para cada variable medida no corresponda a una figura simétrica, cuya curva revela el dibujo de una campana (Campana de Gauss), para la cual las características corresponden a ciertas bondades que permiten efectuar de forma apropiada los análisis pertinentes. Cuando no se reflejan dichas características en las mediciones hechas en el experimento, lo más conveniente es acudir a las metodologías alternativas de análisis mediante técnicas empíricas o análisis no paramétrico, es este caso se siguió el modelo de Maniwhitney Wilcoxon.

H_0 : No hay diferencia significativas entre la eficiencia de eliminación de los contaminantes del LX con respecto a la configuración de siembra.

H_1 : hay diferencia significativas entre la eficiencia de eliminación de los

contaminantes del LX con respecto a la configuración de siembra.

Nivel de significancia $\alpha = 0,05$

Tabla 12 Prueba no paramétrica SST, NH_3^- , NO_3^-

PARAMETRO	Fuente de variación	Valor estimado	Error estándar	valor-t	valor-p
SST	Config P_H	23,52	7,123425	3,301782	0,003
	Config H_P	-4,54	10,074045	-0,450663	0,6828
	Config PHA	3,97	10,074045	0,394082	0,7199
NITRATOS	Config P_H	17,637	6,709236	2,6287643	0,0147
	Config H_P	-0,873	9,488292	-0,0920081	0,9325
	Config PHA	1,845	9,488292	0,1944502	0,8582
NITROGENO AMONIAL	Config P_H	186,55	33,10919	5,634388	0,0001
	Config H_P	40,28333	46,82346	0,860324	0,4529
	Config PHA	-41,61667	46,82346	-0,888799	0,4396

7. RESULTADOS Y DISCUSIONES

7.1 Características del lixiviado

La Tabla 13 presenta las concentraciones mínimas, promedias y máximas obtenidas de la caracterización del lixiviado afluente a los humedales, durante el periodo de trabajo en campo, el tiempo seco predominó en el sitio además con presencia de pocas lluvias (Enero – Mayo 2017).

Tabla 13 Característica del lixiviado utilizado en el presente estudio.

MUESTRA	DQO mg/L	DBO ₅ mg/L	DBO ₅ /DQO	SST mg/L	NITRÓGENO AMONIAL mg NH_3^- /L	NITRATOS NO_3^- -mg/L	pH.	Pb mg Pb/L	Cd mg Cd/L	T ° C
1	514	335	0.65	181	255	36	8.08	0.01	0.021	23.6
2	442	262	0.59	164	-	7.53	8.09	0.01	0.021	19.9
3	509	331	0.65	180	143	6.83	7.82	0.068	0.018	16.6
4	430	267	0.62	63	-	12	8.02	0.068	0.018	23.4
5	844	548	0.65	83	632.19	29.71	8.17	0.074	0.068	20.2
PROMEDIO	547.8	348.6	0.63	134.2	343.39	18.41	8.036	0.046	0.0292	20.74
MINIMA	430	262	0.59	63	143	29.71	7.82	0.01	0.018	16.6
MAXIMA	844	548	0.65	180	632.19	6.83	8.17	0.074	0.068	23.4

Nota: En el muestreo 2 y 4 de Nitrógeno amoniacal no se realizó la toma de muestras debido a que no se contó con el presupuesto.

Los valores de pH variaron entre 7.82 – 8.17 unidades, la relación promedio DBO_5/DQO es de 0.63 y concentraciones de 547.8 mg/L y 348.6 mg/L para DQO y DBO_5 respectivamente,

estos resultados comparados con la tabla 2 en términos de pH, DQO y DBO₅ clasificarían el LX como viejo/maduro pero la relación DBO₅/DQO lo clasificaría como intermedio, la versatilidad de las concentraciones de los contaminantes se pueden presentar por el tipo de residuos sólidos que se depositaron además del tiempo y la manera en que fue operado el relleno sanitario.

Con respecto a los datos de la tabla 13, esta nos infiere a que el LX se encuentra en una fase metanogénica esto debido a los valores bajos que se presentan en la DBO₅ y DQO, es decir, que en esta etapa las sustancias fácilmente biodegradables han sido mayormente consumidas, tales son los casos de los lixiviados de Gatka y Örebro vertederos que fueron analizados como parte del trabajo de (Wojciechowska *et al.*, 2010).

La caracterización de los LX es de gran importancia al momento de la selección de una tecnología y su respectiva línea de tratamiento, además de determinar que esta sea capaz de asimilar la concentración de los contaminantes, Adicionalmente de relacionar el impacto que los LX puedan causar en el entorno donde se generan, recolecta y se tratan, por la exposición y lo propenso que es infiltrarse en el suelo, esto generaría impactos negativos si este llegara a tener contacto directo sobre las aguas subterráneas y superficiales; la afectación que se llegara a dar dependerá de las concentraciones de los contaminantes y de la cantidad en que se generen, además de la velocidad de distribución en el subsuelo (Noeggerath & Salinas, 2011).

7.2 Desempeño operacional de los sistemas HC-FSS.

A continuación, se brinda los resultados obtenidos durante la presente investigación.

7.2.1 Parámetros de sitio

A continuación, se presentan los resultados de los valores promedios de las mediciones realizadas en los sistemas de HC-FSS.

Tabla 14 Resultados de los parámetros fisicoquímicos monitoreados a lo largo del periodo de estudio en el sistema de HC-FSS (Promedio).

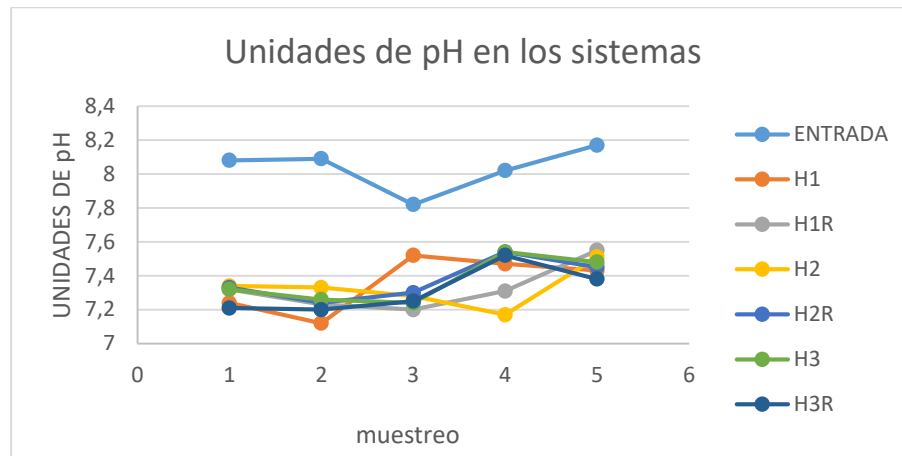
REACTOR	DQO mg/L	DBO ₅ mg/L	DBO ₅ / DQO	SST mg/L	NITROGENO AMONIACAL NH ₃ -	NITRATO S NO ₃ -/L	pH.	Pb mg Pb/L	Cd mg Cd/L	T ° C
AFLUENTE	547.80	348.60	0.63	134.20	343.40	18.41	8.04	0.05	0.03	20.74
H1	211.80	138.98	0.66	29.38	185.77	15.12	7.36	0.04	0.02	20.00
H1R	229.60	148.22	0.65	17.66	187.33	20.15	7.32	0.04	0.02	20.16
H2	219.20	141.48	0.65	21.54	211.33	13.36	7.33	0.04	0.02	20.48
H2R	251.80	165.84	0.66	16.42	242.33	20.17	7.37	0.04	0.02	20.56
H3	197.02	126.26	0.64	29.22	153.67	15.14	7.37	0.04	0.02	20.82
H3R	209.62	137.68	0.66	25.76	136.20	23.82	7.31	0.04	0.02	20.58

Nota: Los datos reportados son valores promedios. (NH₃ n= 3, DQO, DBO₅, SST, NO₃-, Pb, Cd n= 5).

7.2.2 Potencial de Hidrógeno (pH)

A continuación, se presenta el comportamiento del pH en los HC-FSS.

FIGURA 18 Comportamiento del pH en los sistemas de HC-FSS.



A continuación, se presenta la distribución normal de los valores de pH por unidades y tanques de alimentación de los HC-FSS.

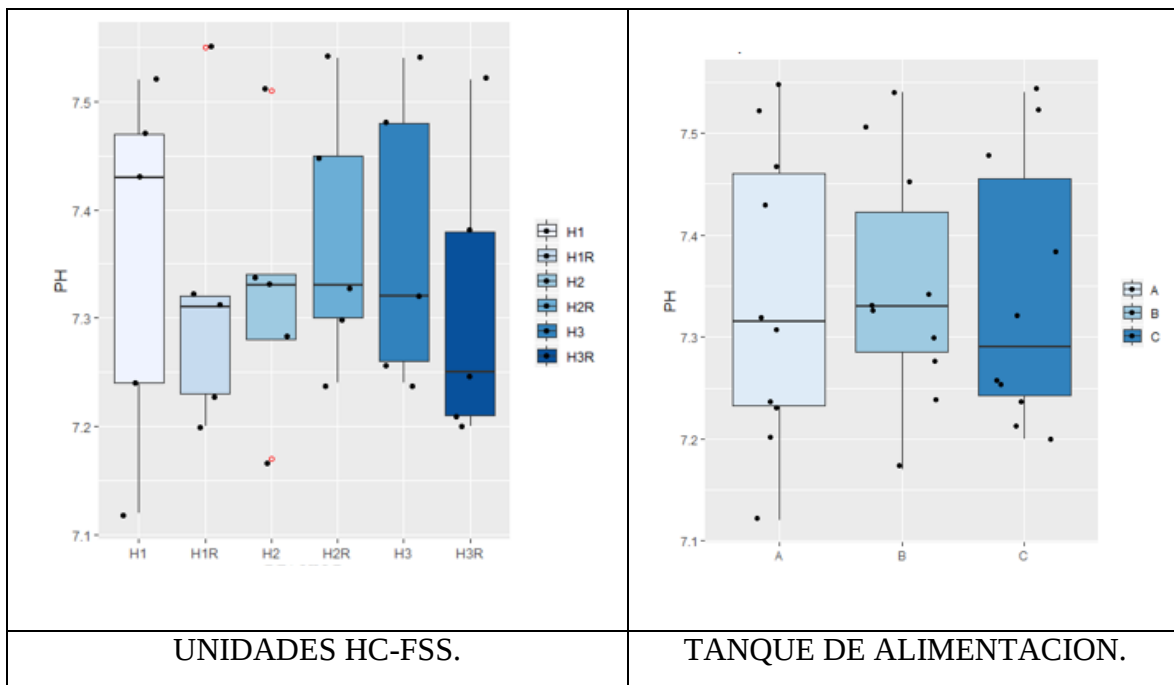


FIGURA 19 Distribución de unidades de pH por HC-FSS.

FIGURA 20 Distribución de unidades de pH por tanque de alimentación.

Los valores reportados de pH en el anexo 1 y graficados en la Figura 18, nos indican que para el afluente se presenta valores entre 7.82 – 8.17 unidades y para los efluentes de las configuraciones valores de 7.12 – 7.55 para P_H, de 7.17 - 7.54 en H_P y de 7.20 – 7.54 en PHA respectivamente.

Se presenta un pH ligeramente alcalino en el afluente, característica especial de un lixiviado intermedio o maduro lo cual es coherente con la edad y etapa de clausura que se encuentra el relleno sanitario en la actualidad, estas unidades de pH obtenidas en el efluente durante periodo de prueba son lo que se esperan encontrar en estos tipos de sistemas, ya que las plantas, por la actividad fotosintética, generan un equilibrio buffer y no permiten que el pH normalmente disminuya o aumente y por ende la actividad de los microorganismos se vea afectada por algún tipo de variación, por otra parte, la grava también cumple un papel fundamental en el comportamiento del pH debido a que esta aporta alcalinidad en forma de iones carbonato y/o bicarbonato (Mayes *et al.*, 2009).

(Delgado & Pino, 2015) realizaron un estudio con las mismas especies de macrófitas, pero sembradas en monocultivo, los resultados reportados fueron: pH de (8.64 ± 0.05) para el afluente, (8.66 ± 0.06) y (8.58 ± 0.05) para los HCFSSH sembrados con *Heliconia psittacorum* y HCFSSH sembrados con *Cyperus haspan* respectivamente, comparando estos datos con el anexo 1 podemos indicar que los valores promedios de los de pH afluentes son similares pero existe una disminución considerable en los efluentes de los policultivos trabajados en la presente investigación, existe alrededor de 1.5 unidades de pH en disminución en las 3 distintas configuraciones de siembra.

Los valores de pH en cada una de las configuraciones se encuentra en valores cercanos a neutro, esto garantiza un crecimiento bacteriano (Metcalf & Eddy, 1991), Los valores de pH encontrados en la presente investigación están dentro de lo esperado en estos sistemas, ya que las plantas, por la actividad fotosintética, generan un equilibrio buffer y no permiten que el pH normalmente disminuya y la actividad de los microorganismos se vea afectada, por otra parte, la grava aporta alcalinidad en forma de iones carbonato y/o bicarbonato (Mayes *et al.*, 2009).

El pH afecta al tratamiento en los humedales construidos, ya que gran parte de la actividad microbiana es sensible al pH, que suele transcurrir entre 4 y 9.5; además, también modifica el equilibrio ácido-base $\text{NO}_2^-/\text{HNO}_2$ y $\text{NH}_4^+ / \text{NH}_3$ (Meng *et al.*, 2014; Kadlec & Wallace, 2009).

Estos valores obtenidos en el periodo de estudio se mantuvieron muy constantes a pesar de ser dispersos como se observa en la figura 19 y 20, comparando la tabla 6 con respecto a los resultados se puede indicar que el sistema presentó un comportamiento amortiguador de pH, además de presentar un proceso de amonificación, en donde la configuración P_H presento el valor más cercano al neutro.

7.2.3 Temperatura.

A continuación, se presentan los resultados obtenidos en el periodo de estudio de la temperatura.

Tabla 15 Temperatura del LX a largo del periodo de estudio en el sistema de HC-FSS.

MUESTREO	UNIDAD	AFLUENTE	H1	Δ	H1R	Δ	H2	Δ	H2R	Δ	H3	Δ	H3R	Δ
1	°C	23.6	21.8	1.8	21.7	1.9	22.3	1.3	23.3	0.3	23.3	0.3	23.2	0.4
2	°C	19.9	19.2	0.7	19.2	0.7	19.2	0.7	19.7	0.2	19.4	0.5	19.8	0.1
3	°C	16.6	15.6	1.0	17	-0.4	17.2	-0.6	17.4	-0.8	17.5	-0.9	16.9	-0.3
4	°C	23.4	23.3	0.1	23.6	-0.2	23.9	-0.5	23.3	0.1	23.8	-0.4	23.4	0
5	°C	20.2	20.1	0.1	19.3	0.9	19.8	0.4	19.1	1.1	20.1	0.1	19.6	0.6
PROMEDIO		20.74	20.0	-	20.16	-	20.48	-	20.56	-	20.82	-	20.58	
PROMEDIO POR CONFIGURACION			20.08				20.52				20.7			

Nota: Δ= Diferencial de temperatura, valores negativos indica aumento de la temperatura; valores positivos indica disminución de temperatura.

La tabla 15 registra los valores de temperatura en el afluente y los efluentes de cada configuración de siembra, presentando un valor promedio para el afluente de $20.74^{\circ}\text{C} \pm 2.72$ y de $20.08^{\circ}\text{C} \pm 2.58$; $20.52^{\circ}\text{C} \pm 2.49$; $20.70^{\circ}\text{C} \pm 2.55$; para la configuración P_H, H_P Y PHA respectivamente. Como se observa solo en 6 datos se presencia una disminución en la temperatura, esta disminución es menor a 1°C entre el afluente y los efluentes de cada configuración, pero el valor promedio del afluente es ligeramente mayor en relación con los obtenidos en los efluentes, evidenciándose la inercia térmica de vegetación (Brix, 1994).

Las condiciones de temperatura en un humedal afectan tanto las actividades físicas como biológicas en el sistema. Una temperatura inferior a 10°C demora las reacciones responsables de la transformación de DBO_5 y de Nitrógeno; mientras que un aumento significativo de la misma va acompañado de un aumento de evaporación, disminución de la solubilidad de Oxígeno, aceleración de reacciones químicas y biológicas (Londoño & Marín, 2009). Las reacciones microbiológicas se ven afectadas por la temperatura, la respuesta es típicamente mucho mayor a los cambios en el extremo inferior de la escala de temperatura ($<15^{\circ}\text{C}$) que el rango más cálido ($20\text{-}35^{\circ}\text{C}$) (Kadlec & Wallace, 2009). A medida que aumenta la temperatura, aumenta la velocidad con la que los microorganismos degradan la materia orgánica. El rango de la temperatura es adecuado para la remoción eficiente de materia orgánica (Montoya, J. *et al.*, 2010).

Los valores promedio que presentaron mejor respuesta con respecto al aumento o disminución de la temperatura fueron los que se presentaron en la configuración PHA, además el anexo 2 no indica que el comportamiento mantiene una tendencia de igualdad en las temperaturas de afluente como efluentes.

7.3 EFICIENCIA REMOCIÓN MATERIA ORGÁNICA

7.3.1 Demanda Biológica de Oxígeno (DBO_5)

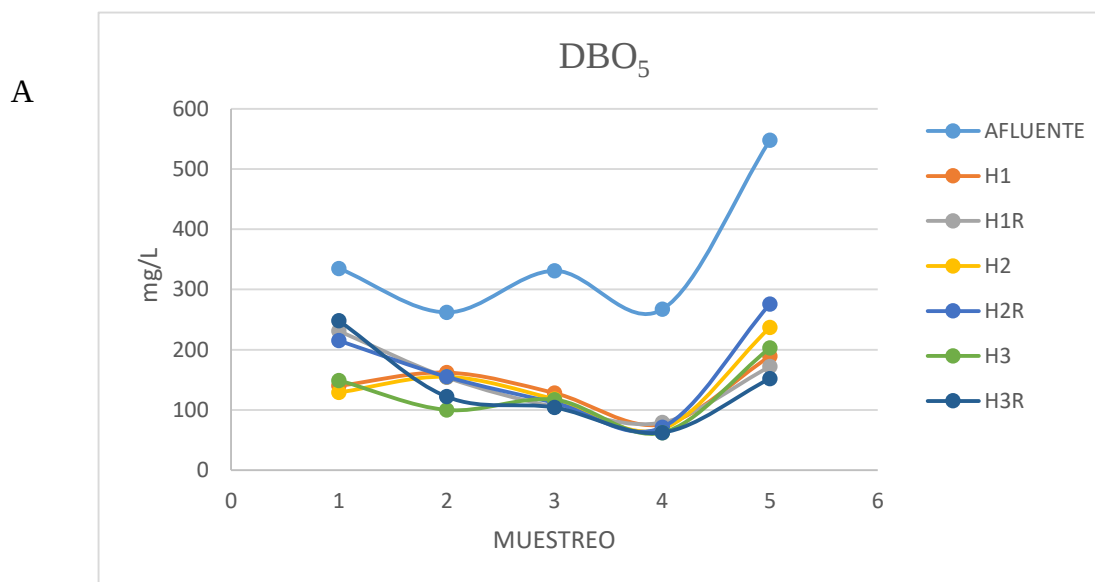
A continuación, se presentan los resultados obtenidos en el periodo de estudio en términos de DBO_5 .

Tabla 16 Porcentajes de eliminación de DBO_5 durante el periodo de estudio en el sistema de HC-FSS.

PORCENTAJE DE ELIMINACIÓN DE DBO_5						
MUESTREO	H1	H1R	H2	H2R	H3	H3R
1	58.21	31.04	61.49	35.82	55.52	25.97
2	38.17	41.22	40.84	40.84	61.83	53.44
3	61.33	68.28	64.35	66.16	64.65	68.58
4	71.57	70.37	74.38	73.33	76.67	76.63
5	65.51	68.61	56.75	49.64	62.96	72.26
PROMEDIO	58.96	55.91	59.56	53.16	64.33	59.38
PROMEDIO POR CONFIGURACIÓN	57.43		56.36		61.85	

A continuación, se presentan el comportamiento de la DBO_5 en los sistemas de HC-FSS.

FIGURA 21 Comportamiento de la DBO_5 en los sistemas de HC-FSS



continuación, se presenta la distribución normal de los valores de DBO_5 por unidades y tanques de alimentación de los HC-FSS.

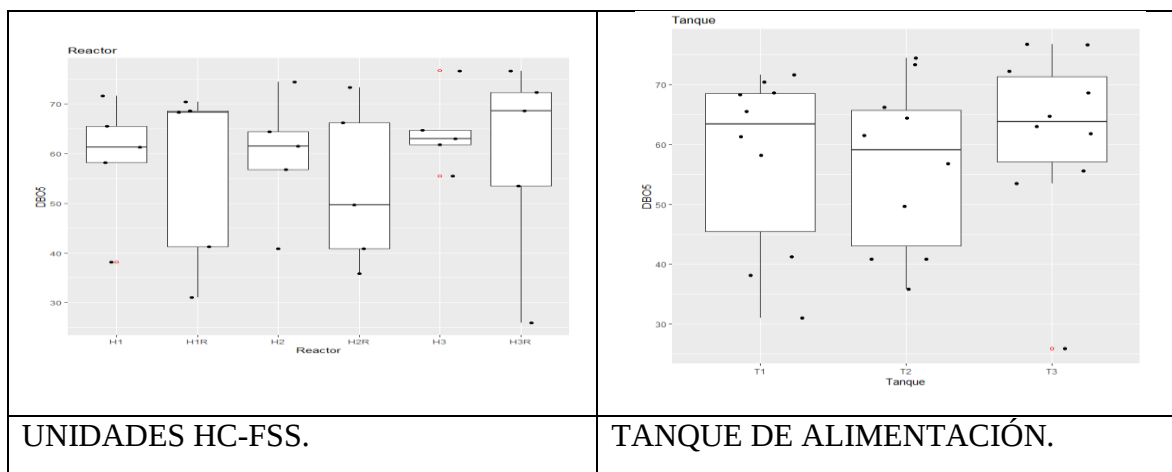


FIGURA 22 Distribución DBO_5 por HC-FSS.

FIGURA 23 Distribución de DBO_5 por tanque de alimentación.

Con respecto a los valores incluido en el anexo 3 en términos de DBO_5 se grafican y reportan en la figura 21, en la cual se observan unas fluctuaciones en los porcentajes de remoción, en donde se presenta los picos de mayor remoción en los muestreos 1 y 5 tanto en el afluente como en el efluente de los 6 sistemas, esta variabilidad debe estar directamente relacionada a factores como el crecimiento y estabilización de población microbiana presente en cada uno de los sistemas. (Vymazal, J., 2009)

Las figuras 22 y 23 nos indican que hay una tendencia de la dispersión de los datos en los HCFSS con respecto a sus réplicas, además la dispersión de los datos con respecto a los tanques de alimentación. La eliminación promedio obtenida en los 6 sistemas reportados en la tabla 16 es del 58.5 %, en los sistemas H3 y H2 se presentaron los mayores porcentajes de eliminación con un 64.33 % y 59.56 % respectivamente, En cuanto a promedios de eliminación por configuraciones de siembra se presenta una mayor eliminación en la configuración PHA la cual obtiene un 61.85 %, con respecto a la configuración P_H es mayor en un 4.42% y en 5.49% con respecto a H_P.

Es importante indicar que durante el periodo de muestreo no se presentaron valores negativos, de lo cual determina que durante las condiciones del estudio no se presentaron cortos circuitos en los reactores.

Según la literatura algunos autores como (Renou, S, 2007; Yalcuk, A, Aysenur, U., 2009; Vymazal, J., Kröpfelová, L., 2009) han reportado eliminaciones entre el 80 – 90 %, valores mayores a los reportados en este estudio. La diferencia en los valores se puede dar al corto periodo de seguimiento el cual no permitió que las plantas cumplieron por completo su fase de adaptación, crecimiento y población en cada uno de los reactores, además la etapa de desarrollo de los microorganismos aún se encontraba en proceso, es de vital importancia resaltar que los resultados obtenidos son muy buenos debido a la alta concentración que se presenta en los lixiviados, además la eliminación suele ser baja durante el procedimiento de

arranque de los sistemas, y generalmente durante los dos primeros meses, los cuales están asociados a la generación y estabilización de los consorcios microbianos (Yalcuk & Ugurlu, 2009).

Los resultados de eliminación de los humedales H3 y H3R se pueden deberse a la sinergia entre las funciones en respuesta a la diversidad biológica, debido a que la presencia de diversas especies logra proveer una mejor eficiencia en la distribución de la biomasa a nivel radicular y favorece una mayor cantidad de hábitats para diversas poblaciones microbianas que facilitan la degradación de contaminantes y la predación bacteriana (Karathanasis *et al.*, 2003), procesos que ocurren en todo el sistema, a causa de la compensación temporal y espacial en crecimiento de las plantas, la distribución de la raíz en sus distintas formas y la preferencia de nutrientes por parte de cada una de las especies (Bulc, 2006).

El rendimiento de los sistemas fue bueno en términos de porcentaje de remoción y si lo llevamos al cumplimiento de la norma colombiana 0631 del 2015 (200 mg/L DBO₅), los sistemas cumplen excepto el primer muestreo en los humedales H1R, H2R y H3R, después del segundo muestreo los valores dan cumplimiento a la norma Colombiana.

7.3.2 Demanda química de oxígeno (DQO)

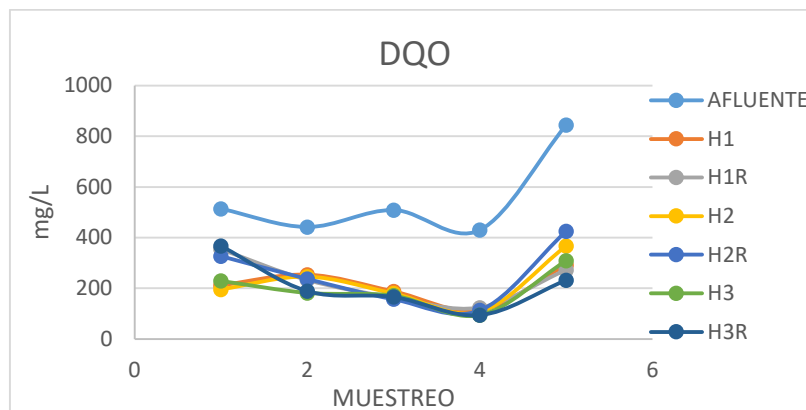
A continuación, se presentan los resultados obtenidos en el periodo de estudio en términos de DQO.

Tabla 17 Porcentajes de eliminación de DQO durante el periodo de estudio en el sistema de HC-FSS.

ELIMINACIÓN DQO (%)						
MUESTREO	H1	H1R	H2	H2R	H3	H3R
1	58.75	31.13	61.87	36.38	55.45	28.60
2	42.53	47.29	44.34	46.38	58.82	57.24
3	63.06	67.78	64.64	69.16	66.40	67.39
4	73.72	71.16	75.12	73.72	78.12	78.12
5	65.40	67.65	56.52	49.64	63.39	72.51
PROMEDIO	60.70	57.00	60.50	55.06	64.44	60.77
PROMEDIO POR CONFIGURACIÓN	58.85		57.78		62.60	

A continuación, se presentan el comportamiento de la DQO en los sistemas de HC-FSS.

FIGURA 24 Comportamiento de la DQO en los sistemas de HC-FSS.



En cuanto a los resultados de la DQO, los valores del anexo 4 nos reporta la figura 24 la cual nos indica que no existe una tendencia clara en cuanto al aumento o disminución de los porcentajes entre cada muestreo, la única tendencia clara es que entre el muestreo 4 y 5 existe un leve aumento, lo cual difiera que en este periodo los sistemas aún no se ha estabilizado, la fluctuación en la eficiencia de remoción de la DQO se le atribuye a diversos factores como: la variabilidad en las concentraciones del lixiviado, la actividad metabólica o cometabolismo de las diferentes poblaciones microbianas al interior de los sistemas, la composición del lecho de soporte (grava) que puede influir sobre otros mecanismos para la remoción, como son la adsorción y la precipitación, y también sobre las propias interacciones entre las variables fisicoquímicas de los humedales, el sustrato y la biopelícula (Akratos & Tsihrintzis, 2007)

En la tabla 17 el porcentaje de eliminación promedio es de 59.74% en los 6 sistemas, la configuración de siembra en la cual se obtuvo mejores resultados fue la PHA con el 62.60% presentando un 4.82% mayor que la configuración H_P y un 3.75% con P_H, con estos promedios podemos determinar que el tratamiento del lixiviado es bueno ya que la tendencia de las eliminaciones es a aumentar esto con el desarrollo de la biopelícula y la maduración del sistema, (Yalcuk, A, Aysenur, U., 2009), además debido al posible crecimiento de las raíces densas y plumosas que favorecen la adhesión de las comunidades de bacterias degradadoras de la materia orgánica y actúan como filtros de material particulado, en la grava utilizada la comunidad microbiana da facilidad a este proceso; la grava puede incluso remover pequeños materiales, entre ellos bacterias patógenas presentes en aguas con valores de flujo bajo (Montoya, J., *et al.*, 2011).

El configuración de siembra PHA por los resultados obtenidos se puede afirmar que existe una alta interacción de especie a especie, dicha interacción tiene efectos significativos en los resultados obtenidos esto se puede dar debido a que existe un mejor funcionamiento del ecosistema y por ende una mejora en los resultados (Hooper *et al.*, 2005), se puede también indicar que la distribución normal reportada en el anexo 5 muestra una menor dispersión de los datos en la configuración PHA.

La interacción de las plantas pudieron haber generaron un efecto físico que ayudaron la degradación de la DQO, al desarrollar una reacción aerobia en los micro sitios de la

superficie de las raíces de las plantas, además de la estabilización de la superficie del sustrato en cuanto a posición y distribución en el reactor, estas proporcionan buenas condiciones de filtración y mejora las condiciones del área superficial para el crecimiento de los microorganismos adheridos a sus raíces (Kadlec & Wallace, 2009; Yalcuk & Ugurlu, 2009), Además de ayudar en la degradación por vías anaerobias: fermentación y sulfato reducción (Brix, 1994).

En cuanto al cumplimiento de la normatividad Colombiana el lixiviado saliente de los sistemas este cumple con los parámetros establecidos por la resolución 0631 del 2015 en todos los puntos de muestreo.

7.3.3 Relación DBO₅/DQO

A continuación, se presentan los resultados obtenidos en el periodo de estudio en término de la relación DBO₅/DQO.

Tabla 18 Relación DBO₅/DQO a largo del periodo de estudio en el sistema de HC-FSS.

DBO ₅ /DQO							
MUESTREO	AFLUENTE	H1	H1R	H2	H2R	H3	H3R
1	0.65	0.66	0.65	0.66	0.66	0.65	0.68
2	0.59	0.64	0.66	0.63	0.65	0.55	0.65
3	0.65	0.68	0.64	0.66	0.71	0.68	0.63
4	0.62	0.67	0.64	0.64	0.63	0.66	0.66
5	0.65	0.65	0.63	0.65	0.65	0.66	0.66
PROMEDIO	0.63	0.66	0.64	0.65	0.66	0.64	0.65
PROMEDIO POR CONFIGURACIÓN		0.65		0.65		0.65	

Nota: Las concentraciones del afluente son obtenidas de los 3 tanques de alimentación.

En la tabla 18 se compararon los valores promedios de la disponibilidad de materia orgánica expresada como proporción DBO₅/DQO, los promedios por reactor y por configuración de siembra nos da un relación de 0.65 lo cual nos indica una buena porción biodegradable de la materia orgánica presente en el lixiviado efluente en el sistema de humedales, lo que pudo implicar una presencia materia orgánica biodegradable como fuente de carbono para los microorganismos utilizada para realizar sus funciones metabólicas (Faulwetter *et al.*, 2009).

Este valor nos indica la biodegradabilidad del carbono orgánico, factor que clasifica al efluente dentro de un relleno sanitario no presenta una etapa acetogénica, que se caracteriza por la degradación de los ácidos orgánicos, esto nos indica que el lixiviado aún posee condiciones y características para poder ser tratado por medios biológicos (Renou *et al.*, 2008), esto lo podemos determinar indicando que la proporción DBO₅/DQO fue mayor en el afluente que el efluente.

El aumento de la relación DBO_5/DQO como consecuencia, cuando está activa la fase acetogénica, como es el caso de los rellenos sanitarios puestos en marcha recientemente, se forma un lixiviado joven altamente biodegradable ($DBO_5/DQO > 0.5$). Pero a medida que pasa el tiempo, los compuestos orgánicos decrecen más rápidamente que los inorgánicos generando un LX viejo en fase metanogénica, los valores obtenidos nos indican que el lixiviado aun es altamente biodegradable y que bajo las condiciones de estudio es posible llevar a cabo un tratamiento por medio de los humedales construidos debido a que es bajo la presencia de constituyentes orgánicos bioresistentes.

7.3.4 Sólidos suspendidos totales SST

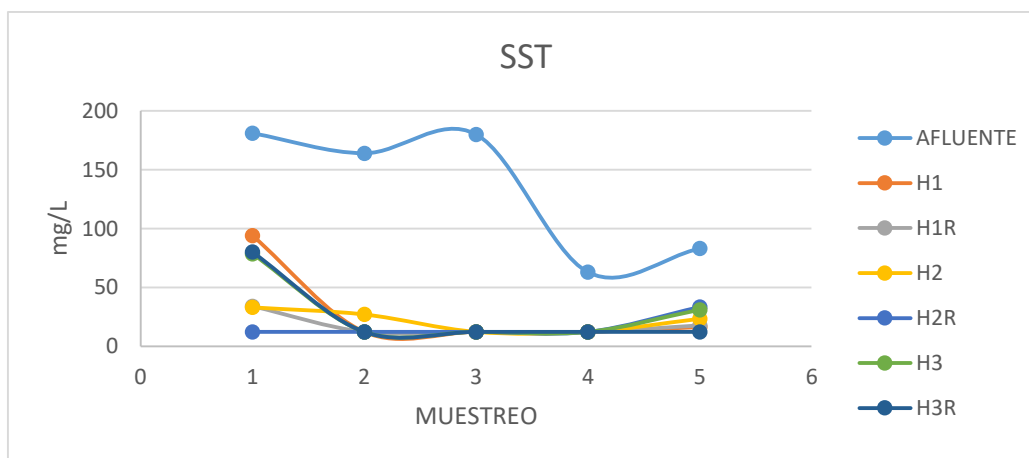
A continuación, se presentan los resultados obtenidos en el periodo de estudio en términos de SST.

Tabla 19 Eliminación de SST durante el periodo de estudio en el sistema de HC-FSS.

PORCENTAJE DE ELIMINACIÓN DE SST						
MUESTREO	H1	H1R	H2	H2R	H3	H3R
1	48.07	81.22	81.77	93.26	56.63	55.80
2	92.56	92.56	83.54	92.56	92.56	92.56
3	93.22	93.22	93.22	93.22	93.22	93.22
4	80.63	80.63	80.63	80.63	80.63	80.63
5	80.36	78.67	71.93	59.88	62.65	85.30
PROMEDIO	78.97	85.26	82.22	83.91	77.14	81.50
PROMEDIO POR CONFIGURACIÓN	82.12		83.06		79.32	

A continuación, se presentan el comportamiento de los SST en los sistemas de HC-FSS.

FIGURA 25 Comportamiento de los SST en los sistemas de HC-FSS.



Con respecto a los SST, según los valores del anexo 6 y reportados en la figura 25 existe una eliminación importante de SST en los 6 sistemas, en las 3 configuraciones el valor promedio reportado es de 81.5 %, la configuración que presenta mejor promedio es la H_P con un 83.06%, 3.74% mayor a la configuración PHA y 0.94% de P_H, Los porcentajes de remoción obtenidos son similares a los encontrados en algunos estudios que indican que las remociones en humedales están en el rango de alrededor de 17 - 88% (Wojciechowska *et al.*, 2010) produciendo efluentes con concentraciones inferiores a 10 mg/L (Londoño & Marín, 2009), los resultados obtenidos son muy buenos debido al tipo de muestra que se está tratando, en los humedales construidos el principal mecanismo de eliminación es el tratamiento físico, en donde son eliminadas las partículas sedimentables y ocurre un acondicionamiento de las partículas a degradar mediante una disminución del tamaño de los sólidos suspendidos gruesos y el aumento de oxígeno disuelto por aireación en los procesos metabólicos de las plantas que ocurren en las raíces. (Mendoza & López, 2004).

Contrario a los valores de DBO₅ y DQO La remoción de sólidos suspendidos en promedio fue mayor en los reactores H1, H1R y H2, H2R además que existe mayor dispersión de los datos en los reactores H3 y H3R según el anexo 7, esto se puede dar por la influencia tanto por el aumento de la cobertura y el desarrollo de las plantas y sus raíces, como por el aumento de biomasa en el medio de soporte de las celdas, potenciando los procesos de filtración y sedimentación que son los principales mecanismos por los cuales son eliminados los sólidos, (Caselles-Osorio *et al.*, 2007; Vymazal *et al.*, 1998),

En la figura 25 se evidencia una tendencia ascendente en los primeros tres muestreos, con altos porcentajes de eliminación, pero a partir del cuarto se presenta una pequeña disminución, esto puede deberse al aumento poblacional de las macrófitas usadas en los sistemas, como lo indica (Ayllon, 2014), hay aumento de sólidos por la descomposición de rizomas y raíces en las zonas subterráneas e igualmente por la descomposición de algas, hongos y bacterias existentes en el medio.

La materia en suspensión (MES) o los sólidos suspendidos, quedan retenidos en los humedales mediante la filtración del medio granular y por precipitación. Altos tiempos de retención hidráulicos (3-10 días), permiten eliminar el 100% de los sólidos totales presentes en las aguas servidas (Vymazal *et al.*, 1998). En los HCFSS la mayor parte de la eliminación de sólidos ocurre cerca de la zona de entrada, la eliminación de sólidos alcanza eficiencias de más del 90% (Aguirre, 2004). Estos sólidos quedan retenidos en un 99% en el espacio intersticial mientras que solo un 1% de estos se adhieren a la grava (Caselles Osorio *et al.*, 2007), esta afirmación nos puede indicar que al no presentarse una misma especie en la entrada los porcentajes de eliminación hayan sido menores en los humedales H3 y H3R ya que hay mayor espacio intersticial por la variedad y forma de las raíces de las macrófitas.

Podemos determinar que los resultados obtenidos dan cumplimiento a la resolución 0631 del 2015 en todos los puntos de muestreo (400 mg/l).

7.3.5 Nitratos (NO_3^-)

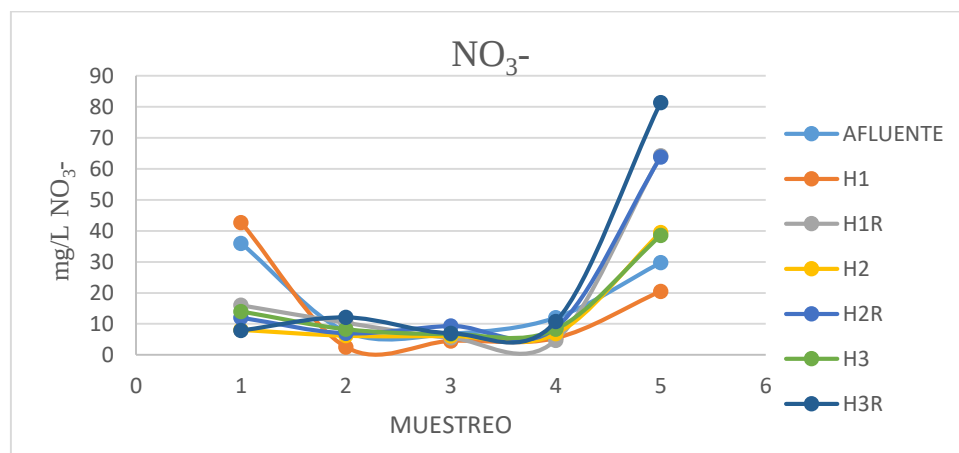
A continuación, se presentan los resultados obtenidos en el periodo de estudio en términos de NO_3^- .

Tabla 20 Porcentajes de eliminación de NO_3^- durante el periodo de estudio en el sistema de HC-FSS.

PORCENTAJE DE ELIMINACIÓN DE NITRATOS NO_3^-						
MUESTREO	H1	H1R	H2	H2R	H3	H3R
1	-18.61	55.56	77.50	66.67	61.11	78.08
2	66.80	-37.58	17.66	7.44	-9.69	-60.69
3	34.11	19.47	9.66	-36.60	1.90	-2.34
4	54.92	60.83	43.17	27.08	31.25	10.58
5	31.00	-116.09	-32.95	-114.74	-29.59	-173.98
PROMEDIO	33.64	-3.56	23.01	-10.03	11.00	-29.67
PROMEDIO POR CONFIGURACIÓN	15.04		6.49		-9.34	

A continuación, se presentan el comportamiento de los NO_3^- en los sistemas de HC-FSS

FIGURA 26 Comportamiento de la NO_3^- en los sistemas de HC-FSS.



En la tabla 20 se observan los diferentes porcentajes de remoción de nitratos de cada configuración de siembra, presentando una remoción promedio de 15.04%, 6.49% y -9.34% para las configuraciones P_H, H_P y PHA respectivamente.

Con los datos reportados en el anexo 8 se presenta la figura 26 en donde se observa una gran variación de muestreo a muestreo, en los casos donde las remociones son negativas, indica que el porcentaje de nitratos aumenta dentro del sistema, es decir se genera un proceso de nitrificación de los compuestos amoniacales, pero este proceso es limitado debido a las condiciones anaeróbicas típicas en los humedales; y cuando las remociones son positivas la

eliminación de nitratos está relacionada más con el proceso de desnitrificación, este proceso se ve favorecido por condiciones anóxicas, presencia de materia orgánica y pH entre 7 y 8 unidades (Vera *et al.*, 2010), lo que se ratifica con los valores obtenidos de pH en el presente estudio (Anexo 1). Esto puede deberse a la nitrificación y desnitrificación simultánea que pueden tener lugar en la matriz de raíces debido al desarrollo de micro-zonas aeróbicas y anóxicas (Nivala *et al.*, 2007).

Los principales mecanismos responsables de la eliminación de nitrógeno (ion amonio - nitratos) en humedales construidos son: la asimilación por parte de la planta, la acumulación en el medio filtrante (asimilación microbial), nitrificación-desnitrificación y el Anammox (Vymazal, 2007).

En la configuración PHA, la eliminación promedio es negativa lo cual nos indica que en esta configuración prevalece la nitrificación, a diferencia de las otras dos configuraciones. Sin embargo, también hay otros procesos que contribuyen a la eliminación como la adsorción del amonio y la asimilación realizada por las plantas y la adsorción en el sustrato. En los humedales horizontales puesto que la transferencia de oxígeno es baja y hay pocas zonas aeróbicas, la nitrificación no es destacable (García, J., & Corzo, A., 2008).

Se registraron eficiencias negativas en la eliminación de NO_3^- en las dos Q evaluadas; esto también fue reportado por Akratos y Tsihrintzis (2007), y Chung *et al.* (2008). En este sentido, bajo la Q de $0.02 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, las eficiencias en la eliminación de NO_3^- fueron de -24 y -0.2% para los microcosmos plantados y controles, respectivamente. Estas diferencias fueron además significativas ($P < 0.05$). Mientras que bajo la Q de $0.05 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, las eficiencias de eliminación de NO_3^- sólo fueron negativas en los microcosmos plantados (-3.4%). En los microcosmos sin plantar, esta eficiencia fue de 16.8%. Sin embargo, estas diferencias no fueron estadísticamente significativas ($P < 0.05$).

El incremento de las concentraciones de NO_3^- para la Q de $0.02 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (figura 5) indicó la nitrificación del amonio a nitrato, lo cual pudo verse favorecido por las menores concentraciones de materia orgánica en los tratamientos con la menor Q ($0.02 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$) y el consecuente mayor crecimiento de bacterias autótrofas (nitrificantes) (Münch *et al.*, 2005). En contraste, los tratamientos bajo la Q de $0.05 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ (que registró mayores concentraciones de materia orgánica) presentaron menores concentraciones de nitratos tanto en el humedal plantado como en el humedal sin plantar. Lo cual, de acuerdo con los resultados de E_n , pudo estar asociado con la predominancia de un medio más anóxico, donde la desnitrificación influencia la presencia de nitratos.

De acuerdo con Richter (1971), el nitrato es la fuente más importante de N para los organismos autótrofos, y se encuentra en cantidades relativamente pequeñas en el suelo o bien en el agua; cuando el suministro de NO_3^- es inadecuado, las plantas superiores e inferiores pueden generalmente sustituirlo por N amoniacal (NH_4^+). En este sentido, los resultados de concentración efluente de nitratos sugieren que la *Heliconia psittacorum* no asimiló nitratos como su fuente principal de N. Este mismo autor explica que la principal forma de N exudado por la planta es el N orgánico (*e.g.* aminoácidos), aunque ellas también pueden aportar iones de nitratos al medio, lo cual ayuda a explicar por qué se obtuvieron concentraciones ligeramente mayores de nitratos en los efluentes de los biorreactores plantados.

Los resultados también indicaron una mejor eliminación de N al aumentar los TRH de 1.0 a 2.5 días, lo que se traduce en una eliminación del 56.7 y 48.3% del N total afluente en las unidades plantadas y sin plantar, respectivamente.

7.3.6 Nitrógeno amoniacal (NH_3 -)

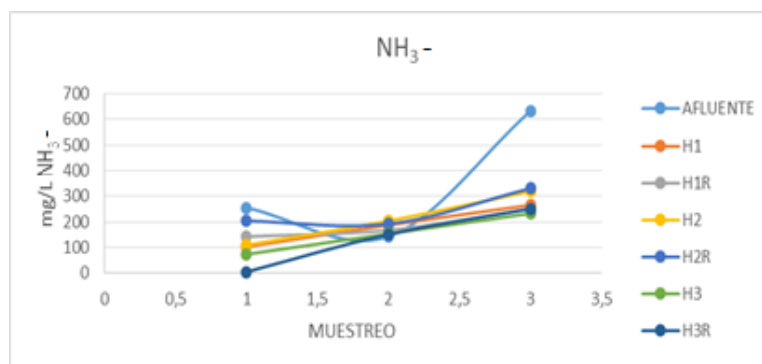
A continuación, se presentan los resultados obtenidos en el periodo de estudio en términos de NH_3 .

Tabla 21 Porcentajes de eliminación de NH_3 - durante el periodo de estudio en el sistema de HC-FSS.

PORCENTAJE DE ELIMINACIÓN DE NITRÓGENO AMONIAAL NH_3 -						
MUESTREO	H1	H1R	H2	H2R	H3	H3R
1	59.49	43.92	56.86	20.00	70.98	97.80
2	-31.47	-17.48	-42.66	-34.27	-7.69	-6.29
3	57.92	60.30	49.38	47.64	63.14	60.30
PROMEDIO	28.65	28.91	21.20	11.13	42.14	50.60
PROMEDIO POR CONFIGURACIÓN	28.78		16.16		46.37	

A continuación, se presentan el comportamiento de los NH_3 - en los sistemas de HC-FSS

FIGURA 27 Comportamiento de NH_3 - en los sistemas de HC-FSS.



En la tabla 20 se observan los diferentes porcentajes de remoción de nitratos de cada configuración de siembra, presentando una remoción promedio de 15.04%, 6.49% y -9.34% para las configuraciones P_H, H_P y PHA respectivamente.

Con los datos reportados en el anexo 8 se presenta la figura 26 en donde se observa una gran variación de muestreo a muestreo, en los casos donde las remociones son negativas, indica que el porcentaje de nitratos aumenta dentro del sistema, es decir se genera un proceso de nitrificación de los compuestos amoniacales, pero este proceso es limitado debido a las condiciones anaeróbicas típicas en los humedales; y cuando las remociones son positivas la eliminación de nitratos está relacionada más con el proceso de desnitrificación, este proceso se ve favorecido por condiciones anóxicas, presencia de materia orgánica y pH entre 7 y 8 unidades (Vera et al., 2010), lo que se ratifica con los valores obtenidos de pH en el presente

estudio (Anexo 1). Esto puede deberse a la nitrificación y desnitrificación simultánea que pueden tener lugar en la matriz de raíces debido al desarrollo de micro-zonas aeróbicas y anóxicas (Nivala et al., 2007).

Los principales mecanismos responsables de la eliminación de nitrógeno (ion amonio - nitratos) en humedales construidos son: la asimilación por parte de la planta, la acumulación en el medio filtrante (asimilación microbial), nitrificación-desnitrificación y el Anammox (Vymazal, 2007).

En la configuración PHA, la eliminación promedio es negativa lo cual nos indica que en esta configuración prevalece la nitrificación, a diferencia de las otras dos configuraciones. Sin embargo, también hay otros procesos que contribuyen a la eliminación como la adsorción del amonio y la asimilación realizada por las plantas y la adsorción en el sustrato. En los humedales horizontales puesto que la transferencia de oxígeno es baja y hay pocas zonas aeróbicas, la nitrificación no es destacable (García, J., & Corzo, A., 2008).

Gutierrez (2011) registró eficiencias negativas en la eliminación de NO_3^- en dos sistemas de humedales, donde trabajaron dos microcosmos con y sin plantar, lo cual indicó que las eficiencias de eliminación de NO_3^- sólo fueron negativas en los microcosmos plantados (-3.4%). En los microcosmos sin plantar, esta eficiencia fue de 16.8%. Sin embargo, estas diferencias no fueron estadísticamente significativas ($P < 0.05$).

El incremento de las concentraciones de NO_3^- para la Q de $0.02 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (figura 5) indicó la nitrificación del amonio a nitrato, lo cual pudo verse favorecido por las menores concentraciones de materia orgánica en los tratamientos con la menor Q ($0.02 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$) y el consecuente mayor crecimiento de bacterias autótrofas (nitrificantes) (Münch et al., 2005). En contraste, los tratamientos bajo la Q de $0.05 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ (que registró mayores concentraciones de materia orgánica) presentaron menores concentraciones de nitratos tanto en el humedal plantado como en el humedal sin plantar. Lo cual, de acuerdo con los resultados de Eh, pudo estar asociado con la predominancia de un medio más anóxico, donde la desnitrificación influencia la presencia de nitratos.

De acuerdo con Richter (1971), el nitrato es la fuente más importante de N para los organismos autótrofos, y se encuentra en cantidades relativamente pequeñas en el suelo o bien en el agua; cuando el suministro de NO_3^- es inadecuado, las plantas superiores e inferiores pueden generalmente sustituirlo por N amoniacal (NH_4^+). En este sentido, los resultados de concentración efluente de nitratos sugieren que la *Heliconia psittacorum* no asimiló nitratos como su fuente principal de N. Este mismo autor explica que la principal forma de N exudado por la planta es el N orgánico (e.g. aminoácidos), aunque ellas también pueden aportar iones de nitratos al medio, lo cual ayuda a explicar por qué se obtuvieron concentraciones ligeramente mayores de nitratos en los efluentes de los biorreactores plantados.

7.4 EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE METALES PESADOS

7.4.1 Plomo (Pb)

A continuación, se presentan los resultados obtenidos en el periodo de estudio en término de Pb.

Tabla 22 Resultados de Pb a lo largo del periodo de estudio en el sistema de HC-FSS.

PLOMO (Pb)								
MUESTREO	UNIDAD	AFLUENTE	H1	H1R	H2	H2R	H3	H3R
1	mg Pb/L	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
2	mg Pb/L	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
3	mg Pb/L	0.068	0.068	0.068	0.068	0.068	0.068	0.068
4	mg Pb/L	0.068	0.068	0.068	0.068	0.068	0.068	0.068
5	mg Pb/L	0.074	0.068	0.068	0.068	0.068	0.068	0.068

Según la tabla 22 la mayoría de las concentraciones de Pb obtenidas tanto para el afluente y los efluentes, están por debajo del Límite de Cuantificación del Método (LCM) y por ello no fue posible calcular ni comparar eficiencias de remoción de las tres configuraciones estudiadas. Este límite cambia en el tercer muestreo pasando de 0.01mg Pb/L a 0.068 mg Pb/L debido al proceso de acreditación del laboratorio por parte del IDEAM.

Estos valores se encuentran por debajo de los obtenidos por Betancourt & Martínez (2012) en Girardot Colombia, donde se presentaron valores de Pb menores a 0.5 mg/L para el lixiviado maduro del relleno sanitario “La Recebera”. En Ibagué Colombia, las concentraciones máximas de Pb encontradas por Flórez & Cotes (2006) fueron de 0.013 mg/l y en Yucatán México el Pb encontrado por Montes & Borges (2004) arrojó un valor de 0.03 mg/l valores cercanos a los obtenidos en este estudio, las concentraciones mencionadas son de los valores de los afluentes.

Este aumento en la concentración de plomo a la salida del sistema, solo se observó en el efluente del muestreo 5, sin encontrar afectaciones en las distintas configuraciones de siembra, este suceso se puede inferir que es propio de la actividad interna de la recolección y posterior tratamiento del LX, lo cual puede deberse a que el Pb^{2+} fue consolidado en un principio en la etapa del pre tratamiento o en la laguna de estabilización conjuntamente, es bien sabido que la especiación química de Pb en soluciones acuosas depende del pH (Dean *et al.*, 1972), en soluciones con pH >6 se favorece la precipitación de $Pb(OH)_2$ por medio de del proceso de redox, ya que pasa el Pb^{+2} a un estado de Pb^{+4} el cual se presenta en su estado sólido, por ende precipita, al presentarse valores de pH entre 7.82 – 8.17 en el afluente de los sistemas que a su vez es el efluente de la laguna de estabilización nos puede indicar que se se presenta dicha precipitación del Pb liberado del mucílago que luego es arrastrado por el flujo del agua mostrándose en los resultados del afluente de los humedales.

En el último muestreo la entrada presentó un valor de 0.074mg Pb/L. único valor en el afluente por encima del LCM y con el cual se puede determinar la eficiencia mínima aproximada de remoción para el plomo, utilizando el valor máximo registrado en los efluentes, esta eficiencia fue de 8.11%.

Delgado & Pino, (2015) evaluaron macrófitas *Heliconia psittacorum* y *Cyperus haspan* en monocultivo, donde obtuvieron una eficiencia promedio de remoción para Pb de 5.42% y 15.76% respectivamente tratando lixiviado del relleno sanitario “El Ojito” (Popayán, Cauca).

La normatividad colombiana establece a través de la resolución 0631 de 2015. que el valor límite máximo permisible para el Pb^{+2} en vertimientos puntuales de aguas residuales no domésticas de actividades de tratamiento y disposición de residuos sólidos es de 0.20 mg Pb /L; si lo comparamos con el valor máximo obtenido a la salida de los sistemas utilizados que fue de 0.02 mg Pb /L. todos los sistemas cumplen a cabalidad con lo establecido en la normatividad colombiana y cerca del 37% de los resultados están 98% por debajo del límite máximo permisible, indicando que no representa un riesgo para la fuente receptora ni para la salud humana.

7.4.2 Cadmio (Cd)

A continuación, se presentan los resultados obtenidos en el periodo de estudio en término de Cd.

Tabla 23 Resultados de Cd a lo largo del periodo de estudio en el sistema de HC-FSS.

CADMIO (Cd)								
MUESTREO	UNIDAD	AFLUENTE	H1	H1R	H2	H2R	H3	H3R
1	mg Cd/L	0.021	0.021	0.021	0.021	0.021	0.021	0.021
2	mg Cd/L	0.021	0.021	0.021	0.021	0.021	0.021	0.021
3	mg Cd/L	0.018	0.018	0.018	0.018	0.018	0.018	0.018
4	mg Cd/L	0.018	0.018	0.018	0.018	0.018	0.018	0.018
5	mg Cd/L	0.068	0.018	0.018	0.018	0.018	0.018	0.018

En los resultados obtenidos tanto para el efluente y los afluentes. las concentraciones de Cd están por debajo del Límite de Cuantificación del Método (LCM); A partir del tercer muestreo el LCM disminuye de 0.021 a 0.018 mg Cd/L debido también al proceso de acreditación por parte del IDEAM.

Los valores reportados en el afluente de los sistemas coinciden con las investigaciones de (Nájera *et al.*, 2009) que reporta concentración de metales en lixiviados maduros de diferentes rellenos sanitarios de México, para Cd se reportaron valores de 0.13 y 0.0014 mg/L para los rellenos sanitarios de Borde Poniente y Mérida respectivamente; (Betancourt & Martínez, 2012) en Girardot Colombia presentaron valores de Cd^{2+} menores a 0.01 mg/L; las

concentraciones máximas de Cd^{2+} encontradas por (Flórez & Cotes, 2006) fueron de 0.457 mg/L en el municipio de Ibagué en Colombia.

Debido a las limitaciones dadas por el LMC del método en el laboratorio, para esta variable tampoco es posible identificar cuál configuración es más eficiente en cuanto a la remoción de este contaminante. Aun así, diferentes experiencias a nivel mundial y nacional respaldan el uso de humedales construidos de flujo horizontal subsuperficial para el tratamiento de aguas contaminadas con Cd. entre ellas la de (Kröpfelová *et al.*, 2009), quienes observaron una disminución en la concentración en humedales construidos para Cd de 330 a 100 $\mu\text{g/l}$ (49%). también (Khan *et al.*, 2009). reportaron disminuciones de 620 a 190 $\mu\text{g/L}$ (91.9%). y contrastable en las encontradas por (Lesage *et al.*, 2007). en dos etapas de monitoreo. en una (500 a 400 $\mu\text{g/L}$. 19%) y la otra (600 a 200 $\mu\text{g/L}$. 70%). En Colombia (Cortes, 2014) evaluó el desempeño de 4 humedales subsuperficial de flujo horizontal sembrados con policultivo de las especies nativas tropicales *Gynerium sagittatum*-Gs. *Colocasia esculenta*-Ce y *Heliconia psittacorum*- He para la eliminación de materia orgánica, nutrientes y metales pesados (Cr y Cd). Las eficiencias de eliminación en carga de Cd fueron de 54%, 50%, 27% y 59% para los HC-FSS I al IV.

Todos los resultados obtenidos en los muestreos respecto al Cd cumplen con lo establecido en la resolución 0631 de 2015 del ministerio de ambiente de Colombia donde se establece como el límite máximo permisible en los vertimientos puntuales de aguas residuales no domesticas de tratamiento y disposición de residuos sólidos una concentración de 0.05 mg Cd^{+2}/L y el valor máximo obtenido para la concentración de Cd^{+2} a la salida de los sistemas fue de 0.021 mg/L. mostrando que el 60% de los resultados están 64% por debajo del límite máximo permisible por la normatividad Colombiana.

8. CONCLUSIONES

- ✓ Los humedales evaluados en la presente investigación sembrados con policultivos de *Heliconia psittacorum* y *Cyperus haspan*. mostraron ser sistemas alternativos para el tratamiento de lixiviado de edad maduro de rellenos sanitarios clausurados bajo condiciones tropicales, alcanzando eliminación promedio de materia orgánica (DBO_5 = 58.55% y DQO = 59.74%) además de SST (82.14%). NO_3^- (4.06%) y NH_3 - (30.44%).
- ✓ Las 3 configuraciones no presentan diferencias significativas según las pruebas paramétricas y no paramétricas evaluadas, pero la configuración PHA demostró ser mejor en la eliminación de DBO_5 (61.85%), DQO (62.60%) y NH_3 - (46.36%) comparada con las otras dos configuraciones P_H y H_P basados en la estadística descriptiva de los datos obtenidos.

- ✓ Los resultados reportados por la presente investigación cumplen con los valores máximos permisibles dados por la Resolución 0631 de 2015 para vertimientos de tratamiento y disposición de residuos sólidos (LX).
- ✓ El estudio nos indica que los humedales construidos poseen un alto potencial de uso como alternativa efectiva para el tratamiento LX maduro de rellenos sanitarios clausurados.
- ✓ El presente estudio nos puede inferir que la combinación de las lagunas de estabilización y los humedales pueden aportar a la mitigación de los problemas técnicos, logísticos y económicos que se presentan en el tratamiento de LX de rellenos sanitarios ya clausurados.

9. RECOMENDACIONES

- ✓ Es necesario adicionar a futuras investigación basadas en la misma metodología dos sistemas más sin plantar con el fin de relacionar los porcentajes de eliminación asociados a las especies vegetales en los sistemas de humedales.
- ✓ Se requiere de estudios con un período de operación de los sistemas más prolongado en donde se establezca un periodo mínimo de un año, para así poder determinar unas tendencias del comportamiento de las eliminaciones de los contaminantes a estudiar. este mínimo periodo nos permite analizar el comportamiento de las especies vegetales tanto en su respuesta fisiológica con respecto al desempeño de los humedales y que se produzca al menos una cosecha de las especies vegetales.
- ✓ Realizar estudios con diferentes medios de soporte para así determinar comparaciones e incidencia de este en el en los resultados de eliminación de los contaminantes.
- ✓ Realizar un estudio donde se tengan en cuenta una mayor selección del número de metales pesados a estudiar.
- ✓ Es importante realizar un estudio basado en las mismas características de configuraciones de siembra propuestas en la presente investigación, pero realizarlo con el LX efluente a la laguna anaerobia y determinar la eficiencia de eliminación de los humedales con una carga contaminante mayor a la estudiada.
- ✓ Realizar un estudio de la biomasa de las plantas, para determinar el desempeño de la planta en los procesos de remoción de materia orgánica y metales pesados. además de la influencia que tiene sobre su medio de soporte.

- ✓ Se debe realizar un estudio por medio de trazadores en los sistemas con el fin de determinar los tiempos de retención real y compararlos con los teóricos y verificar el correcto funcionamiento hidráulico de los humedales.

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

Agencia para sustancias toxicas y registro de enfermedades (ATSDR), (2016). Resúmenes de Salud Pública - Plomo (Lead). Disponible en http://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs13.html (visitado el 16 de Marzo del 2016).

Agencia para sustancias toxicas y registro de enfermedades (ATSDR), 2016. Resúmenes de Salud Pública Cadmio (Cadmium). Disponible en http://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs5.html (visitado el 16 de Marzo del 2016).

Akinbile, C., Yusoff, M., Ahmad, Z. (2012). Landfill leachate treatment using sub-surface flow constructed wetland by Cyperushaspan. En: Journal PANTALLA Waste Management. Pp. 1387-1393

Akratos C.S. & Tsihrintzis. V. A. (2007). Effect of temperature. HRT. Vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. Ecological Engineering. Pp.173–191.

APHA (2005). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21st ed. American Public Health Association. Washington. DC.

ATSDR. (2007). Priority list of hazards substances. Us. Department of Health and Human Services. Disponible <http://www.atsdr.cdc.gov/cercla/07list.html>. (Visitado el 19 de Marzo del 2018).

Aulestia, K. (2012). Respuestas fisiológicas de tres especies vegetales nativas sometidas a tratamiento con lixiviado de relleno sanitario.

Avila, S., Nieto, M., Jimenez, D., Osorio, J. (2011). Análisis del impacto generado en un Sistema de Gestión Integral de Residuos Sólidos por el aumento de los residuos asociados al crecimiento de la población a través de Dinámica de Sistemas.

Betancourt, R.A. & Martínez J.A. (2012). Análisis de aprovechabilidad del lixiviado de un relleno sanitario en una ciudad intermedia en Colombia.

Bialowie, A. & Wojnowska-Baryla, I. (2008). The landfill leachate evapotranspiration in soil plant system with reed Phragmitesaustralis. International Journal of Environment and Waste Management. Pp. 526-539.

BIRF- AIF Banco Mundial 2018. Informe del Banco Mundial: Los desechos a nivel mundial crecerán un 70 % para 2050, a menos que se adopten medidas urgentes.

Bonmatí, A. (2008). Gestión y Tratamiento de Residuos Sólidos Urbanos. Disponible en https://www.academia.edu/24855127/CAP%C3%8DTULO_8_GESTI%C3%93N_Y_TRATAMIENTO_DE_RESIDUOS_S%C3%93LIDOS_URBANOS (Visitado el 19 de Marzo del 2018).

Boumechhour, F., Raba, K., Lamine, C., Said, B.M. (2013). Treatment of landfill leachate using Fenton process and coagulation/flocculation. *Water Environ. J.* Pp114 - 119.

Brix, H. (1994a). Functions of macrophytes in Constructed Wetlands. Pp.71–78.

Bul, T.G. (2006). Long term performance of a constructed wetland for landfill leachate treatment. *Ecological Engineering*. Pp. 365–374.

Campos, I. (2000). *Saneamiento Ambiental*. Primera Edición. Editorial Universidad Estatal a Distancia Costa Rica. Pp.133-134.

Cárdenas, A. (2012). Evaluación del desempeño de humedales construidos con plantas nativas tropicales para el tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios. Proyecto fin de Maste Sevilla: Universidad de Sevilla.

Caselles, A., Puigagut, J., Segú, E., Vaello, N., Granés, F., García, D. & García, J. (2007). Solids accumulation in six full-scale subsurface flow constructed wetlands. *Water research*. Pp. 1388-1398.

Chávez, M. & Macias, C. (2012). El manejo de los residuos sólidos municipales: un enfoque antropológico. El caso de San Luis Potosí. México. *ESTUDIOS SOCIALES*. Pp. 239-256.

Clemens, S. (2006). Toxic metal accumulation. Responses to exposure and mechanisms of tolerance in plants. *Biochimie*. Pp.1707.

Cortes, S., Madera, C., Peña, M., Salamanca, E., Lens, P. (2013). Eliminación de DQO, Nitrógeno (TKN, NH_4^+ , NO_3) Y Cr (Vi) en humedales construidos con policultivos tratando lixiviados de rellenos sanitarios a escala piloto. En *Conexao Academia Revista científica sobre residuos sólidos*.

Cortes, A., Madera, C., Peña, M., Peña, S., & Lens, J. (2013). Eliminación de DQO, Nitrógeno (TKN, NH_4^+ , Cr (VI) en humedales construidos con policultivos tratando lixiviados de rellenos sanitarios a escala piloto. *Seminario Internacional GRAL*.

De Feo, G. (2007). Performance of vegetated and non-vegetated vertical flow reed beds in the treatment of diluted leachate. *Journal of Environmental Science and Health*. Pp. 1013- 1020.

Delgadillo, O., Camacho, A., Perez, L., Andrade, M. (2010). Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales. Centro andino para la gestión y uso del agua (Centro Agua), Cochabamba, Bolivia.

Di Iaconi, C., Rossetti, S., Lopez, A. & Ried A. (2011). Effective treatment of stabilized municipal landfill leachates. *Chemical Engineering Journal*. Pp. 1085-1092.

Dietz, A., & Schnoor, J. (2001). Advances in phytoremediation. *Environmental Health Perspectives*. Pp. 163-168.

El, G., Fatma, A. & Kamel, G. (2016). Characterization and biological treatment of pre-treated landfill leachate. *Ecological Engineering*.

Faulwetter, J., (2009). Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: A review. *Ecological Engineering*. Pp.987–1004.

Galletti, A., Verlicchi, P. & Ranieri, E. (2010). Removal and accumulation of Cu, Ni and Zn in horizontal subsurface flow constructed wetlands: contribution of vegetation and filling medium. *The Science of the total environment*. Pp. 97–105.

Garcés, C. (2016). Evaluación de la sustentabilidad del tratamiento de lixiviados de un relleno sanitario utilizando energía solar térmica Universidad de Chile.

García, J. & Corzo A. (2008). Depuración con humedales construidos. Guía práctica de diseño construcción y explotación de sistemas de humedales de flujo subsuperficial. Universidad Politécnica de Cataluña. Barcelona. España. Pp. 99.

García, J., Chiva, J., Aguirre, P., Álvarez, E., Sierra, J. & Mujeriego, R. (2009) Hydraulic behavior of horizontal subsurface flow constructed wetlands with different aspect ratio and granular medium size. En: *Ecological Engineering*. Pp. 177-187.

García, D. & Leal, D. (2006). Desarrollo de un humedal artificial piloto con especies no convencionales para mitigar la contaminación generada por el vertimiento de aguas residuales provenientes del centro de visitantes del parque nacional natural amacayacu – amazonas. Trabajo de grado.

Giraldo, E. (2001). Tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios: avances recientes. *Revista manejo integrado de residuos sólidos urbanos*. Pp. 44-50.

Hoornweg, D. & Bhada, P. (2012). What a waste: a global review of solid waste management. *World Bank Urban development series*.

Huang, W., Zhenyu, W., Qiming, G., Haizhen, W., Wun, J. (2016). Pilot-scale landfill with leachate recirculation for enhanced stabilization. *Biochemical. Engineering Journal*. Pp. 437–445.

Jerez, E. (2007). Revisión bibliográfica El cultivo de las heliconias. *Cultivos Tropicales*, Disponible en: <http://www.redalyc.org/pdf/1932/193215858005.pdf> (visitado 27 Marzo 2020).

Jha, A., Singh, S., Singh, G. & Gupta, P. (2011). Sustainable municipal solid waste management in low income group of cities: a review. *Tropical Ecology* 52 (1). Pp. 123 – 131.

Jimenez, Y., & Fernandez, C. (2015). Tratamiento de lixiviados utilizando humedales construidos y determinación de conductividades hidráulicas en clima tropical. *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*. Pp. 543 – 552.

Kadlec, R. & Wallace, M. (2009). Comparison of free water and horizontal subsurface treatment wetlands. *Ecological Engineering*. Pp. 159-174.

Kamal, M., Ghaly, A. E., Mahmoud, N, Cote, R. (2004). Phytoaccumulation of heavy metals by aquatic plants. *Environment International*. Pp. 1029-1039

Kelley, C., Gaither, K., Baca, A., Cruickshank. B. (2000). Incorporation of phytoremediation strategies into the introductory chemistry laboratory. *Chem Educator*. Pp. 140-143.

Khan, S. (2009). Use of constructed wetland for the removal of heavy metals from industrial wastewater. *Journal of environmental management*. Pp. 34 – 51.

Kjeldsen, P., BarlaZ, M., Rooker, A., Baun, A., Ledin, A., Christensen, T. (2002). Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. *Crit. Rev. Env. Sci. Tec*. Pp. 297-336.

Kröpfelová, L. (2009). Removal of trace elements in three horizontal sub-surface flow constructed wetlands in the Czech Republic. *Environmental pollution* (Barking. Essex: 1987). Pp.1186–94.

Lahora C. (2004). Los humedales artificiales como tratamiento terciario de bajo coste en la depuración de aguas residuales urbanas.

Lara, J. & Mosquera, Y. (2012). Tratamiento de lixiviados mediante humedales artificiales: revisión del estado del arte. *Rev. Tumbaga*. Pp. 74 – 99.

Lenntech Water Treatment & Purification Holding B.V., 2009. Heavy Metals. Disponible en: <http://www.lenntech.com/processes/heavy/heavy-metals/heavy-metals.htm> (Visitado el 25 de Noviembre de 2018).

Lesage, E. (2007). Accumulation of metals in a horizontal subsurface flow constructed wetland treating domestic wastewater in Flanders. Belgium. *The Science of the total environment*. Pp.102–15.

Londoño, L., Londoño, T. & Muñoz, G. (2016). Los riesgos de los metales pesados en la salud humana y animal. *Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustria*, Pp. 145-152.

Lucho, C., Álvarez, M., Beltrán, R., Prieto, F. & Poggi, H. (2005a). A multivariate analysis of the accumulation and fractionation of major and trace elements in agricultural soils in Hidalgo State, Mexico irrigated with raw wastewater. *Environmental International*. Disponible en: 0160- 4120-D 2004 doi:10.1016/j.envint.2004.08.002. (Visitado el 10 de Noviembre de 2018).

Madera, C., Peña, S., Solarte, S., (2014). Efecto de la concentración de metales pesados en la respuesta fisiológica y capacidad de acumulación de metales de tres especies vegetales tropicales empleadas en la fitorremediación de lixiviados provenientes de rellenos sanitarios. *Revista ingeniería y competitividad*.

Mæhlum, T. (1995). Treatment of landfill leachate in on-site lagoons and constructed wetlands. *Water Science and Technology*. Pp.129–135.

Marchand, L., Mench, M., Jacob, D., Otte, M. (2010). Metal and metalloid removal in constructed wetlands. With emphasis on the importance of plants and standardized measurements: A review. *Environmental pollution* (Barking. Essex: 1987). Pp. 47–61.

Marshall, R. & Farahbakhsh, K. (2013). Systems preaches to integrated solid waste management in developing countries. *Waste Management* 33. Pp. 988–1003.

Martínez, D. & Osterrieth, M. (2013). Hydrogeochemistry and pollution effects of an aquifer in Quaternary loess like sediments in the landfilling area of Mar del Plata, Argentina. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, Pp. 9-23.

Masa, M. (2009). Horizontal sub-surface flow constructed wetland with pulsing water level. Water Sci Technol. 48(5): Pp 143-148.

Mayes, W., Batty, L., Younger, P., Jarvis, A. (2009). Wetland treatment at extremes of pH: a review. *The Science of the total environment*, 407(13). Pp. 3944–57.

Metcalf & Eddy, INC. (1991). *Wastewater Engineering. Treatment, Disposal and Reuse*. Mc. Graw Hill Book, Co.

Montero, L. & Salazar, J. (2018). Estudio de humedales artificiales para la eliminación de nitrógeno en lixiviados provenientes de la disposición final de residuos sólidos municipales.

Mendoza, P. & Lopez, V. (2004). Estudio de la calidad del lixiviado del relleno sanitario la esmeralda y su respuesta bajo tratamiento en filtro anaerobio piloto de flujo ascendente.

Mosquera, J. & Lara, J. (2012) Tratamiento de lixiviados mediante humedales artificiales: revista Tumbaga. Pp. 73-99.

Nájera, H., Castañón, J., Figueroa, J. & Rojas, M. (2009). Caracterización y tratamiento físicoquímico de lixiviados maduros producidos en el sitio de disposición final de Tuxtla Gutiérrez. Chiapas. México., Simposio iberoamericano de ingeniería de residuos.

Navarro, J., Aguilar, L., López, J. R. (2007). Aspectos bioquímicos y genéticos de la tolerancia y acumulación de metales pesados en plantas. *Ecosistemas*. Pp. 10-25.

Nivala, J., Hoos, M., Wallase, S. & Cross, C. (2007). Treatment of landfill leachate using an aerated. Horizontal subsurface-flow constructed wetland. *The Science of the total environment*. Pp.19–27.

Noguera, K. & Olivero, J. (2010): los rellenos sanitarios en Latinoamérica: caso Colombiano. Pp. 347-356.

Pablos, M., Martini, F., Fernández, C., Babín, M., Herraiz, I., Miranda, J., Martínez, J., Carbonell, G., San-Segundo, L., García hortigüela, P., Tarazona, J. (2011). Correlation between physicochemical and ecotoxicological approaches to estimate landfill leachates toxicity. *Waste Manag*. Pp. 1841-1847.

Pilon-Smits, E. (2005). Phytoremediation. *Annual review of plant biology*. Pp.15–39.

Poma, P. (2008). Intoxicación por plomo en humanos. *Anales de la Facultad de Medicina*. Pp. 120-126.

Raco, B. Dotsika, E., Battaglini, R., Bulleri, E., Doveri, M., Papako, K. (2013). A Quick and Reliable Method to Detect and Quantify Contamination from MSW Landfills: a Case Study. *Water Air Soil Poll.* Pp. 1-18.

Ragle, N., Kissel, J., Ongerth, J., Dewalle, F, (1995). Composition and Variability of Leachate from Recent and Aged Areas within a Municipal Landfill. *Water Environ.* Pp. 238-243.

Ramírez, D., Castillo, R., Méndez, R., Sauri, R., Barceló, M., Marrufo, M. (2013). Determination of organic compounds in landfill leachates treated by Fenton–Adsorption. *Waste*. Pp.390-395.

Renou, S., Givaudana, G., Poulaina, S., Dirassouy F., Moulin, P. (2008). Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of hazard ous materials*. 150(3). Pp.468–493.

Rodríguez A. (2003) C. Humedales construidos. Estado del arte (I). En: Ingeniería Hidráulica y Ambiental, vol. XXIV.

Segovia Aseo. (26 de 11 de 2013). Segovia aseo E.S.P. <http://www.segoviaaseo.com/ultimasnoticias/49-manejo-de-lixiviados-en-el-relleno-sanitario.htm> (Visitado el 10 de Noviembre de 2017).

Seidel K. (1965). New methods for groundwater recharge in Krefeld– Part 2: hydrobotanical treatment method. In German. Pp. 831-833.

SSPD (Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios), (2017). Situación de la Disposición Final de Residuos Sólidos en Colombia. Bogotá D.C., Colombia.

SSPD (Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios), (2018). Situación de la Disposición Final de Residuos Sólidos en Colombia. Bogotá D.C., Colombia.

Thangavel, P., Subhram, C. V. (2004) . Phytoextraction - Role of hyper accumulators in metal contaminated soils. Proceedings of the Indian National Science Academy. Part B. Pp. 109-130

Urzelai, A., Cagigal, E., Antepara, M., Bonilla, A., Gurtubay, K. (2001) Potencial de fitorremediación de especies vegetales. Tratamiento de suelos contaminados con metales. LABEIN, centro tecnológico.

Vera, I., García, J., Sáez, K., Moragas, L. & Vidal, G. (2011). Performance evaluation of eight years' experience of constructed wetland systems in Catalonia as alternative treatment for small communities. Ecological Engineering. Pp. 364–371.

Vergara, S. & Tchobanoglous, G. (2012).Municipal solidwaste and theenvironment: a global perspective. *Ann. Rev. Environ. Res.* (37) Pp. 277–309.

Vymazal, J. (2007). Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *The Science of the total environment*. Pp.48–65.

Vymazal, J. & Kröpfelová L. (2009). Removal of organics in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: a review of the field experience. *The Science of the total environment*. Pp. 391 22.

Vymazal, J., Brix, H., Coope, P., Green, M. & Haberl, R. (1998). Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe. Backhuys Publishers Leiden the Netherlands.

Vymazal, J. (1995). Constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic state of the art. *Water Science and Technology*. Pp. 357-364.

Vymazal, J. (2009). The use of constructed wetlands with horizontal subsurface flow for various types of wastewater. *Ecological Engineering*. Pp. 117 - 123.

Vymazal, J., Masa, M. (2003). Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecological Engineering*. Pp.478–490.

Watanabe, M. (1997). Phytoremediation on the brink of commercialization. *Environmental Science & Technology*. Pp. 182-186.

Watson, J., Reed, S., Kadlec, R., Knight, R., Whitehouse, A. (1989). Performance Expectations and loading Rates for Constructed Wetlands. *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. Municipal, Industrial and Agricultural*. Lewis Publishers ed. Chelsea: Hammer D.A.

Wiszniewski, J., Robert, D., Surmacz-Gorska, J., Miksch, K., Weber, J. (2006). Landfill leachate treatment methods: A review. *Environ. Chem.* Pp. 51-61.

Wittgren, H. & Maehlum, T. (1997). Wastewater treatment wetlands in cold climates, *Water Science and Technology*. Pp. 45-53.

Wojciechowska, E., Wojciechowska, M., Gajewska, S., Waara, H., Obarska Pempkowiak, P., Kowali, A., Albuquerque, P., Randerson. (2010) Treatment of land fil leachate by constructed wetlands, Faculty of Civil and Environmental Engineering, Gdansk University of Technology, Narutowicza. Pp. 80-233.

Yalcuk, A., Ugurlu, A. (2009). Comparison of horizontal and vertical constructed wetland systems for landfill leachate treatment. *Bioresource Technology*. Pp. 2521–2526.

Yañez, T. (2018). Influencia del pH en la eficiencia del tratamiento de aguas residuales en humedales construidos de flujo vertical.

Zafra, C. (2009). Metodología de Diseño para la recogida de Residuos Sólidos Urbanos mediante Factores Punta de Generación: Sistemas De Caja Fija, Red de Ingeniería de Saneamiento Ambiental, II Simposio I Iberoamericano de Ingeniería de Residuos.

ANEXOS

Anexo 1. Unidades de pH a lo largo del periodo de estudio en el sistema de HC-FSS.

UNIDADES DE pH								
MUESTREO	UNIDAD	AFLUENTE	H1	H1R	H2	H2R	H3	H3R
1	UNIDAD DE pH	8.08	7.24	7.32	7.34	7.33	7.32	7,21
2	UNIDAD DE pH	8.09	7.12	7.23	7.33	7.24	7.26	7.20
3	UNIDAD DE pH	7.82	7.52	7.20	7.28	7.30	7.24	7.25
4	UNIDAD DE pH	8.02	7.47	7.31	7.17	7.54	7.54	7.52
5	UNIDAD DE pH	8.17	7.43	7.55	7.51	7.45	7.48	7.38
PROMEDIO		8.036	8.04	7.36	7.32	7.33	7.37	7.37
PROMEDIO POR CONFIGURACION			7.34		7.35		7.34	

Anexo 2 Comportamiento de la temperatura en los sistemas de HC-FSS

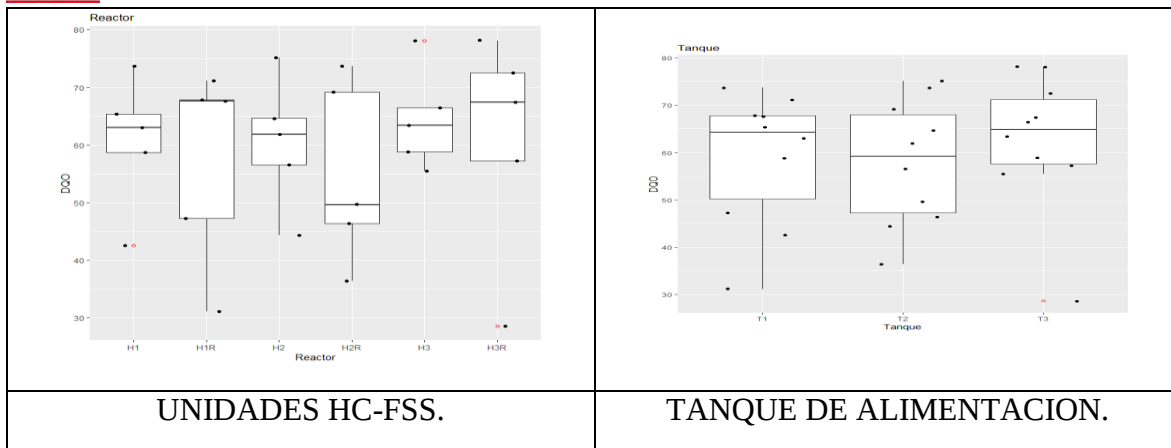
Anexo 3. Resultados de la DBO₅ a largo del periodo de estudio en el sistema de HC-FSS.

DEMANDA BIOLOGICA DE OXIGENO (DBO ₅)								
MUESTREO	UNIDAD	AFLUENTE	H1	H1R	H2	H2R	H3	H3R
1	mg/L O ₂	335	140	231	129	215	149	248
2	mg/L O ₂	262	162	154	155	155	100	122
3	mg/L O ₂	331	128	105	118	112	117	104
4	mg/L O ₂	267	75.9	79.1	68.4	71.2	62.3	62.4
5	mg/L O ₂	548	189	172	237	276	203	152
	PROMEDIO	348.6	138.98	148.22	141.48	165.84	126.26	137.68
	DESVIACION	116.63	42.23	59.37	61.96	81.43	53.09	69.68
	MINIMO	262.00	75.90	79.10	68.40	71.20	62.30	62.40
	MAXIMO	548.00	189.00	231.00	237.00	276.00	203.00	248.00
	COEFICIENTE	33.46%	30.38%	40.05%	43.79%	49.10%	42.04%	50.61%

Anexo 4. Tabla Resultados de la DQO a largo del periodo de estudio en el sistema de HC-FSS

DEMANDA QUIMICA DE OXIGENO								
MUESTREO	UNIDAD	AFLUENTE	H1	H1R	H2	H2R	H3	H3R
1	mg/L O ₂	514	212	354	196	327	229	367
2	mg/L O ₂	442	254	233	246	237	182	189
3	mg/L O ₂	509	188	164	180	157	171	166
4	mg/L O ₂	430	113	124	107	113	94.1	94.1
5	mg/L O ₂	844	292	273	367	425	309	232
	PROMEDIO	547.8	211.8	229.6	219.2	251.8	197.02	209.62
	DESVIACION	169.89	68.08	90.59	96.47	126.61	79.15	101.17
	MINIMO	430.00	113.00	124.00	107.00	113.00	94.10	94.10
	MAXIMO	844.00	292.00	354.00	367.00	425.00	309.00	367.00
	COEFICIENTE	31.01%	32.14%	39.45%	44.01%	50.28%	40.17%	48.26%

Anexo 5. Distribución normal de la DQO en los sistemas de HC-FSS



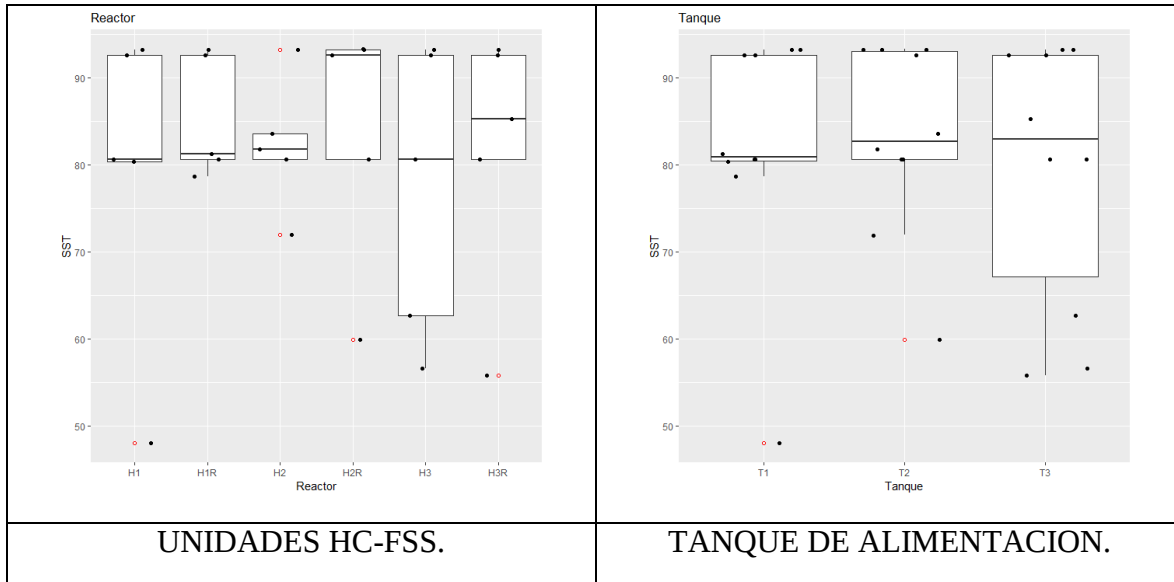
Distribución DQO por HC-FSS

Distribución de DQO por tanque de alimentación.

Anexo 6. Tabla Resultados de los SST a largo del periodo de estudio en el sistema de HC-FSS.

SOLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES (SST)								
MUESTREO	UNIDAD	AFLUENTE	H1	H1R	H2	H2R	H3	H3R
1	mg/L	181	94	34	33	12.2	78.5	80
2	mg/L	164	12.2	12.2	27	12.2	12.2	12.2
3	mg/L	180	12.2	12.2	12.2	12.2	12.2	12.2
4	mg/L	63	12.2	12.2	12.2	12.2	12.2	12.2
5	mg/L	83	16.3	17.7	23.3	33.3	31	12.2
	PROMEDIO	134.2	29.38	17.66	21.54	16.42	29.22	25.76
	DESVIACION	56.72	36.17	9.44	9.20	9.44	28.73	30.32
	VARIANZA	3216.70	1308.07	89.11	84.68	89.04	825.18	919.37
	MINIMO	63.00	12.20	12.20	12.20	12.20	12.20	12.20
	MAXIMO	181.00	94.00	34.00	33.00	33.30	78.50	80.00
	COEFICIENTE	42.26%	123.10%	53.45%	42.72%	57.47%	98.31%	117.71%

Anexo 7. Distribución normal de los valores de SST



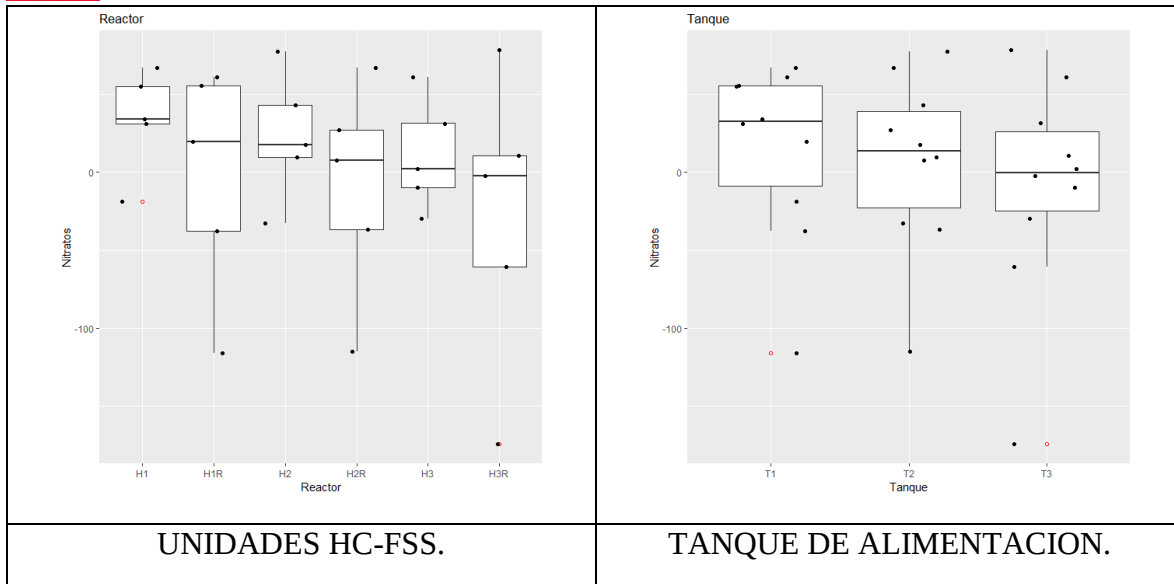
Distribución SST por HC-FSS.

Distribución de SST por tanque de alimentación.

Anexo 8. Tabla Resultados de NO_3^- a lo largo del periodo de estudio en el sistema de HC-FSS.

NITRATOS NO_3^-								
MUESTREO	UNIDAD	AFLUENTE	H1	H1R	H2	H2R	H3	H3R
1	mg/L NO_3^-	36	42.7	16	8.1	12	14	7.89
2	mg/L NO_3^-	7.53	2.5	10.36	6.2	6.97	8.26	12.1
3	mg/L NO_3^-	6.83	4.5	5.5	6.17	9.33	6.7	6.99
4	mg/L NO_3^-	12	5.41	4.7	6.82	8.75	8.25	10.73
5	mg/L NO_3^-	29.71	20.5	64.2	39.5	63.8	38.5	81.4
	PROMEDIO	18.414	15.122	20.152	13.358	20.17	15.142	23.822
	DESVIACION	13.52	17.00	25.03	14.63	24.46	13.35	32.25
	VARIANZA	182.66	288.98	626.70	214.18	598.12	178.26	1040.29
	MINIMO	6.83	2.50	4.70	6.17	6.97	6.70	6.99
	MAXIMO	36.00	42.70	64.20	39.50	63.80	38.50	81.40
	COEFICIENTE	73.40%	112.42%	124.23%	109.56%	121.25%	88.17%	135.39%

Anexo 9. Distribución normal del NO_3^-



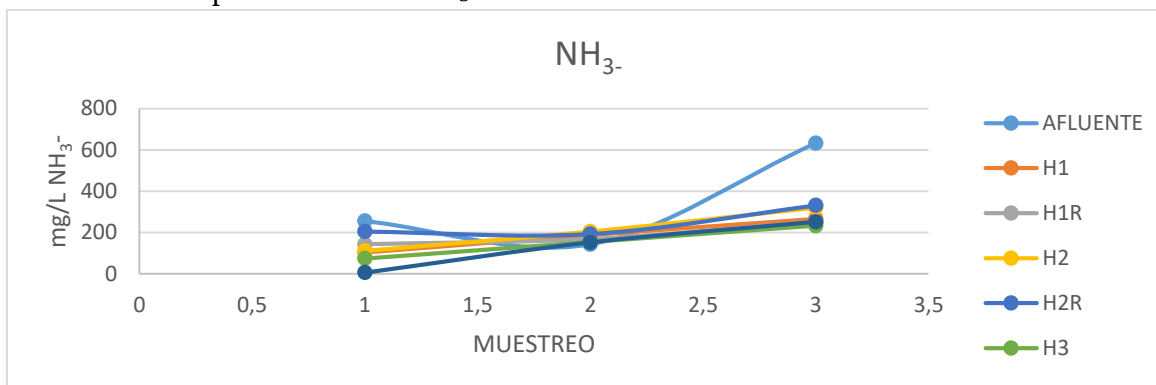
Distribución NO_3^- por HC-FSS.

Distribución de NO_3^- por tanque de alimentación.

Anexo 10. Resultados de NH_3^- a lo largo del periodo de estudio en el sistema de HC-FSS

NITROGENO AMONICAL NH_3^-								
MUESTREO	UNIDAD	AFLUENTE	H1	H1R	H2	H2R	H3	H3R
1	mg/L NH_3^-	255	103.3	143	110	204	74	5.6
2	mg/L NH_3^-	143	188	168	204	192	154	152
3	mg/L NH_3^-	632.19	266	251	320	331	233	251
	PROMEDIO	343.40	185.77	187.33	211.33	242.33	153.67	136.2
	DESVIACION	256.30	81.37	56.54	105.19	77.02	79.50	123.46
	VARIANZA	65687.19	6621.56	3196.33	11065.33	5932.33	6320.33	15242.52
	MINIMO	143.00	103.30	143.00	110.00	192.00	74.00	5.60
	MAXIMO	632.19	266.00	251.00	320.00	331.00	233.00	251.00
	COEFICIENTE	74.64%	43.80%	30.18%	49.78%	31.78%	51.74%	90.65%

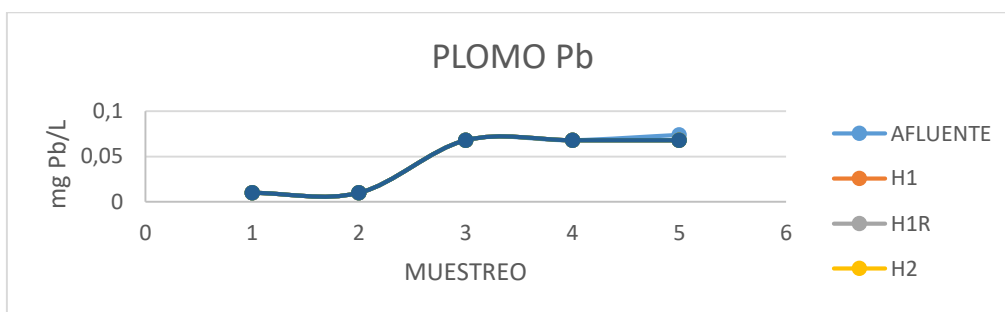
Anexo 11. Comportamiento de NH_3^- en los sistemas de HC-FSS



Anexo 12. Resultados de Pb a lo largo del periodo de estudio en el sistema de HC-FSS.

PLOMO (Pb)								
MUESTREO	UNIDAD	AFLUENTE	H1	H1R	H2	H2R	H3	H3R
1	mg Pb/L	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
2	mg Pb/L	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
3	mg Pb/L	0.068	0.068	0.068	0.068	0.068	0.068	0.068
4	mg Pb/L	0.068	0.068	0.068	0.068	0.068	0.068	0.068
5	mg Pb/L	0.074	0.068	0.068	0.068	0.068	0.068	0.068
	PROMEDIO	0.046	0.0448	0.0448	0.0448	0.0448	0.0448	0.0448
	DESVIACION	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03
	VARIANZA	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	MINIMO	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
	MAXIMO	0.07	0.07	0.07	0.07	0.07	0.07	0.07
	COEFICIENTE	71.64%	70.91%	70.91%	70.91%	70.91%	70.91%	70.91%

Anexo 13. Gráfica Comportamiento de Pb en los sistemas de HC-FSS.



Anexo 14. Tabla de resultados para Pb

PLOMO Pb								
MUESTREO	UNIDAD	AFLUENTE	H1	H1R	H2	H2R	H3	H3R
1	mg Pb/L	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
2	mg Pb/L	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
3	mg Pb/L	0.068	0.068	0.068	0.068	0.068	0.068	0.068
4	mg Pb/L	0.068	0.068	0.068	0.068	0.068	0.068	0.068
5	mg Pb/L	0.074	0.068	0.068	0.068	0.068	0.068	0.068
	PROMEDIO	0.046	0.0448	0.0448	0.0448	0.0448	0.0448	0.0448
	DESVIACION	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03
	VARIANZA	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	MINIMO	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
	MAXIMO	0.07	0.07	0.07	0.07	0.07	0.07	0.07
	COEFICIENTE	71.64%	70.91%	70.91%	70.91%	70.91%	70.91%	70.91%

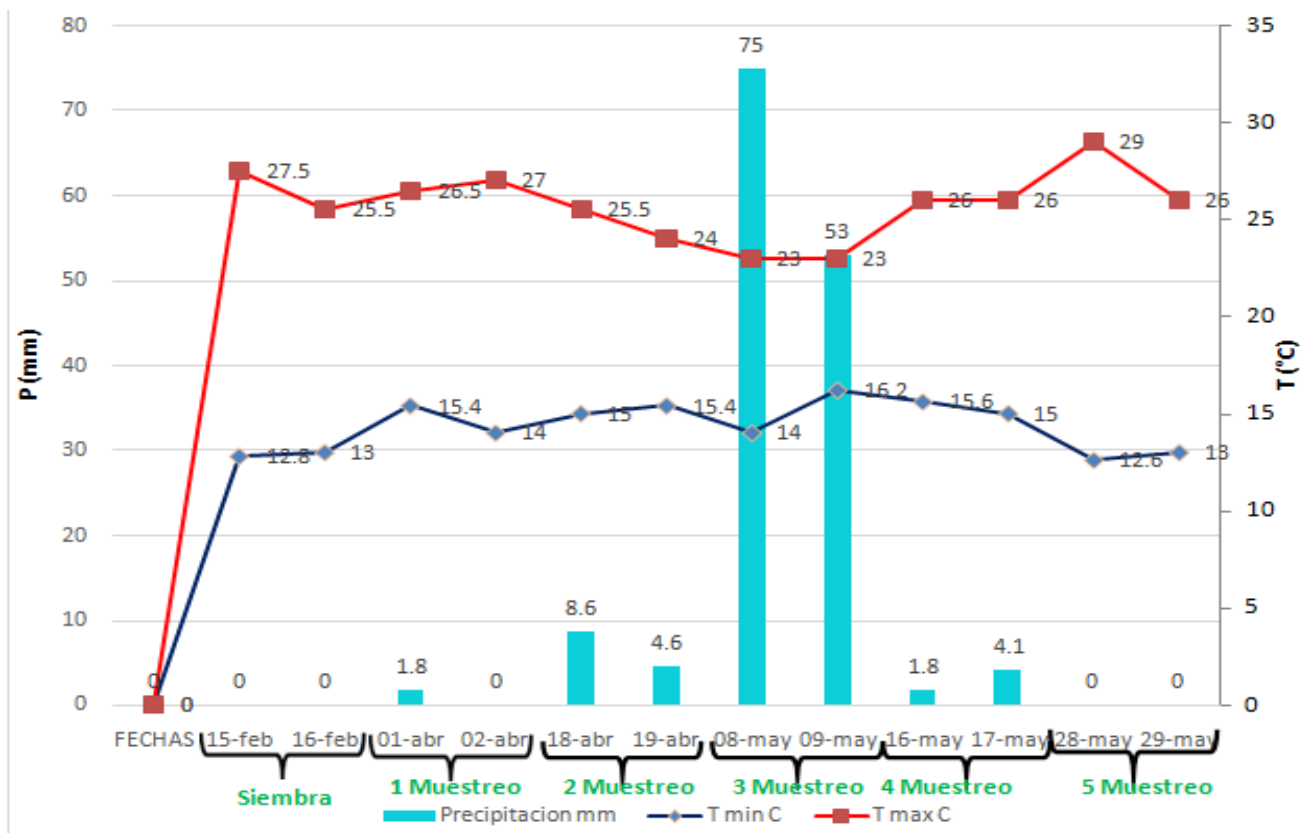
Anexo 15. Tabla de resultados de Cd a lo largo del periodo de estudio en el sistema de HC-FSS

CADMIO (Cd)								
MUESTREO	UNIDAD	AFLUENTE	H1	H1R	H2	H2R	H3	H3R
1	mg Cd/L	0.021	0.021	0.021	0.021	0.021	0.021	0.021
2	mg Cd/L	0.021	0.021	0.021	0.021	0.021	0.021	0.021
3	mg Cd/L	0.018	0.018	0.018	0.018	0.018	0.018	0.018
4	mg Cd/L	0.018	0.018	0.018	0.018	0.018	0.018	0.018
5	mg Cd/L	0.068	0.018	0.018	0.018	0.018	0.018	0.018
	PROMEDIO	0.0292	0.0192	0.0192	0.0192	0.0192	0.0192	0.0192
	DESVIACION	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	VARIANZA	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	MINIMO	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02
	MAXIMO	0.07	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02
	COEFICIENTE	74.46%	8.56%	8.56%	8.56%	8.56%	8.56%	8.56%

Anexo16 Gráfica Comportamiento de Cd en los sistemas de HC-FSS

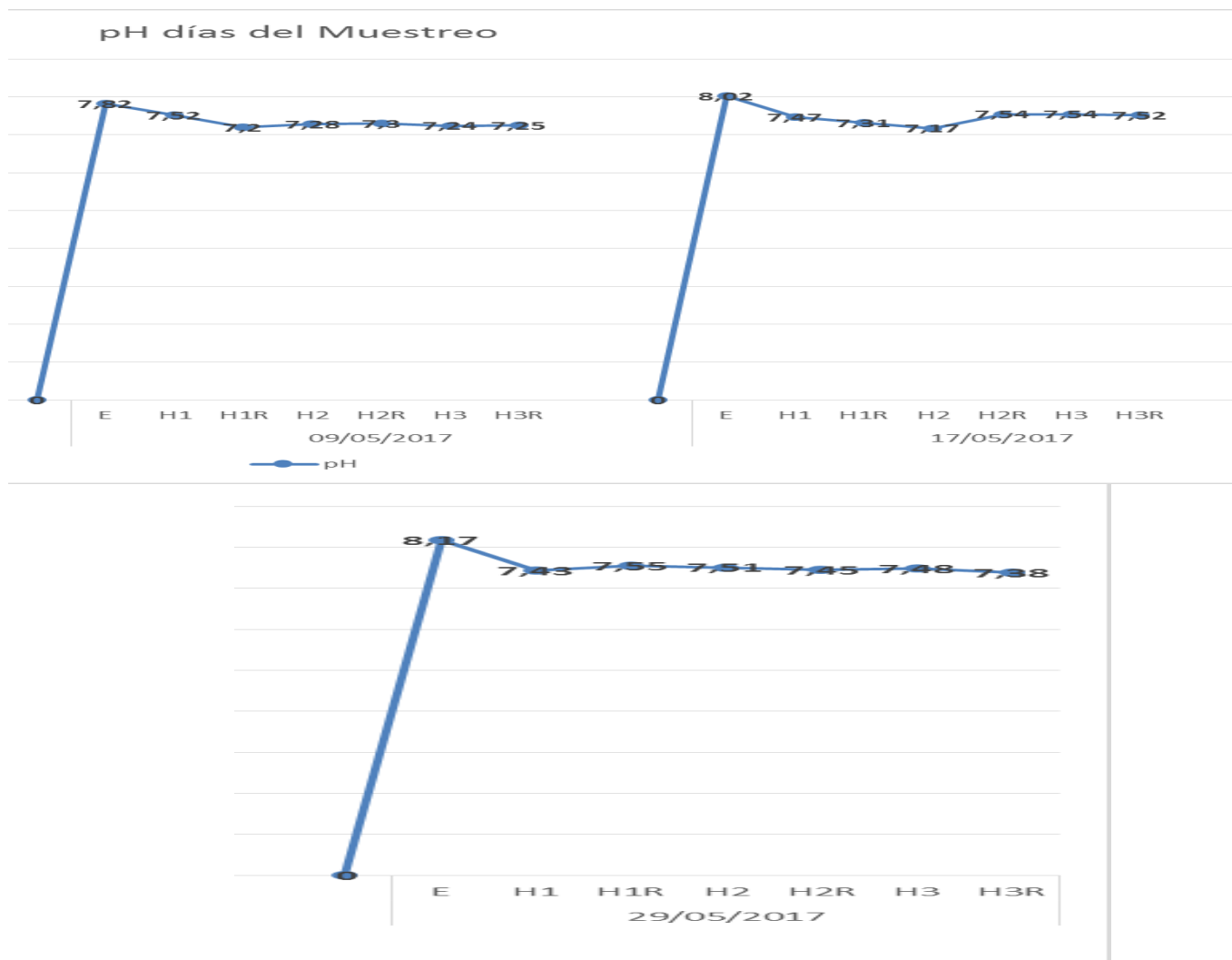


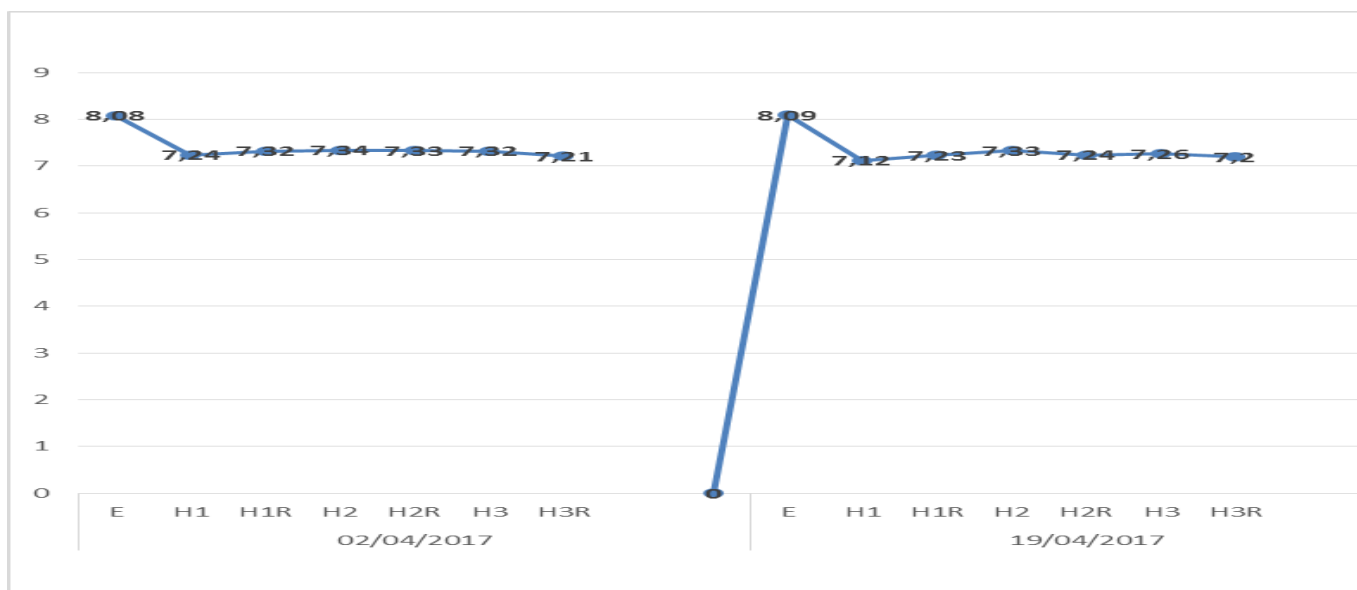
Anexo 17. Climograma



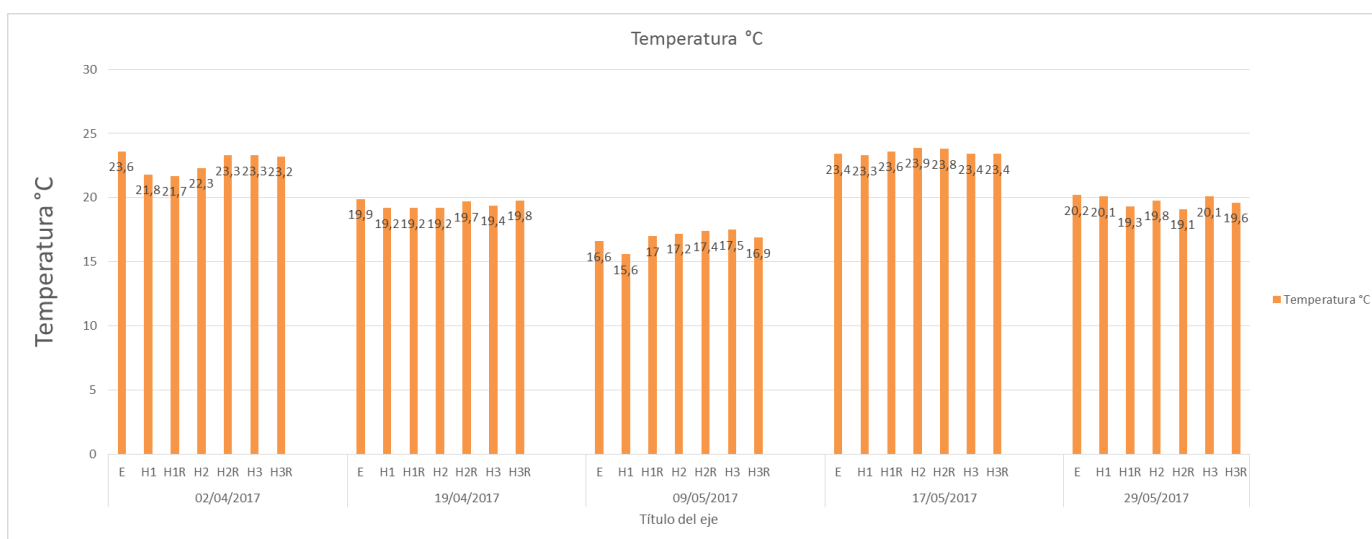
Este cronograma fue realizado con los datos meteorológicos recolectados en la estación perteneciente al IDEAM que se encuentra en el aeropuerto Guillermo León Valencia. Popayán. Cauca.

Anexo 18. Grafica de los valores de pH diarios durante el muestreo





Anexo 19. Grafica del comportamiento de temperatura en el periodo de estudio



RESULTADOS DE ANALISIS DE LABORATORIO.

https://drive.google.com/drive/folders/1Vm8Lpgo3rpocHnDhnApW1-eOi8-6i08_?usp=sharing