

ESCUELA POLITÉCNICA NACIONAL

FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL Y AMBIENTAL

**EVALUACIÓN DE LAS PROPIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS DE
RESIDUOS OLEAGINOSOS Y SU COMPORTAMIENTO
HIDRAULICO COMO LECHO FILTRANTE PARA EL
TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS**

**PROYECTO PREVIO A LA OBTENCIÓN DEL TÍTULO DE INGENIERO
AMBIENTAL**

VANESSA ALEJANDRA CÓNDOR QUEL
vanessa.condor@epn.edu.ec

DIRECTOR: DRA. CRISTINA ALEJANDRA VILLAMAR AYALA
cristina.villamar@usach.cl

CO-DIRECTOR: ING. MARÍA BELÉN ALDÁS SANDOVAL
maria.aldas@epn.edu.ec.

Quito, Mayo 2019

DECLARACIÓN

Yo, Vanessa Alejandra Córdor Quel, declaro bajo juramento que el trabajo aquí descrito es de mi autoría; que no ha sido previamente presentado para ningún grado o calificación profesional; y, que he consultado las referencias bibliográficas que se incluyen en este documento.

A través de la presente declaración cedo mis derechos de propiedad intelectual correspondientes a este trabajo, a la Escuela Politécnica Nacional, según lo establecido por la Ley de Propiedad Intelectual, por su Reglamento y por la normatividad institucional vigente.

VANESSA ALEJANDRA CÓNDOR QUEL

CERTIFICACIÓN

Certificamos que el presente trabajo fue desarrollado por Vanessa Alejandra Córdor Quel, bajo nuestra supervisión.

Dra. Cristina Alejandra Villamar
DIRECTORA DEL PROYECTO

Ing. María Belén Aldás M.Sc.
CO-DIRECTORA DEL PROYECTO

AGRADECIMIENTOS

A la Dr. Alejandra Villamar, por todo el apoyo, enseñanzas y paciencia brindada para que este proyecto haya sido posible, por ayudarme a vivir una experiencia que jamás olvidare. Mis más sinceros agradecimientos.

A la Ing. María Belén Aldás, por aceptar ser parte de este proyecto, su colaboración en la realización y revisión del mismo.

A la Ing. Cristina Almeida, por su entrega y apoyo en cada paso de este proyecto, de igual manera a todos quienes conforman el Laboratorio de Nuevos Materiales, por abrirnos las puertas del mismo y su apoyo en la realización de los diferentes ensayos.

A todos los miembros del Laboratorio Docente de Ingeniería Ambiental y del Laboratorio de Materia Condensada, por todas las facilidades brindadas y apoyo para realizar los diferentes ensayos

A mis padres, Humberto e Hipatia, por siempre creer en mí, por sus esfuerzos constantes para que sus hijos seamos mejor cada día, por sus palabras, enseñanzas, amor y apoyo incondicional, gracias a ustedes soy la persona que soy hoy.

A mi hermana, Belén, por siempre alentarme, apoyarme y ser un ejemplo para mí, eres la mejor hermana mayor que Dios me pudo dar, este proyecto no hubiera sido posible sin ti.

A mi hermano, David, por aconsejarme y enseñarme a no darme por vencida, a pesar de cualquier circunstancia. A mi sobrina, Nicole, por sacarme una sonrisa en los momentos difíciles, ser mi confidente y la luz de mi vida. Los amo

A mis tíos y primos, por su cariño incondicional, por su confianza y ser un pilar en mi vida.

A mi mejores amigos, Lizbeth, Diego y Rommel, por ser los hermanos que la vida me regalo, apoyarme y siempre estar conmigo. Los adoro.

A Carla y Ale, por todos los momentos compartidos, por su amistad sincera y por seguir siendo parte de mi vida. Las quiero

A Dani, Mayrita, Karen, Dayo, y Daya, por haber compartido conmigo momentos, historias y viajes que serán inolvidables, por su amistad y confianza; y todas las personas que tuve el agrado de conocer durante esta etapa, han hecho que la misma sea especial.

A Yadi y Eve, que a pesar del poco tiempo que nos conocemos, han llegado a ser una parte importante para mí, gracias por todo lo vivido y por lo que nos falta por vivir juntas.

A Jenny, por ser una parte vital en este proyecto, por todo lo vivido juntas, por la paciencia y ser una de las mejores personas que he conocido en mi vida. Sin ti, todo este proceso no hubiera sido igual. Gracias

Vanessa Cóndor

DEDICATORIA

A mis padres, Humberto e Hipatia, quienes siempre me han apoyado en cada paso que doy. A mis hermanos, David y Belén, quienes son un ejemplo para mí, y a mis sobrinos, Nicole, Martín y Abigail que son una luz en mi vida. Los amo a todos.

A mi abuelita Rosita, mi angelito de la guardia, siempre estarás en mi corazón y a toda mi familia

Vanessa Cóndor

CONTENIDO

DECLARACIÓN	ii
CERTIFICACIÓN	iii
AGRADECIMIENTOS	iv
DEDICATORIA.....	vi
CONTENIDO.....	vii
LISTA DE FIGURAS	xi
LISTA DE TABLAS.....	xiii
ABREVIATURAS.....	xv
RESUMEN	xviii
ABSTRACT	xx
PRESENTACIÓN.....	xxi
CAPÍTULO 1	1
INTRODUCCIÓN	1
1.1 ANTECEDENTES.....	1
1.2 OBJETIVOS.....	3
1.2.1 OBJETIVO GENERAL	3
1.2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	3
1.3 ALCANCE.....	4
1.4 JUSTIFICACIÓN.....	5
CAPÍTULO 2	8
MARCO TEORICO.....	8
2.1 GENERACIÓN Y CARACTERIZACIÓN DE AGUAS RESIDUALES	8

2.1.1 GENERACIÓN DE AGUAS RESIDUALES	8
2.1.2 CARACTERIZACIÓN DE AGUAS RESIDUALES.....	8
2.2 PROBLEMAS AMBIENTALES ASOCIADOS A LA GENERACIÓN DE AGUAS RESIDUALES.....	10
2.3 TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS	11
2.3.1 SISTEMAS DE TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL CENTRALIZADO Y DESCENTRALIZADO	13
2.4 BIOFILTROS	14
2.4.1 TIPOS DE BIOFILTROS	15
2.4.2 PRINCIPIO DE LA BIOFILTRACIÓN	19
2.4.3 CARACTERÍSTICAS OPERACIONALES	21
2.4.4 COMPONENTES DE UN SISTEMA DE BIOFILTRACIÓN	24
2.5 RESIDUOS OLEAGINOSOS	29
2.5.1 CÁSCARAS DE MANÍ.....	29
CAPÍTULO 3	32
METODOLOGÍA.....	32
3.1 AGUA RESIDUAL Y RESIDUO	32
3.1.1 MUESTREO Y ALMACENAMIENTO	32
3.2 MODELO EXPERIMENTAL.....	33
3.2.1 CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DEL MODELO	33
3.2.2 PERIODO DE ACLIMATACIÓN Y DENSIDAD POBLACIONAL.....	34
3.2.3 ESTRATEGIA DE OPERACIÓN	38
3.3 ANÁLISIS ANALÍTICO.....	40
3.3.1 PREPARACIÓN DEL MATERIAL DE EMPAQUE	40
3.3.2 CARACTERÍSTICAS FÍSICO QUÍMICAS DE LA CÁSCARA DE MANÍ	41
3.3.3 TAPONAMIENTO Y CONDUCTIVIDAD HIDRÁULICA.....	43
3.3.4 INFLUENTE Y EFLUENTE	43

3.4 ANÁLISIS DE DATOS	45
3.4.1 DATOS DE OPERACIÓN Y CONTROL DEL MODELO EXPERIMENTAL.....	45
3.4.2 DATOS DE TAPONAMIENTO Y CONDUCTIVIDAD HIDRAÚLICA.....	45
3.4.3 DATOS DE CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DEL INFLUENTE Y EFLUENTE.....	46
3.4.4. ANÁLISIS ESTADÍSTICO	46
CAPÍTULO 4	47
RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	47
4.1 EVALUACIÓN DE LAS CARACTERISTICAS FÍSICO QUÍMICAS DE LA CÁSCARAS DE MANÍ.....	47
4.2 EVALUACIÓN DE LA OPERACIÓN Y RENDIMIENTO EN FUNCIÓN COMPORTAMIENTO HIDRÁULICO	49
4.2.1 EVALUACIÓN DEL COMPORTAMIENTO HIDRÁULICO EN LOS SISTEMAS DE BIOFILTRACIÓN.....	55
4.2.2 EVALUACIÓN DEL RENDIMIENTO EN FUNCIÓN DEL COMPORTAMIENTO HIDRÁULICO DE LOS BIOFILTROS	60
4.3 COMPARACIÓN DEL COMPORTAMIENTO HIDRÁULICO EN FUNCIÓN DE LA TASA HIDRAULICA Y TIPOLOGÍA.....	68
CAPÍTULO 5	78
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	78
5.1 CONCLUSIONES	78
5.2 RECOMENDACIONES.....	79
REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS	80
ANEXOS	94
ANEXO 1: CARACTERIZACIÓN DE LA CÁSCARA DE MANÍ.....	95

ANEXO 2: DATOS DE CAUDAL (CM ³ /MIN) Y RECOGIDOS IN SITU.....	100
ANEXO 3: TABLA DE ANALISIS MULTIVARIADO DE VARIANZA	104
ANEXO 4: TABLA DE ANALISIS MULTIVARIADO DE VARIANZA	106
ANEXO 5: TABLAS DE ANÁLISIS DE COMPARACIÓN (TEST: LSD FISHER) DEL PROGRAMA INFO STAT.....	109
ANEXO 5.1: TEST LSD FISCHER DE CONDUCTIVIDAD HIDRAÚLICA POR TIPOLOGÍA Y TASA HIDRAÚLICA	110
ANEXO 5.2: TEST LSD FISCHER DE CLOGGING POR TIPOLOGÍA Y TASA HIDRAÚLICA.....	110
ANEXO 5.3: TEST LSD FISCHER DE EFICIENCIA DE DQO POR TIPOLOGÍA Y TASA HIDRAÚLICA.....	110
ANEXO 5.4: TEST LSD FISCHER DE EFICIENCIA DE SÓLIDOS VOLÁTILES POR TIPOLOGÍA Y TASA HIDRAÚLICA.....	110
ANEXO 5.5: TEST LSD FISCHER DE CONCENTRACIÓN DE FENOLES POR TIPOLOGÍA Y TASA HIDRAÚLICA	111
ANEXO 6: ACTIVIDADES DE DIVULGACIÓN CIENTIFICA.....	112
ANEXO 6.1. ABSTRAC ENVIADO AL 8TH INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON WETLANDS POLLUTANT DYNAMICS AND CONTROL, WETPOL 2019.	113
ANEXO 6.2: MAIL DE ACEPTACIÓN PARA EXPOSICIÓN ORAL EN 8TH INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON WETLANDS POLLUTANT DYNAMICS AND CONTROL, WETPOL 2019.	114

LISTA DE FIGURAS

Figura 2. 1: Etapas de tratamiento de aguas residuales	12
Figura 2. 2: Esquema de un biofiltro percolador.....	16
Figura 2. 3: Diagrama de un vermifiltro	17
Figura 2. 4: Humedal de flujo superficial	18
Figura 2. 5: Esquema de un biofiltro hibrido.....	19
Figura 3. 1: Elaboración del agua residual doméstica sintética.....	32
Figura 3. 2: Características del modelo experimental	34
Figura 3. 3: Proceso de aclimatación de lombrices	35
Figura 3. 4: Proceso de aclimatación de plantas.....	35
Figura 3. 5: Aclimatación final de las columnas de biofiltración.....	36
Figura 3. 6: Modelo experimental	38
Figura 3. 7: Proceso de preparación de las cáscaras de maní.....	41
Figura 3. 8: Piezómetros instalados en las columnas de biofiltración	43
Figura 4. 1: Variación de la relación de la absorbancia en UV ₂₅₄ y DQO por tipologías.....	51
Figura 4. 2: Variación de la relación de la absorbancia en UV ₂₇₂ y DQO por tipologías.....	52
Figura 4. 3: Variación de la relación de la absorbancia en UV ₂₈₀ y DQO por tipologías.....	53
Figura 4. 4: Variación de la relación de la absorbancia en UV ₂₅₄ y DQO por tipologías.....	54
Figura 4. 5: Comportamiento de la conductividad hidráulica con respecto al tiempo por tipología: a) Cáscara de maní (C), b) Cáscara de maní y plantas (P), c) Cáscara de maní y lombrices (L), d) Cáscara de maní, plantas y lombrices (LP).....	56
Figura 4. 6: Comportamiento de la pérdida de carga hidráulica relacionada con clogging, con respecto al tiempo por tipología: a) Cáscara de maní (C), b) Cáscara de maní y plantas (P),	

c) Cáscara de maní y lombrices (L), d) Cáscara de maní, plantas y lombrices (LP)	58
Figura 4. 7: Concentraciones y eficiencias de eliminación de DQO por tipología: a) cáscara de maní (C), b) cáscara de maní y plantas (P), c) cáscara de maní y lombrices (L), d) cáscara de maní, plantas y lombrices (LP)	61
Figura 4. 8: Concentraciones y eficiencias de eliminación de sólidos volátiles por tipología: a) cáscara de maní (C), b) cáscara de maní y plantas (P), c) cáscara de maní y lombrices (L), d) cáscara de maní, plantas y lombrices (LP)	64
Figura 4. 9: Concentración de compuestos fenólicos por tipología	66
Figura 4. 10: Correlación entre concentración de fenol y Clogging	72
Figura 4. 11: Correlación entre Concentración de fenoles y conductividad hidráulica.	72
Figura 4. 12: Correlación entre conductividad hidráulica y clogging.....	74
Figura 4. 13: Correlación en P1, L2 y LP2	75
Figura 4. 14: Comportamiento de variables por tipología y tasa hidráulica	77

LISTA DE TABLAS

Tabla 2.1: Concentración típica de contaminantes en el agua residual doméstica	9
Tabla 2.2: Diferencias entre sistemas centralizados y descentralizados	14
Tabla 2. 3: Características operacionales de sistemas de biofiltración.....	21
Tabla 2. 4: Características operacionales de sistemas de biofiltración con lechos inorgánicos.....	25
Tabla 2. 5: Eficiencias obtenidas con lechos filtrantes orgánicos	28
Tabla 2. 6: Características de la cáscara de maní.....	30
Tabla 2. 7: Eficiencias de eliminación de contaminantes con cáscara de maní	31
Tabla 3. 1: Nomenclatura de las columnas de biofiltración	39
Tabla 3. 2: Parámetros medidos en el laboratorio y técnicas utilizadas	44
Tabla 4. 1: Composición química de la cáscara de maní.....	47
Tabla 4. 2: Características operacionales de las columnas de biofiltración.....	50
Tabla 4. 3: Conductividad Hidráulica establecidas en guías de diseño de sistemas de biofiltración	55
Tabla 4. 4: Caracterización físico química del afluente.....	60
Tabla 4. 5: pH y temperatura de efluentes de los diferentes sistemas de biofiltración	60
Tabla 4. 6: Valores promedio de características por biofiltro	68
Tabla 4. 7: Coeficientes de correlación de Sperman y grado de significancia por tipología	70
Tabla A1. 1: Contenido de humedad de la cáscara de maní	96
Tabla A1. 2: Contenido de extractivos en etanol-tolueno de la cáscara de maní.....	96
Tabla A1. 3: Contenido de extractivos en agua de la cáscara de maní.....	96
Tabla A1. 4: Contenido de extractivos en etanol-tolueno de la cáscara de maní.....	97

Tabla A1. 5: Contenido de extractivos en etanol-tolueno de la cáscara de maní	97
Tabla A1. 6: Contenido de extractivos en etanol-tolueno de la cáscara de maní	97
Tabla A1. 7: Contenido de extractivos en etanol-tolueno de la cáscara de maní	97
Tabla A1. 8: Contenido de extractivos en etanol-tolueno de la cáscara de maní	98

ABREVIATURAS

A	Área superficial del biofiltro
AOAC	Association of Official Agricultural Chemistry
ASTM	American Society for Testing and Materials
ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry
C1	Biofiltro con cáscara de maní y tasa hidráulica $0.5 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$
C2	Biofiltro con cáscara de maní y tasa hidráulica $1 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$
C3	Biofiltro con cáscara de maní y tasa hidráulica $1.5 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$
CH₄	Metano
CO₂	Dióxido de carbono
CRIQ	Centro de Recherche Industrielle du Québec
D	Densidad poblacional
DBO₅	Demanda biológica de oxígeno medida a los cinco días
DECAB	Departamento de Ciencias de Alimentos y Biotecnología
DQO	Demanda Química de Oxígeno
EPN	Escuela Politécnica Nacional
FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación
GADs	Gobiernos Autónomos Descentralizados
h	Altura de una capa de un biofiltros
H₁	Altura inicial del piezómetro
H₂	Altura final del piezómetro
H₂SO₄	Ácido sulfúrico
Hab	Habitantes

HCl	Ácido clorhídrico
H_f	Pérdida de carga hidráulica
IBCER	Geoquímica Industrial
IDEAM	Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales
IMITA	Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
INEC	Instituto Nacional de Estadística y Censos
INEN	Instituto Ecuatoriano de Normalización
K	Conductividad hidráulica
L1	Biofiltro con cáscara de maní y lombrices y tasa hidráulica 0.5 m ³ /m ² *d
L2	Biofiltro con cáscara de maní y lombrices y tasa hidráulica 1 m ³ /m ² *d
L3	Biofiltro con cáscara de maní y lombrices y tasa hidráulica 1.5 m ³ /m ² *d
LDIA	Laboratorio Docente de Ingeniería Ambiental
LP1	Biofiltro con cáscara de maní, lombrices y plantas y tasa hidráulica 0.5 m ³ /m ² *d
LP2	Biofiltro con cáscara de maní, lombrices y plantas y tasa hidráulica 1 m ³ /m ² *d
LP3	Biofiltro con cáscara de maní, lombrices y plantas y tasa hidráulica 1.5 m ³ /m ² *d
MANOVA	Análisis multivariante de la varianza
N	Nitrógeno
N-NH₄⁻	Nitrógeno como amonio
NO₂⁻	Nitrógeno como nitrito
NO₃⁻	Nitrógeno como nitrato
NT	Nitrógeno total

OMS	Organización Mundial de la Salud
P	Significancia
P1	Biofiltro con cáscara de maní y plantas y tasa hidráulica 0.5 m ³ /m ² *d
P2	Biofiltro con cáscara de maní, lombrices y plantas y tasa hidráulica 1 m ³ /m ² *d
P3	Biofiltro con cáscara de maní, lombrices y plantas y tasa hidráulica 1.5 m ³ /m ² *d
PET	Polyethylene Terephthalate
pH	Potencial de hidrógeno
PTAR	Planta de Tratamiento de Agua Residual
Q	Caudal
S	Coeficiente de Spermán
SENPLADES	Secretaría Nacional de Planificación y Desarrollo
SV	Sólidos volátiles
TULSMA	Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente
UNESCO	Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura
UV/VIS	Espectrofotometría ultravioleta-visible
WWAP	Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos
WWDR	Informes de Desarrollo Mundial del Agua
ZnCl₂	Cloruro de zinc

RESUMEN

El saneamiento rural ecuatoriano, es precarizado por una baja cobertura (< 30%) y calidad en el Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas (PTARs) (ej. fosas sépticas). Por lo tanto, tecnologías de bajo costo y descentralizadas, como los sistemas de biofiltración, abren una oportunidad de mejora, tanto en la cobertura como en la calidad del servicio rural. Así, el objetivo de este trabajo de investigación fue estudiar la influencia de los tipos de biofiltros y la tasa hidráulica en el comportamiento hidráulico y eficiencias de remoción de materia orgánica de aguas residuales domésticas.

La metodología utilizada se basó en el análisis de las características de la cáscara de maní y el posterior estudio de sistemas de biofiltración a escala de laboratorio durante once semanas. El modelo experimental, consistió en doce biofiltros, donde cada tipología (biofiltros, vermifiltro, humedal y biofiltro híbrido) operó en paralelo con tres tasas hidráulicas (0,5, 1 y 1,5 m³/m²*día). Todos los biofiltros fueron alimentados con agua residual doméstica sintética. En específico, el comportamiento hidráulico, se evaluó de manera diaria; mientras que, la eficiencia de eliminación de materia orgánica y compuestos específicos, dos veces por semana, a partir de la segunda semana de operación.

La operación de los biofiltros estableció que la menor tasa hidráulica (0,5 m³/m²*día) de las cuatro tipologías (C1, P1, L1 y LP1) generó mejores condiciones de conductividad hidráulica (347,4, 334, 320,9, 334,3 mm/h, respectivamente), respecto a normas internacionales (Norma Austriaca de diseño de biofiltros). Mientras que, el *clogging* fue menor en C1, P1 y LP1 con valores de 0,8, 0,2 y 0 cm, respectivamente. Las eficiencias de eliminación de DQO fueron mayores para L1, L2 y LP1 con porcentajes de 87,4, 83,4 y 82,4%, respectivamente. Mientras que, la mayor eliminación de SV fue dada para P1, L1 y LP1 con porcentajes de 63,7, 57,5 y 58,1% respectivamente. Finalmente, los porcentajes de lignina, celulosa y hemicelulosa en el efluente fueron 31,7, 24,4 y 28,6%, mayores que en el influente, respectivamente. Estos hallazgos, evidencian que el material tiene características adsorbentes. En conclusión, el biofiltro híbrido (LP) operado a tasas

de $0,5 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{día}$ fue el más eficiente y ofrece, operacionalmente mejores condiciones hidráulicas.

El análisis estadístico, demostró que existe una relación directamente proporcional entre el comportamiento hidráulico y la concentración de fenol presente en el efluente.

Palabras clave: Biofiltro, cáscara de maní, conductividad hidráulica, clogging, eficiencia.

ABSTRACT

Ecuadorian rural sanitation is precarious due to low coverage (<30%) and quality in the domestic Wastewater Treatment Plants (WWTPs) (eg septic tanks). Therefore, low-cost and decentralized technologies, such as biofiltration systems open an opportunity for improvement in both coverage and quality of rural service. Thus, the objective of this research work was to study the influence of the typology and the hydraulic rate on the hydraulic behavior and organic matter removal efficiencies of biofilters fed with domestic wastewater.

The methodology used was based on the analysis of peanut shell characteristics and the biofiltration systems monitoring at laboratory scale for eleven weeks. The experimental model consisted of twelve biofilters, working each typology (biofilter, vermifiter, constructed wetland and biofilter hybrid) with three hydraulic rates: 0.1, 1 and 1.5 m³ / m²*d. The hydraulic behavior was evaluated daily during the whole operation, while the removal efficiency of organic matter and specific compounds was measured twice a week, starting from the second week of operation.

The biofilters operation established that the lowest hydraulic rate (0.5 m³/m² * day) of the four typologies (C1, P1, L1 and LP1) generated better conditions of hydraulic conductivity (347.4, 334, 320.9, 334.3 mm/h, respectively) respect to international standards (Austrian Biofilter Design Standard). While, the clogging was lower in C1, P1 and LP1 with values of 0.8, 0.2 and 0 cm, respectively. The COD removal efficiencies were higher for L1, L2 and LP1 with percentages of 87.4, 83.4 and 82.4%, respectively. While, the highest SV removal was given for P1, L1 and LP1 with percentages of 63.7, 57.5 and 58.1% respectively. Finally, the percentages of lignin, cellulose and hemicellulose in the effluent were 31.7, 24.4 and 28.6%, higher than in the influent, respectively. These findings show that the material has adsorbing characteristics. In conclusion, the hybrid biofilter (LP1) operated at rates of 0.5 m³/m² * day was the most efficient and operationally best hydraulic conditions offered. The statistical analysis showed that there is a directly proportional relationship between the hydraulic behavior and the concentration of phenol present in the effluent.

Keywords: biofilter, peanut shell, hydraulic conductivity, clogging, efficiency.

PRESENTACIÓN

El presente trabajo de titulación presenta un estudio del comportamiento hidráulico de un sistema de biofiltración con cáscara de maní como lecho filtrante con cuatro tipologías y tres tasas hidráulicas diferentes, y su influencia en la eliminación de contaminantes de aguas residuales domésticas. Se consideraron cinco capítulos, estructurados de la siguiente manera:

Capítulo 1: Introducción, presenta los antecedentes, justificación, alcance y objetivos generales y específicos del presente trabajo.

Capítulo 2: Marco Teórico, consta de una revisión bibliográfica de la caracterización y generación de aguas residuales domésticas, problemas ambientales relacionados con las mismas, también se incluye información sobre una tecnología convencional y no convencional para el tratamiento de las aguas residuales domésticas. Presenta una descripción de la biofiltración como tecnología no convencional, tipos, procesos y partes de un biofiltro, además de tipos y características del lecho filtrante. Finalmente, describe las características de la cáscara de maní como lecho filtrante.

Capítulo 3: Metodología, describe el muestreo y almacenamiento de la cáscara de maní y agua residual utilizada en el estudio, la construcción y operación del modelo experimental, los métodos utilizados para la caracterización de la cáscara de maní, influentes y efluentes del sistema. Por último, los métodos utilizados para el análisis estadístico de los datos obtenidos in situ y en el laboratorio.

Capítulo 4: Resultados y discusión, muestra los resultados obtenidos en la caracterización de la cáscara de maní, parámetros de control, comportamiento hidráulico y eficiencias obtenidas en el sistema. Discutiendo en ellos la tipología y tasa hidráulica óptima para su funcionamiento y la determinación de la existencia de una relación entre los parámetros de comportamiento hidráulico y las diferentes eficiencias obtenidas en cada biofiltro.

Finalmente, el capítulo 5: Conclusiones y recomendaciones, abarca conclusiones de acuerdo a cada objetivo planteado y muestra recomendaciones para futuros trabajos.

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN

1.1 ANTECEDENTES

La población mundial está creciendo a tasas de 80 millones de personas/año, lo cual implica un aumento en el consumo de agua dulce entre un 40 a 50%, (64 km³/año), aumentando a su vez, la producción de aguas residuales (UNESCO, 2013). El volumen de agua para uso doméstico aumenta más del 80%, descargándose directamente en cuerpos de agua (ríos, arroyos y océanos) y causando daños a los ecosistemas y contaminación en fuentes de agua para consumo humano (Baeza, 2018). Los países de ingresos altos, tratan el 70% de sus aguas residuales municipales e industriales, lo que disminuye en países de ingresos medios-altos a valores de 38% y cerca del 28% en aquellos países con ingresos medios-bajos. El escenario es crítico aún más, si se reporta que los países de ingresos bajos solo tratan el 8% de sus aguas residuales (UNESCO, 2017). La fracción de agua residual tratada es descargada hacia ríos (56,4%), quebradas (26,3%) y otras fuentes de agua superficial (19,6%). Mientras que, las aguas residuales no tratadas se descargan en ríos (59,3%), quebradas (25,2%) y otros (15,6%) (INEC, 2015).

Ecuador extrae aproximadamente 9,9 km³/año de agua, de los cuales el 81% son para uso agropecuario, el 13% uso doméstico y 6% uso industrial (INEC, 2015). Estas actividades generan alrededor de 0,45 km³/año de aguas residuales (FAO, 2016). No obstante, sólo 133 Gobiernos Autónomos Descentralizados Municipales (GADs) de 215, realizan tratamientos de sus aguas residuales, de los cuales el 70% pertenecen a zonas urbanas (INEC, 2016). El método de tratamiento más utilizado es el de tipo convencional, es decir plantas de tratamiento de agua residual (PTAR) que contemplan cuatro etapas: pre-tratamiento, tratamiento primario (eliminación de sólidos), tratamiento secundario (eliminación de materia orgánica) y tratamiento terciario (eliminación de nutrientes y/o patógenos) (Domínguez, 2015). Estos tratamientos muestran ciertas limitaciones, como los costos asociados a la

construcción (65-200 USD/habitante), operación y mantenimiento, además de la necesidad de un personal técnico capacitado, haciendo difícil su implementación en zonas rurales (Garzón-Zúñiga et al., 2012; Vera et al, 2013). Además, existen factores ambientales relacionados con el vertido directo de aguas residuales en cuerpos de agua, razón por la cual, se necesita de sistemas tratamiento que sean de fácil aplicación, bajos costos (33-36 USD/habitante) y que no requieran de personal técnico, como es el caso de los sistemas pasivos dentro de los que están los biofiltros (Coustumer et al., 2008; WSP, 2006).

Los biofiltros son sistemas que permiten en el tratamiento del agua, mediante procesos complejos (físicos, químicos y biológicos), los que están constituidos por un lecho filtrante y un componente biótico (microorganismos, plantas y lombrices). El lecho filtrante, es el sostén del sistema, y si funciona adecuadamente le da estabilidad operacional incrementando su vida útil. Este componente puede ser de origen orgánico e inorgánico, ambos con la capacidad de adsorber y absorber compuestos lipofílicos y polares, y ser soporte de micro/macro organismos (Garzón-Zúñiga et al., 2012). Estas dos tipologías de material tienen ciertas diferencias, en el caso de la carga hidráulica, los lechos inorgánicos trabajan con altas cargas (1,2 a 4 m³/m²*día) y los orgánicos con cargas pequeñas (0,05 a 0,3 m³/m²*día); además de contener nutrientes que favorecen el crecimiento microbiano (Medina, 2012).

Existen estudios sobre la utilización de cáscaras de maní como lecho filtrante en biofiltros, para la eliminación de contaminantes en aguas residuales domésticas y eliminación de metales pesados del agua. La razón es su contenido de sustancias como lignina y celulosa, las mismas que son capaces de fijar diferentes contaminantes y permiten el crecimiento epífita de microorganismos (López, et al., 2015; Garcés, et al., 2012; Payán, 2013).

Existen diferentes tipos de biofiltros: biofiltro percolador, humedal construido, vermifiltro y sistemas combinados o hibridizados. Los humedales construidos, son sistemas que utilizan plantas para la depuración del agua, siendo utilizados a partir de los años 50, pero fue en 1971, cuando se empezó a tratar sobre el uso de este sistema y desde este año se ha ido estudiando diferentes condiciones operacionales (Suarez, et al. 2014). Los vermifiltros son biofiltros que utilizan

lombrices para la degradación de los contaminantes, su estudio empezó en 1992 en Chile por el profesor Jose Toha. (Tomar y Suthar, 2011)

Los biofiltros con lecho filtrante de origen orgánico, empezaron a ser utilizados por primera vez en 1994 en Canadá en el Centro de Recherche Industrielle du Québec (CRIQ). En el año 2000, el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA) empezó a utilizar esta tecnología para el tratamiento de efluentes industriales, obteniendo altas eficiencias en la eliminación de contaminantes. En el 2005, CRIQ y IMTA, utilizaron residuos orgánicos endémicos como la jacaranda, bagazo de azúcar y fibra de coco, sistemas en los cuales se obtuvo una eliminación de DQO de 84% y cuya eficiencia fue superior a la encontrada en biofiltros con lecho inorgánico (Garzón-Zúñiga et al., 2012; Garzón-Zúñiga et al., 2008; Medina, 2012) En los biofiltros híbridos existe una combinación entre lombrices y plantas, los cuales al interactuar con los microorganismos, aceleran la estabilización de la materia orgánica. Según lo establecido por Wang, et al., (2010), esto sucede porque la combinación de estos organismos, favorece el crecimiento de la comunidad microbiana y acelera la descomposición de los contaminantes orgánicos, mejorando la eficiencia del biofiltro. (Kundan et al., 2017)

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 OBJETIVO GENERAL

Evaluar las características físico-químicas de las cáscaras de maní y su comportamiento hidráulico como lecho filtrante en sistemas de biofiltración, mediante la caracterización del material y experimentación a escala laboratorio de mesocosmos, con la finalidad de tratar aguas residuales domésticas sintéticas.

1.2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Evaluar las características físico-químicas de cáscaras de maní, mediante la aplicación de normativa internacional y análisis instrumental con el fin de establecer las propiedades filtrantes del material de estudio.
- Evaluar el comportamiento hidráulico de las cáscaras de maní como lecho filtrante en cuatro condiciones (medio filtrante; medio filtrante y plantas;

medio filtrante y lombrices; medio filtrante, plantas y lombrices), mediante el monitoreo de modelos experimentales bajo condiciones operacionales distintas, para establecer las condiciones hidráulicas limitantes de biofiltros con cáscaras de maní.

- Comparar el comportamiento hidráulico de biofiltros, mediante el seguimiento de la operación de cuatro escenarios de biofiltración (medio filtrante; medio filtrante y plantas; medio filtrante y lombrices; medio filtrante, plantas y lombrices), para establecer las condiciones hidráulicas operacionales óptimas que favorezcan el tratamiento de aguas residuales domésticas.

1.3 ALCANCE

El presente trabajo plantea la definición de las características físico químicas de la cáscara de maní, tales como: contenido de lignina, celulosa, hemicelulosa, cenizas, sólidos volátiles, extractivos, nitrógeno, alcalinidad y pH y su comportamiento hidráulico (*clogging* y conductividad hidráulica) como lecho filtrante. Dicho comportamiento será evaluado, mediante la construcción de un modelo experimental a escala laboratorio de doce columnas de biofiltración, las mismas que operará con agua residual domestica sintética y con la aplicación de tres tasas hidráulicas (0,5; 1 y 1,5 m³/m²*día) en cuatro tipologías (lecho filtrante, lecho filtrante y plantas, lecho filtrante y lombrices, y lecho filtrante, plantas y lombrices). Con este modelo se busca relacionar el comportamiento hidráulico del lecho filtrante y las eficiencias obtenidas, para establecer la tasa hidráulica y tipología con las cuales se obtiene mejores resultados en el tratamiento de aguas residuales en biofiltros con cáscara de maní

Los resultados obtenidos son preliminares para establecer las características operacionales óptimas para el funcionamiento de biofiltros con cáscara de maní. Al ser un estudio previo, esta investigación permitirá abrir investigaciones futuras en las cuales se evalué el comportamiento de los biofiltros al operar con agua residual doméstica, determinando la eficiencia de eliminación de nutrientes y otros contaminantes, como son los contaminantes emergentes.

1.4 JUSTIFICACIÓN

Los sistemas de biofiltración son sistemas no convencionales, en los cuales se producen procesos físicos, químicos y biológicos que permiten la depuración del agua. En la actualidad, estos sistemas son utilizados como una opción para la depuración de agua en lugares descentralizados, debido a las ventajas que presentan, como son: los bajos costos (33-36 \$/hab), poco mantenimiento y no necesitan de personal técnico (Garzón-Zuñiga et al., 2008).

Los biofiltros con lecho orgánico, se basan en la capacidad que tienen ciertos materiales de origen orgánico, para retener sustancias contaminantes mediante mecanismos físicos, químicos y biológicos, favoreciendo el crecimiento de microorganismos degradadores de contaminantes (Medina, 2012). Este tipo de biofiltros, tratan el agua residual con tasas hidráulicas pequeñas (0.2 a 1.5 m³/m²*día) a diferencia de biofiltros con lechos inorgánicos (1.15 a 4 m³/m²*día). (Garzón-Zuñiga et al, 2012; Buelna, 2011)

Estudios previos, han utilizado como lecho filtrante el bagazo de caña y fibra de coco, obteniendo eficiencias del 98,7% en la eliminación de DBO₅, 84% en DQO, 99,9 en eliminación de Coliformes Fecales, además de un agua libre de olores. Estos resultados han demostrado que los residuos orgánicos pueden ser una alternativa interesante de lechos filtrantes (Garzón-Zuñiga et al., 2008).

La cáscara de maní es un residuo orgánico que contiene celulosa, lignina, hemicelulosa, entre otros compuestos, los mismos que permiten la retención de diferentes sustancias contaminantes y la fijación de microorganismos. Además, tiene características que contribuyen al proceso de filtración y que las diferencian de otros materiales orgánicos, tales como: pH neutro, alto contenido de nutrientes (60%), tiempo de vida útil alto (5 años), entre otros (López et al, 2015; Ramírez, 2002). Por lo cual, se evaluó las características físicas y químicas de las mismas, mediante la aplicación de las normas ASTM International.

Existen diferentes tipos de sistemas de biofiltración: biofiltros percoladores, vermifiltros, humedales construidos y biofiltros híbridos; en cada uno de los cuales se utiliza un lecho filtrante. El comportamiento hidráulico de dicho lecho filtrante puede ser afectado por la presencia de los diferentes organismos (lombrices,

plantas), debido a que, en el caso de las plantas, el comportamiento se altera por el crecimiento raticular de las mismas, mientras que con las lombrices, se modifica debido al movimiento de estas dentro del lecho. Además, la eficiencia de eliminación de contaminantes en un biofiltro únicamente con el lecho filtrante, no es la misma que al combinar los diferentes tipos de biofiltros. Por tal razón, se establecieron las cuatro tipologías: Cáscara de maní, cáscara de maní y planta, cáscara de maní y lombrices; cáscara de maní, planta y lombrices (Kundan et al, 2017; Francia et al., 2003).

La tasa hidráulica en estos sistemas influye en la eficiencia de eliminación de contaminantes y el comportamiento hidráulico de los mismos, debido a que de esta depende la cantidad de nutrientes y microorganismos en el lecho y el caudal a utilizarse (Salvador y Aragües, 2013). Por tal razón, se utilizó tres tasas hidráulicas (0.5,-1,5 m³/m²*día) para el funcionamiento de los biofiltros, las mismas que están dentro del rango de las tasas utilizadas comúnmente en estos sistemas (0,2-1,5 m³/m²*día) (Buelna et al., 2011).

La evaluación del comportamiento hidráulico (conductividad hidráulica y *clogging*), se realizó mediante la recreación de condiciones específicas y generales de un sistema total en columnas de biofiltración a escala de mesocosmos (Kumar et al., 2014; Velasco, 2015).

En el Ecuador, se generan aproximadamente 0.45 km³/año de aguas residuales (FAO, 2016), sólo 133 GAD Municipales de 215, realizan tratamiento de sus aguas residuales, de los cuales el 70% pertenecen a zonas urbanas (INEC, 2016). SENPLADES (2014), establece que la cobertura de alcantarillado en zonas rurales no supera el 30%, obligando a su población a utilizar estrategias personales de saneamiento, que son poco eficientes (19,9%), por lo cual es importante proponer alternativas de tratamiento de bajo costo en construcción y mantenimiento. (Galarza, 2015)

Por un lado, las tecnologías de tratamiento convencionales son una alternativa costosa (65-200 USD/habitante) para implementar en zonas rurales; mientras que, las tecnologías de tratamiento no convencional (biofiltro) son menos costosas (33-36 USD/habitante) y pueden brindar valores socio-económicos adicionales. (GarzónZúñiga et al., 2012; Vera et al, 2013). De esta manera, la biofiltración llega

a ser una tecnología efectiva capaz de minimizar el impacto ambiental producido por la descarga de agua residual sin tratamiento a cuerpos de agua.

La determinación de las características operacionales óptimas para el funcionamiento de estos sistemas, es importante para optimizar costos y facilitar la operación de esos sistemas (Salvador y Aragües, 2013).

Con respecto a la cáscara de maní, en el Ecuador se cultivan alrededor de 12.000 y 15.000 ha de maní, lo que equivale a una generación anual de 0.8 millones de toneladas de cáscara, las mismas que son consideradas como desecho (Álava, 2012). Al utilizar las cáscaras de maní para la construcción de biofiltros, contribuye al reciclaje integral de residuos generados en la producción y consumo de este producto, mediante su aprovechamiento.

CAPÍTULO 2

MARCO TEÓRICO

2.1 GENERACIÓN Y CARACTERIZACIÓN DE AGUAS RESIDUALES

2.1.1 GENERACIÓN DE AGUAS RESIDUALES

En el mundo se extraen 3928 km³/año de agua dulce, de los cuales el 44% se utilizan para riego y se evaporan en las tierras de cultivo, y el 56% restante son consideradas aguas residuales. La producción de aguas residuales está relacionada directamente con la densidad poblacional, patrones de consumo, crecimiento económico y costumbres (FAO, 2013). El volumen y concentración de las aguas residuales están ligadas a su origen y características, por lo cual las aguas residuales se diferencian de zonas urbanas (0,05 a 0,4 m³/hab*día) y rurales (0,05 a 0,2 m³/hab*día) (Unesco, 2017; Vera, 2012; WWAP, 2017). En el Ecuador, se generan aproximadamente 0,45 km³/año de aguas residuales, de las cuales el 10% son de origen municipal (FAO, 2016)

2.1.2 CARACTERIZACIÓN DE AGUAS RESIDUALES

Las características de las aguas residuales dependen de varios factores, tales como: características socioeconómicas y culturales, densidad poblacional y del tipo de sistema de recolección (Araya, 2012). De acuerdo al tipo de asentamientos humanos, se considera que son urbanos cuando tienen una población mayor a 2000 habitantes o producen más de 200 m³/día de aguas residuales y rurales cuando no sobrepasan los 2000 habitantes. (Vera, 2012)

Las aguas residuales domésticas están compuestas por aguas grises (agua de cocina, baño) y aguas negras (inodoros), por lo general tienen un contenido de sólidos de 0,1% (Rodríguez et al., 2004). Del 0,1% de los sólidos encontrados en el agua residual, el 70% corresponde a una fracción orgánica, tales como; proteínas, carbohidratos y grasas, y el 30% es material inorgánico (Mara, 2013).

La caracterización del agua residual es definida mediante la determinación de parámetros físicos, químicos y biológicos (Osorio et al., 2011). Los parámetros físicos utilizadas para la caracterización del agua residual son: temperatura, color, olor, sólidos totales (Vera, 2012; Orozco et al., 2011). En cuanto a los parámetros químicos, se mide la fracción de materia orgánica en forma de DBO₅ y DQO y contenido de nutrientes (Nitrógeno y Fósforo). Por último, los parámetros biológico determinados son coliformes totales y coliformes fecales. (Vera, 2012)

Las concentraciones de los parámetros descritos anteriormente, dependen del origen de sus aguas, es decir de asentamientos urbanos y rurales (Fernández et al., 2005), en la Tabla 2.1, se describe las concentraciones típicas encontradas en aguas residuales expresadas en mg/L, según su origen.

Tabla 2.1: Concentración típica de contaminantes en el agua residual doméstica

Parámetro (mg/L)	Tipo de asentamiento		Fuente
	Urbano	Rural	
DBO₅	284-804	230-470	Oliveira, (2006); Zurita et al., (2012); Mihelcic et al., (2011)
DQO	505-1616	1569	Oliveira, (2006); Belmont et al., (2004)
Nitrógeno Total	39-84	47-70	Oliveira, (2006); Zurita et al., (2012)
Fósforo Total	2-14	11-13	Oliveira, (2006); Zurita et al., (2012)
Coliformes Fecales (NMP/100ml)	1,3x10 ⁷ – 1,8x10 ⁸	1x10 ⁷ – 3,4x10 ⁸	Oliveira, (2006)
Sólidos en suspensión	150-300	125-350	Mihelcic et al., (2011)

Elaborado por: Vanessa Cóndor

2.2 PROBLEMAS AMBIENTALES ASOCIADOS A LA GENERACIÓN DE AGUAS RESIDUALES

La descarga de aguas residuales sin tratar provocan la contaminación del agua, suelo y en ocasiones del aire, además de los problemas a la salud humana. (WWDR, 2015)

a) Contaminación del agua

El alto contenido de DBO_5 (mayor a 12 mg/L), genera agotamiento y fluctuaciones diarias del contenido de oxígeno disuelto, afectando a las comunidades de invertebrados y peces (Vera, 2012; Mihelcic et al., 2011). La materia orgánica, es uno de los principales componentes del agua residual, dicha materia se transforma en moléculas más simples mediante la acción bacteriana, para lo cual es necesario de 2 a 4 g de O/ m^2d . El oxígeno es consumido del cuerpo de agua, reduciendo la disponibilidad del mismo para la fauna acuática generando zonas muertas desoxigenadas, en la actualidad existen 245 000 km^2 de este tipo de zonas. (Corcoran et al., 2010)

La presencia de nutrientes, tales como nitrógeno total y fósforo contribuyen con la eutrofización, causando modificaciones en el hábitat acuático, alteraciones en las cadenas tróficas, posiblemente floraciones de algas potencialmente tóxicas y disminución de la biodiversidad. Por otro lado, los compuestos inorgánicos, tales como metales, presentes en el agua residual, generan acidificación en el medio acuático. (Vera, 2012; Mihelcic et al., 2011; WWDR, 2017; Cervantes, 2009)

b) Contaminación del suelo

La contaminación del suelo se da por el uso inadecuado de aguas residuales para riego en la agricultura. Al utilizar agua residual no tratada puede causar la modificación de propiedades hidrodinámicas, salinización de los suelos y fijación y migración de contaminantes en suelos y plantas, debido a su alto contenido de materia orgánica y nutrientes. (Murcia et al., 2013, Guaderrama et al., 2015)

c) Contaminación del aire

En el almacenamiento del agua residual, ocurren procesos de degradación incompletos que producen compuestos intermedios y otros finales. Los compuestos finales obtenidos bajo condiciones aerobias son: dióxido de nitrógeno (NO_2) y

dióxido de carbono (CO₂); mientras que bajo condiciones anaerobias son: metano (CH₄) y dióxido de carbono (CO₂). Los gases NO₂ y CO₂, son considerados los principales gases de efecto invernadero. Las aguas residuales generan el 3% de NO₂ total emitido, lo que significa que aportan un 26% a la huella de carbono (De la Torre, 2018). Mientras que la generación de CH₄, representando el 5% de la generación de este gas a nivel mundial. (Parra, 2010)

Además, existe generación de olores por la descomposición de la materia orgánica y por la presencia de compuestos volátiles. (Llagas, 2016)

d) Efectos en la salud humana

El agua residual doméstica contiene microorganismos provenientes de la materia fecal o flora microbiana intestinal y de otras fuentes de contaminación (Izembart, 2003; Mihelcic et al., 2011). Éstas son responsables de varias enfermedades hídricas. La OMS (2014), estimó que en el 2012, en países de ingresos medios y bajos hubo 842 000 muertes causadas por consumo de agua potable contaminada e instalaciones de saneamiento inadecuadas. Por otro lado, se estima que por año mueren 2 millones de personas, de los cuales el 60% son niños menores de 5 años. El consumo o contacto con aguas residuales provoca enfermedades como: fiebre tifoidea, salmonelosis, cólera, gastroenteritis, hepatitis A y parasitosis (Fernández et al., 2005; Bofill-Mas et al., 2005).

2.3 TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS

El tratamiento de aguas residuales es un conjunto de operaciones unitarias, que pueden ser de tipo físico, químico o biológico, cuyo propósito es la eliminación de contaminantes del agua o que la concentración de los mismos sea adecuada para el uso que se le vaya a dar. (Sosa, 2015)

El proceso de eliminación de contaminantes en el tratamiento de aguas residuales consta de cuatro etapas, que son: pre-tratamiento, primario, secundario y terciario (Mihelcic et al., 2011). El pre-tratamiento acondiciona el agua para las siguientes etapas de tratamiento, eliminando sólidos gruesos (plásticos, cartones), sólidos pequeños (arena), aceites, espuma y lodos que se acumulen en el agua por sedimentación (Delgadillo et al., 2010). En el tratamiento primario, ocurren procesos físico-químicos, en los cuales se eliminan sólidos de menor tamaño, elimina el 90%

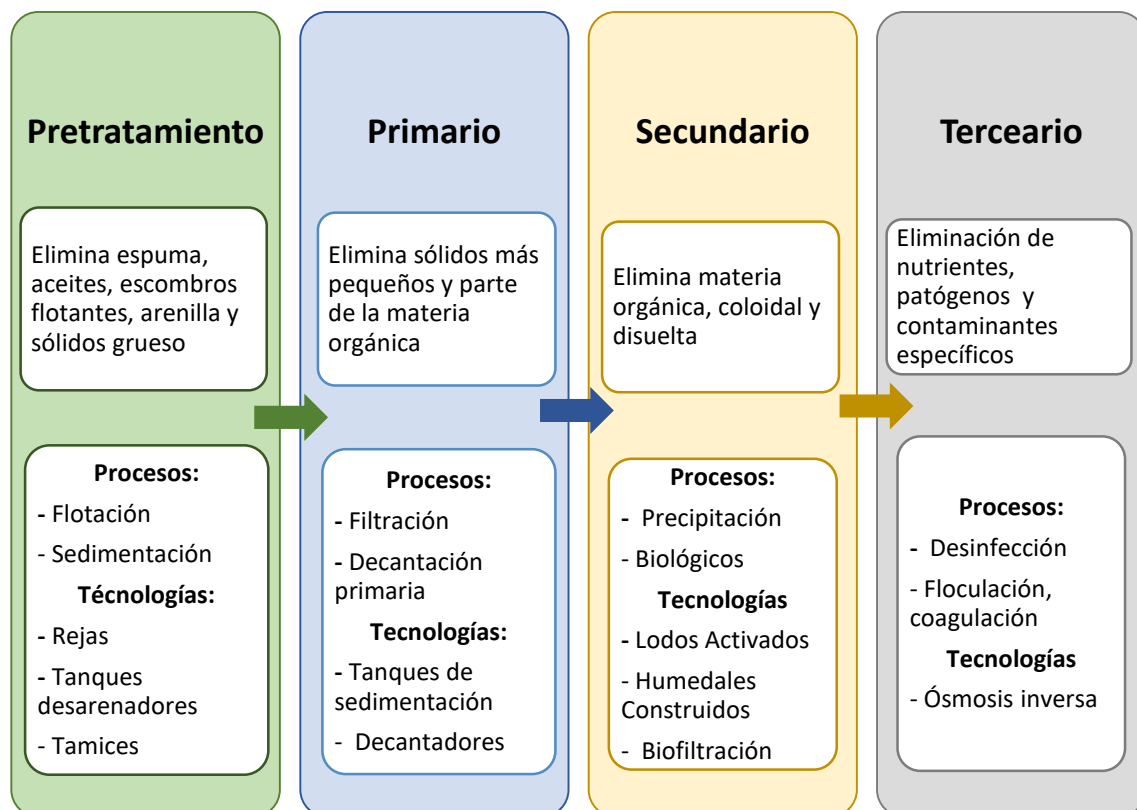
de los sólidos sedimentables, el 65% de sólidos en suspensión y alrededor del 35% de DBO₅ (Mihelcic et al, 2011).

En la segunda etapa, ocurren procesos biológicos, en los cuales se utiliza microorganismos para descomponer la materia orgánica biodegradable restante en el agua. Pueden ser tratamientos anaerobios y aerobios, en el caso de los tratamientos aeróbicos se debe añadir oxígeno. (Cyclus, 2012).

Por último, en el tratamiento terciario se elimina residuos de materia orgánica, nutrientes (N y P), coliformes fecales y compuestos específicos, que no hayan sido eliminados en las etapas anteriores. (Delgadillo-Zurita et al., 2010)

En la Figura 2.1, se muestran las etapas del tratamiento de aguas residuales domésticas.

Figura 2. 1: Etapas de tratamiento de aguas residuales



Fuente: Sosa, (2015); Chávez, (2017); Mihelcic et al., (2011).

Elaborado por: Vanessa Córdor

2.3.1 SISTEMAS DE TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL CENTRALIZADO Y DESCENTRALIZADO

Los sistemas de tratamiento de agua residual centralizados, consisten en un sistema de recolección (alcantarillado), hacia una planta de tratamiento de aguas residuales. Están ubicados generalmente en las afueras de la ciudad. Son sistemas costosos en construcción y operación (216 850 a 342 500\$/año), en especial cuando son utilizadas en zonas con una baja densidad poblacional. Estos sistemas recolectan y tratan altos volúmenes de aguas residuales, provenientes de comunidades grandes, por lo cual utiliza grandes tuberías, excavaciones y pozos de acceso (Caicedo, 2014; Libralato et al., 2012; Massoud et al., 2009).

En cuanto a los sistemas de tratamiento de agua residual descentralizados, son considerados sistemas más sostenibles en comparación con los centralizados. Son utilizados, generalmente, en pueblos pequeños, áreas periurbanas y comunidades rurales en países en desarrollo. Los costos de construcción u operación son bajos (54 000\$/año), al ser construidos cerca de la fuente y no requerir de una red de alcantarillado. Pueden combinar diferentes tecnologías para cumplir con los objetivos de tratamiento y con los requisitos de salud pública y ambiental, debido a que mejora la gestión del agua, por medio de la reducción, reciclaje y la reutilización de este recurso (Caicedo, 2014; Libralato et al., 2012; Kumar et al., 2015)

Existen diferentes tipos de sistemas descentralizados, lo cuales se clasifican en: sistemas de tratamiento naturales, sistemas aeróbicos, sistemas anaeróbicos y sistemas combinados. Los sistemas de tratamiento natural, operan con medios naturales (suelo, plantas) en donde ocurren diferentes procesos, como filtración y reacciones bioquímicas. Ejemplos de estos sistemas son: estanques de estabilización de desechos, humedales construidos y estanques facultativos (Kumar et al., 2015; Vymazal, 2010)

Los sistemas aeróbicos utilizan el oxígeno para la degradación de sustancias orgánicas por parte de los microorganismos, tales como: reactores de biopelícula de lecho móvil, zanjas de oxidación y biorreactor de membrana. Por su parte, los sistemas anaeróbicos, son tratamientos biológicos en los cuales se produce metano

y biomasa a través de procesos que no incluyen oxígeno (Meuler et al., 2008; Kumar et al., 2015; Mmelidis et al., 2009)

Los sistemas combinados, incorporan características de los tres sistemas antes mencionados, como tanque séptico, filtro anaeróbico, filtro por goteo y sistemas híbridos (Kumar et al., 2015).

En la Tabla 2.2, muestra las diferencias entre los sistemas centralizados y descentralizados.

Tabla 2.2: Diferencias entre sistemas centralizados y descentralizados

Característica	Sistemas centralizados	Sistemas descentralizados
Sistema de recolección	Tuberías con grandes diámetros y amplias distancias	Tuberías con pequeños diámetros y constas distancias
Espacio necesario	Áreas grandes localizadas en un solo punto	Áreas pequeñas en distintos sitios
Operación y mantenimiento	Requerimiento de personal técnico a tiempo completo	Menor demanda, puede ser monitoreada de forma remota.
Circulación de agua	Aumenta la necesidad de transferencia de agua	No requiere de personal especializado
Potencial de reuso	La descarga de agua se la realiza en un solo punto	El agua tratada puede ser utilizada localmente en actividades como riego

Fuente: Caicedo, (2014); Libralato et al, (2012); Kumar et al., (2015).

Elaborado por: Vanessa Córdor

2.4 BIOFILTROS

Los biofiltros son una tecnología no convencional que ha sido utilizada desde el siglo XVII para el control de la contaminación y de riesgos a la salud pública (Torres et al., 2003). En la actualidad, se han implementado nuevos materiales los cuales mejoran la eficiencia para eliminación de contaminantes. (Sosa et al., 2014)

En los sistemas de biofiltración, ocurren procesos físico-químicos y biológicos, en los cuales existe una separación de sólidos suspendidos y de materia coloidal, eliminación biológica de sustancias solubles y retención química de otras (Medina, 2012). Debido a la degradación de contaminantes y al crecimiento de las poblaciones de microorganismos que ocurren en el sistema, se forma una biopelícula inmovilizada en la superficie del lecho filtrante lo que permite la eliminación de contaminantes (Sosa et al., 2014; Garzón, 2004; Viguera et al., 2013).

Esta tecnología es utilizada en los procesos de purificación del agua para su uso potable y en el tratamiento de aguas residuales (Medina, 2012).

2.4.1 TIPOS DE BIOFILTROS

Biofiltros percoladores

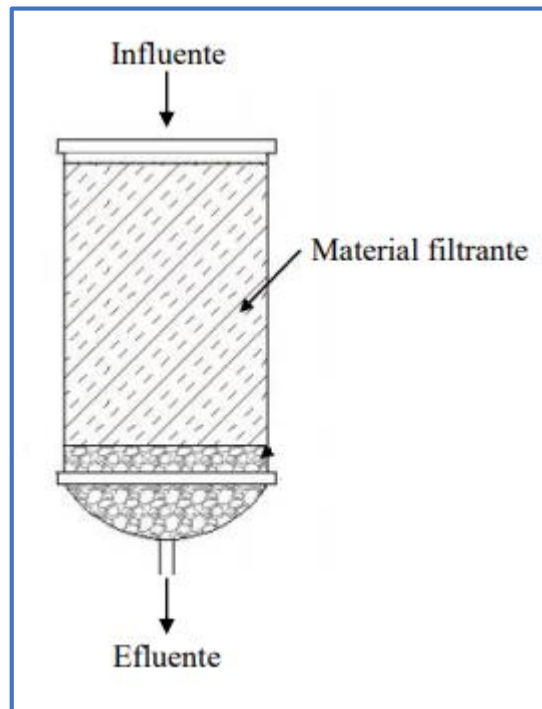
Los biofiltros percoladores son sistemas de tratamiento biológico aeróbico, en donde el agua residual circula a través de un medio filtrante, el mismo se encuentra a lo largo del biofiltro y que puede ser natural (antracita, escoria, arena) o artificial (plástico) (Bracho et al., 2016). Los microorganismos que se encuentran en el agua, se adhieren al medio filtrante formando la biopelícula y degradando la materia orgánica y demás contaminantes que se encuentran en el agua residual (Medina, 2012).

En este tipo de sistemas el agua residual ingresa al biofiltro por la parte superior, atraviesa el medio filtrante, en el cual es distribuida continuamente a lo largo del diámetro en todo el biofiltro, permitiendo que el agua percole o escurra lentamente a través del medio filtrante. (Chaudhary et al., Wik, 2003)

En base al funcionamiento de este sistema, se han realizado variaciones del mismo, tal es el caso de biofiltros con lecho orgánico. Estos biofiltros fueron desarrollados en Canadá, con el objetivo de generar una tecnología simple, eficaz y de bajo costo para el tratamiento de agua residual y en la cual se pueda aprovechar materiales orgánicos propios de cada zona (Garzón - Zuñiga et al., 2007; Garzón – Zuñiga et al., 2012).

La Figura 2.2, muestra el esquema de un biofiltro percolador.

Figura 2. 2: Esquema de un biofiltro percolador



Fuente: Cervantes, (2009)

Vermifiltros

El uso de lombrices en sistemas de tratamiento de aguas residuales, se conoce como vermifiltración. Estos biofiltros se basan en un proceso de adaptación de lombrices en un medio filtrante que permita su crecimiento. (Tomar et., 2011)

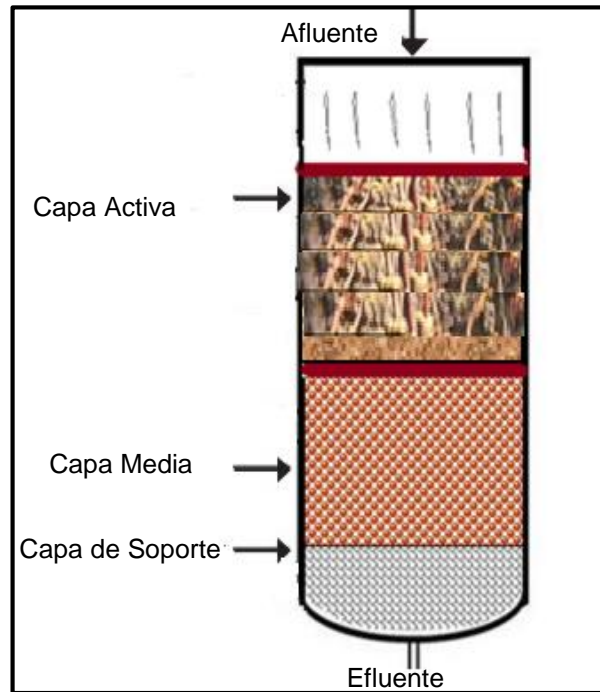
Las lombrices interactúan con microorganismos que favorecen la descomposición y estabilización de la materia orgánica (Samal et al., 2017). El agua ingresa por la capa en donde se encuentran las lombrices, las mismas que consumen los contaminantes y aumentan la eficiencia del sistema (Parra et al., 2013). Los sólidos suspendidos en el agua residual son retenidos y procesados en la parte superior del sistema, por parte de las lombrices y microorganismos inmovilizados en el lecho, mientras que la materia orgánica es biodegradada. (Kamarowski, 2001)

La aireación que realizan las lombrices, permiten la estabilización del sistema y una filtración eficaz, estos organismos tienen la habilidad de acumular abundantes contaminantes orgánicos mediante la absorción por medio de su pared corporal y captación intestinal. (Tomar et., 2011)

Los vermifiltros están constituido por tres capas: activa, en donde se encuentran las lombrices; media, la cual está constituida por arena; y de soporte, formada por grava (Zhao et al., 2012).

La Figura 2.3, muestra el diagrama de un vermifiltro con sus diferentes capas.

Figura 2. 3: Diagrama de un vermifiltro



Fuente: Cardoso et al., (2013)

Humedales construidos

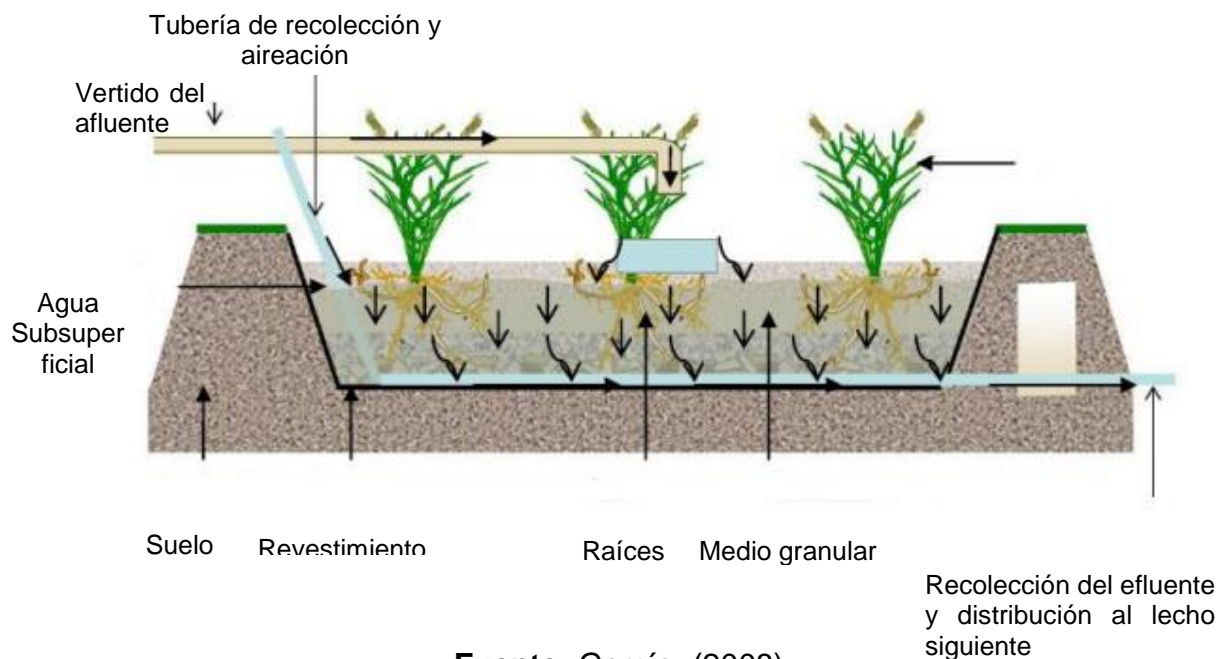
Los humedales son sistemas cuyo diseño se basa en un reactor que contiene los siguientes elementos: agua, lecho filtrante y planta. Estas plantas pueden ser emergentes, flotantes o sumergidas y tienen como características importantes, la acumulación y transformación de sustancias contaminantes del agua residual. Las plantas asimilan y descomponen nutrientes, materia orgánica e inorgánica mediante la absorción de los contaminantes desde las raíces. Existen diferentes tipos de humedales según el flujo de agua con el cual operen, estos son: Sistemas de Flujo superficial y Sistemas de Flujo Subsuperficial. (Parra et al, 2013; Vizcaino et al., 2016; Alemendas et al., 2017)

En el caso de los sistemas de Flujo Subsuperficial, el agua circula a través de las raíces de la vegetación, la misma que se encuentra en un reactor con un material

filtrante. Dicho material filtrante tiene como función soportar la vegetación y que generalmente es grava. (Peña et al., 2014)

La Figura 2.4, muestra el esquema de un humedal de flujo superficial.

Figura 2. 4: Humedal de flujo superficial



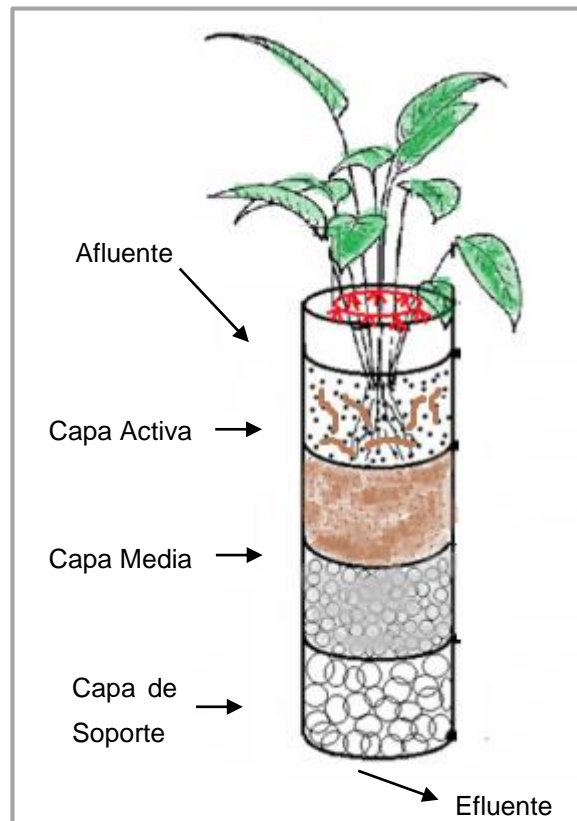
Fuente: García, (2008)

Biofiltros híbridos

Los sistemas que combinan los diferentes métodos de operación de biofiltros, se conoce como biofiltros híbridos. En este tipo de sistemas, existe la interacción entre plantas y lombrices, estos organismos trabajan de manera simbiótica, lo que permite tener eficiencias superiores de las que se obtiene por separado (Samal et al., 2017). Lo cual ocurre porque la comunidad microbiana aumenta, provocando que la descomposición de los contaminantes orgánicos se acelere. (Wang et al., 2010)

La Figura 2.5, muestra el esquema de un biofiltro híbrido con sus diferentes componentes.

Figura 2. 5: Esquema de un biofiltro híbrido



Fuente: Kundan et al., (2017)

2.4.2 PRINCIPIO DE LA BIOFILTRACIÓN

Un sistema de biofiltración está compuesto por un material soporte, el cual permite la filtración de las aguas residuales y el desarrollo de una biopelícula, la misma que esta adaptada a éste, además, sirve como medio de soporte y desarrollo para las lombrices y plantas utilizadas en los diferentes tipos de biofiltros (Sekoulov et al, 2009).

La biopelícula formada permite la degradación biológica de los contaminantes y se forma mediante un desarrollo gradual en la superficie del medio filtrante. Su formación depende de la concentración orgánica que existe en el afluente y puede demorar días o meses. La eficiencia de un biofiltro depende de las actividades microbianas, por lo cual es importante tener una fuente constante de materia orgánica y nutrientes. (Singh et al, 2003)

Para iniciar el funcionamiento de un biofiltro, se debe realizar un acondicionamiento, el cual se inició con el material filtrante limpio y con tasas hidráulicas bajas, permitiendo una adaptación del sistema. El crecimiento microbiano de la biopelícula comienza cuando existe sustrato disponible y condiciones de temperatura, humedad, pH y aire adecuados. En un inicio, la eficiencia de eliminación de contaminantes es baja, y puede ser mayor a la que se encuentra normalmente en el agua residual, pero la eficiencia se incrementa con el paso del tiempo. (Vigueras, 2012)

La aplicación de cargas hidráulicas superficiales óptimas en los sistemas de biofiltración evita que exista la separación de la biopelícula (Cohen, 2001). Cuando la biopelícula es gruesa y pesada, debido a la disponibilidad de nutrientes y a condiciones favorables en el sistema, ésta es capaz de desprenderse del medio, disminuyendo las eficiencias del sistema. (Mihelcic y Zimmerman, 2012)

Las aguas residuales que son tratadas en los sistemas de biofiltración, pasan a través del lecho filtrante, en donde ocurren cuatro procesos de manera simultánea:

1. Filtración lenta y pasiva
2. Absorción, adsorción e intercambio iónico
3. Biodegradación
4. Desinfección
5. Asimilación

Existen procesos de oxidación total o parcial de la materia orgánica, en donde se transforma en compuestos no peligrosos. En cuanto a los procesos de adsorción, estos ocurren en lugares disponibles en las partículas (Noyola et al., 2000).

El oxígeno y la carga orgánica se disuelven en la superficie del líquido en movimiento atravesando la superficie de la biopelícula, para ser degradados por los microorganismos que se encuentran adheridos en el lecho o medio filtrante. Otros contaminantes, como los sólidos suspendidos y coloidales, también se adhieren y son adsorbidos por la biopelícula (Cohen, 2001). Por último, las aguas residuales tratadas pueden ser reutilizadas o descargadas en un cuerpo de agua. (Garzón, 2012)

En los biofiltros que se utiliza lombrices (vermifiltro), estas son las encargadas de degradar y estabilizar el sustrato, por medio de excavación, fragmentación y mineralización de la materia orgánica (Arora et al., 2015).

En cuanto a aquellos que funcionan con plantas (humedales), las raíces de las mismas facilitan la formación de la biopelícula, favorecen la adsorción y filtración de los contaminantes del agua residual y aportan a la retención de nutrientes y sólidos suspendidos (Carvajal et al., 2018; Romero et al., 2009).

2.4.3 CARACTERÍSTICAS OPERACIONALES

A continuación se muestran las características operacionales comunes en los sistemas de biofiltración:

Tabla 2. 3: Características operacionales de sistemas de biofiltración

BIOFILTROS									
Medio Filtrante	Carga Hidráulica (m³/m²*d)	Carga orgánica (kg DBO/m³*d)	Profundidad del lecho (m)	Porosidad (%)	Tiempo de retención (s)	Temperatura (°C)	Humedad (%)	pH	Fuente
Piedra, escoria	1,2 – 9,4	0,08 - 0,5	1,8 – 2,4						Metcalf y Eddy, (2003)
Piedra	9,4 – 70,4	0,5 – 1,6	0,9 – 1,8						Metcalf y Eddy, (2003)
Piedra, madera	47,8 – 188	1,6 – 8							Metcalf y Eddy, (2003)
Roca, plástico	9,4 – 37,6	0,95 – 1,8							Metcalf y Eddy, (2003)
Grava			0,3 – 1,5	50 – 63	10-60	15-30	60	6 - 8	Rodriguez, (2012)
Roca	1 - 75	0,07 – 3,2	1,8 – 12,2						Deshusses, (1994)
Material Orgánico	0,05 – 0,3								Medina, (2012)
	12		0,71	40					Hozalski, (2001)
Arena	1,2 – 1,8		0,9 – 1,5						Mihelcic, (2011)

CONTINUACIÓN

VERMIFILTROS					HUMEDALES				
Material	Carga Hidráulica (m ² /m ² *d)	Área (m ²)	Volumen (m ³)	Fuente	Material	Carga Hidráulica (m ² /m ² *d)	Área (m ²)	Volumen (m ³)	Fuente
Vermicompost, grava de río, bola de barro y cristal	1	0,05	0,1	Morales et al., (2017)	Humedal de flujo subsuperficial (grava)	-	0,28	0,31	Wang et al., (2010)
Compost, lecho de río	1	0,25	0,075	Garzón (2002)	Humedal de flujo subsuperficial (grava)	-	3	1,5	Kumar et al., (2015)
Adoquines, arena plateada, cama de lombrices	0,2	0,56	0,1	Sosa (2015)	Humedal de flujo subsuperficial (grava media y adoquines)	-	2,25	2,25	Bedoya, (2014)
Bolas de cerámica, ceniza de carbón	4	0,05	0,03	Vigueraz et al., (2013)	Humedal de flujo subsuperficial (Carbonilla y grava)	0,02	0,0045	0,0019	Solís et al., (2015)

CONTINUACIÓN

BIOFILTROS HÍBRIDOS					
Material de medio filtrante	Carga Hidráulica (m ² /m ² *d)	Volumen (m ³)	Área (m ²)	Tiempo de operación (Días)	Fuente
Suelo, arena, biocerámica y grava	0,36 - 1,08	0,4	1	336	Akratos y Tsihrintzis (2007)
Suelo, arena plateada, detritus finos y adoquín	1	0,15	0,25	131	Gutiérrez y Peña (2011)
Vermicompost, hojas secas, aserrín, grava, piedras grandes	-	0,1	0,27	-	Wang et al., (2015)
Arena, materia orgánica	0,025	0,28	0,56	240	Wang et al., (2011)
Compost, arena y grava	0,65	0,504	0,56	70	Xu et al., (2013)
Mezcla de arena de río, arena Qing	-	0,216	0,36	264	Zhao et al., (2014),

Elaborado por: Vanessa Córdor

2.4.4 COMPONENTES DE UN SISTEMA DE BIOFILTRACIÓN

Los sistemas de biofiltración están compuestos por: lecho filtrante y componente biótico (plantas, lombrices, entre otros).

El componente biótico puede ser plantas, lombrices y microorganismos. Los microorganismos degradan de forma aeróbica o anaeróbica la materia orgánica del agua residual a tratar. Se encuentran en la biopelícula formada, realizan diferentes procesos, como la mineralización y contribuyen con la remoción de nitrógeno, mediante la nitrificación y desnitrificación. (Mendoza, et al., 2016)

2.4.4.1 Lecho filtrante

El medio o lecho filtrante es un componente de gran importancia en los sistemas de biofiltración, ya que garantizan la eficiencia del sistema, la estabilidad operacional y su vida útil. De éste depende el costo del sistema, ocupa generalmente el 50 y 70% de la altura total del biofiltro y tiene como principales funciones las siguientes:

- Facilitar el contacto entre el agua y los microorganismos contenidos en el biofiltro.
- Proporciona un flujo uniforme
- Proveer la mayor área superficial de soporte y que permita la formación de la biopelícula
- Retener contaminantes del agua residual a tratar

Los medios filtrantes son medios porosos o granulares (arena, antracita, entre otros), aseguran grandes áreas para atrapar contaminantes y garantizan un suministro adicional de nutrientes. Pueden estar conformada por una variedad de materiales de distinto origen, los cuales tienen características que favorecen la filtración. (Srivastava et al., 2008; Arango, 2010)

Para la selección del lecho filtrante es importante tomar en cuenta, la finalidad que tiene el efluente. (Sosa et al, 2014; Medina, 2012)

Tipo de lechos filtrantes

a) Lechos filtrantes inorgánicos

Los lechos inorgánicos comúnmente usados son: rocas, arena, carbón activado, trozos de cerámica y vidrio, pedazos de plástico o metal, entre otros. Generalmente en los filtros a escala real utilizan rocas o plástico (Wik, 2003; Metcalf y Eddy, 2003). Es resistente al ataque microbiano, tiene una alta termoestabilidad y buenas propiedades de flujo (Cohen, 2001).

Los sistemas de biofiltración que funcionan con este tipo de lechos, tienen generalmente eficiencias de eliminación de contaminantes en aguas residuales municipales de 80 a 90% de DBO₅, 70-80% de la DQO y de 85 a 95% del nitrógeno amoniacal (Metcalf y Eddy, 2003). Por otro lado, los biofiltros con este tipo de lecho, se pueden clasificar de acuerdo a las tasas de carga hidráulica. Aquellos que son empacados con rocas se clasifican como de baja, intermedia o media y alta tasa, y aquellos que son empacados con plástico se utilizan para sistemas de biofiltros de alta tasa. (Gray, 2004).

En la Tabla 2.4, se muestran las características operacionales de los sistemas de biofiltración con lechos inorgánicos:

Tabla 2. 4: Características operacionales de sistemas de biofiltración con lechos inorgánicos

Características de diseño	Baja Tasa	Media tasa	Alta tasa	
Medio Filtrante	Roca	Roca	Plástico	Roca
Carga hidráulica (m³/m²*d)	1 - 4	4 - 10	10 - 40	10 - 75
Carga orgánica (kgDBO/m³*d¹)	0.07 – 0.22	0.24 – 0.48	0.4 – 2.4	0.6 – 3.2
Relación de recirculación	0	0 - 1	1 - 2	1 – 2
Profundidad (m)	1.8 – 2.4	1.8 – 2.4	1.8 – 2.4	3 – 12.2
Eficiencia de remoción de la DBO (%)	80 - 90	50 - 80	50 - 90	60 - 90

Fuente: Medina, (2012)

Elaborado por: Vanessa Córdor

b) Lechos filtrantes orgánicos

Los biofiltros que utilizan material orgánico como medio filtrante son llamados biofiltros sobre cama o lecho orgánico (Chaudhary et al., 2003; Garzón-Zuñiga et al., 2008). En la década de 1920, fueron utilizada para el tratamiento de gases y malos olores provenientes de las plantas de tratamiento de aguas residuales industriales en Estados Unidos, permitiendo la solubilización y la eliminación por biodegradación de los contaminantes gaseosos. Para la realización de dichos procesos, era necesario que el material filtrante esté húmedo. (Thalasso y Pineda, 2002; Garzón-Zuñiga et al., 2008)

Existen materiales orgánicos con la capacidad de actuar como resina natural, lo cual provoca que las sustancias contaminantes se degraden en el lecho mediante mecanismos físico-químicos (Buelna, 2011). En base a los mecanismos de degradación, se desarrolló el sistema para el tratamiento directo de aguas residuales, empezándose a estudiar a partir del año 1980 (Buelna y Bélanger. 2005; Lens et al., 1994)

El agua residual, que es tratada en el biofiltro con lecho orgánico, pasa por tres procesos simultáneamente, los cuales son:

- Filtración: reducción de sólidos
- Absorción, adsorción e intercambio iónico: retención de contaminantes
- Degradación biológica: formación de la biopelícula

Los lechos filtrantes orgánicos son relativamente nuevos, han sido utilizados por algunas décadas en Canadá, Estados Unidos y México, como una opción de sistemas descentralizados que presentan grandes e importantes ventajas. (Garzón Zuñiga et al., 2007,2008; Buelna et al., 2011)

Los sistemas de biofiltración que utilizan este tipo de lecho, constan de una sola unidad, la cual es operada con bajas tasas de filtración y aseguran un tratamiento completo y eficiente. No necesita de inyección de aire y no produce lodos residuales, la vida útil es aproximadamente de cinco años y no presenta altos costos (Garzón-Zuñiga et al., 2008; Garzón-Zuñiga y Buelna, 2011).

Esta tecnología se ha desarrollado en pequeñas zonas o comunidades (1 – 2000 habitantes) y pequeñas industrias, con cargas hidráulicas superficiales de 0.2 a 1 $m^3 \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$ (Buela, 2011).

Existen diferencias en cuanto a las eficiencias de eliminación de contaminantes entre biofiltros con lechos orgánicos e inorgánicos, aquellos con lechos orgánicos, muestran eficiencias en eliminación de DBO de 90 a 98%, mientras que aquellos con lechos inorgánicos, muestran eficiencias de 65-90%. (Garzón y Buelna, 2011)

Características de medios filtrantes orgánicos

Las características de los lechos filtrantes orgánicos son las siguientes, además de las ya mencionadas anteriormente en las características de lechos filtrantes:

- **Gran capacidad de adsorción:** un ejemplo es la adsorción microbiana en astillas de madera (248 mg/g) y sílice inorgánica (2 mg/g). (Cohen, 2001)
- **Alto contenido y variedad de grupos reactivos:** grupos tales como: carboxilo, amino, hidroxilo, entre otros, que se encuentran en la superficie, permiten que exista mayor adsorción de los materiales. (Ramírez et al, 2003)
- **Contenido de nutrientes:** al tener nutrientes en su contenido, entre los más importantes: nitrógeno, fósforo y potasio, permite a los microorganismos crecer y unirse con mayor facilidad y velocidad. (Cohen, 2001)
- **pH:** los materiales orgánicos utilizados para los sistemas de biofiltración tienen un pH neutro o alcalino, lo que facilita la formación de la biopelícula, además de tener capacidad de amortiguación. (Ramírez et al, 2003)
- **Bajo costo:** facilita viabilidad económica de la instalación de sistemas de biofiltración.
- **Presencia de bacterias:** presencia de forma natural de una gran cantidad de diferentes bacterias. (Ramírez et al, 2003)
- **Gran área de superficie específica:** permite mayor adsorción de los contaminantes. (Vigueras et al, 2013)
- **Baja densidad aparente:** disminuye la compactación y es favorable a la retención de agua. (Vigueras et al, 2013)
- **Alta densidad de fracción de vacío:** Permite mayor retención del agua. Se diferencia de la porosidad, debido a que ésta representa el tamaño de los poros, y fracción es el porcentaje de vacío que existe en las partículas. (Vigueras et al, 2013)

Eficiencias obtenidas en biofiltros con lechos orgánicos

La Tabla 2.5, muestra las eficiencias de remoción obtenidas con diferentes materiales filtrantes orgánicos.

Tabla 2. 5: Eficiencias obtenidas con lechos filtrantes orgánicos

Material filtrantes	Tipo de influente	Eficiencia %			Fuente
		DBO ₅	DQO	SST	
Virutas de coníferas y turba	Sanitarias	96	-	99	Buelna et al. (2001)
Tabachin y jacaranda	Sanitarias	97	71	95	Gárzon y Buelna, (2011)
Composta Aserrín	Doméstica	65	60	72	Batista et al., (2013)
Bagazo de caña		71	80	78	
Fibra de agave	Municipales	92	80	91	Vigueras, (2013)
Astillas de coníferas y turba	Industriales y sanitarias (avícolas)	99	-	99	Dubé et al., (2002)
Fibra de cáscara de coco	Proceso de extracción de yuca	70	-	85	Torres et al., (2003)
Anillos de guadua		65	-	75	
Residuos de tejas de barro y cáscara de coco		60	-	95	
Turba y trozos de madera conífera	Colorante naranja Industria petroquímica	-	90	-	Garzón, (2004)
Astillas de madera de mezquite	Domestica	92	78	95	
Mesocarpio de coco	Empacadora de banano	79,17	-	50	Fernández y Sánchez, (2016)
Compost de hojas con arena	Municipales	-	-	98	Bratieres et al., (2008)

Elaborado por: Vanessa Córdor

2.5 RESIDUOS OLEAGINOSOS

Los residuos oleaginosos, son subproductos sólidos obtenidos del proceso industrial para extraer aceite, o procesar las semillas para su comercialización, los mismos que son extraídos por diferentes procesos, en los cuales no se agreguen sustancias que puedan alterar su composición. (Bustos y Rojas, 2010)

Las plantas oleaginosas son aquellas que tienen la capacidad de producir alguna clase de aceite. Estas plantas, al tener semillas o granos con alto contenido de ácidos grasos y proteínas de alta calidad, forman parte de los cultivos con mayor producción, experimentación, investigación y comercialización a nivel mundial (Dirección Nacional de Programación Económica Regional, 2002; Hernández, 2006).

Las semillas de estas plantas son utilizadas principalmente en la industria para la elaboración de aceites, mientras que sus residuos son catalogados como subproductos. Éstos tienen alto contenido de proteína y en su mayoría son destinados para la producción de alimento balanceado para la ganadería y la avicultura, además contienen sustancias, como: lignina, hemicelulosa, celulosa y fibra, que las hacen útiles para otros propósitos, como en el tratamiento de aguas residuales. (Bustos y Rojas, 2010; Dirección Nacional de Programación Económica Regional, 2002)

2.5.1 CÁSCARAS DE MANÍ

El maní es una planta oleaginosa con alto contenido de proteínas, se cultiva principalmente para la producción de aceite y comercialización de su semilla. En el 2014, hubo una producción total de 43,9 millones de toneladas. Como subproducto de los cultivos de maní, están las cáscaras, las mismas que comprenden cerca de un tercio en peso de la vaina de maní, por lo cual son un producto abundante y barato. (Adhikari et al., 2018)

Las cáscaras de maní pueden ser utilizadas para diversos fines: materia prima, alimento, combustible, lecho filtrante en biofiltros e reutilización de desechos orgánicos. Según Ramírez-López et al., (2003), son potencialmente un medio filtrante debido a sus características físico-químicas, tales como: gran superficie

específica, pH neutro, gran capacidad de retención de agua, alto contenido de nutrientes y bajas caídas de presión al estar en una columna de biofiltro (Ramírez-Lopez et al, 2008).

En la Tabla 2.6 se muestran las características físico-químicas de las cáscaras de maní.

Tabla 2. 6: Características de la cáscara de maní

Características	Unidades	Valor
Capacidad de retención de agua	kg/kg	2,8 ± 0,03
Área superficial específica	m ² /m ³	268 ± 6
Densidad seca	mg/L	0,223 ± 0,022
Densidad aparente	-	0,052 ± 0,012
Fracción nula	%	74,02 ± 0,5
Número de partículas	#/m ³	220 x 10 ³
pH	-	6,8 ± 0,04
Cenizas	%	3,5 ± 0,21
Materia orgánica	%	95,7 ± 0,72
Nitrógeno Total	%	2,3 ± 0,1
Potasio Total	%	0,31 ± 0,01
Fósforo Total	%	0,025 ± 0,001
Microorganismos aeróbicos totales	#/g	1 x 10 ⁸

Fuente: Ramírez et al., (2003)

Elaborado por: Vanessa Córdor

Las cáscaras de maní, contiene proteínas, carbohidratos, azúcares y minerales, además de hemicelulosa, celulosa y lignina, que son compuestos lignocelulósicos, los mismos que tienen la capacidad de separar contaminantes (remoción de materia orgánica e inorgánica), haciendo posible la utilización de este material en el tratamiento de aguas residuales (López-Suarez, 2015)

Johnson et al. (2001), establece que las cáscaras de maní proporcionan un medio eficaz en la eliminación de metales de las aguas residuales.

En la Tabla 2.7, se especifican las eficiencias de eliminación de diferentes contaminantes por parte de las cáscaras de maní.

Tabla 2. 7: Eficiencias de eliminación de contaminantes con cáscara de maní

Medio Filtrante	Contaminante	Eficiencia (%)	Fuente
Cáscaras de maní modificadas con EDTA	Cadmio	78	Okieimen et al., (1991)
	Plomo	91	
Cáscaras de maní modificadas con H₂SO₄	Mercurio	90	Chamarthy et al., (2001)
Carbón activado a partir de cáscara de maní	Cromo (VI)	97	Dubey et al., (2007)
Cáscara de maní	Cobre	78	Xu, Liu, (2008)
	Plomo	58	
Cáscara de maní con ZnCl₂	Colorante verde de malaquita	96	Malik et al., (2007)
Cáscara de maní	Rojo neutro	75	Han et al., (2008)

Elaborado por: Vanessa Córdor

CAPÍTULO 3

METODOLOGÍA

3.1 AGUA RESIDUAL Y RESIDUO

3.1.1 MUESTREO Y ALMACENAMIENTO

Agua Residual Doméstica

El agua utilizada en el estudio fue preparada en el laboratorio con el propósito de tener las características comunes con el agua residual doméstica acorde a lo establecido por Almeida et al., (2017). Con el objetivo de obtener suficiente volumen de agua para la operación del modelo experimental, se preparó 50 L diarios. La solución base tenía la siguiente composición: 5 g de almidón, 10 g de leche en polvo, 1,7 g de gelatina, 8,55 g de azúcar, 2,23 g fosfato ácido de potasio, 7,5 g de bicarbonato de sodio, 3,71 g de sulfato de amonio, 0,15 g de sulfato de magnesio y 0,15 g de jabón. Todos los compuestos fueron disueltos en 500 ml de agua potable, para después aforar en un recipiente de 50 L.

La Figura 3.1, muestra la elaboración del agua residual doméstica sintética

Figura 3. 1: Elaboración del agua residual doméstica sintética



1) Dilución de compuestos en 500 mL 2) Aforo del agua residual a 50 L

Elaborada por: Vanessa Córdor

Cáscaras de Maní

Las cáscaras de maní fueron recolectadas de piladoras de este producto agrícola procedente de cultivos ubicados en los sectores de Playas, Palo Blanco, El Naranja, El limón y Bramaderos, pertenecientes al cantón Paltas, provincia de Loja. Dichos residuos fueron recolectados en fundas y conservados a bajas temperaturas (4°C).

3.2 MODELO EXPERIMENTAL

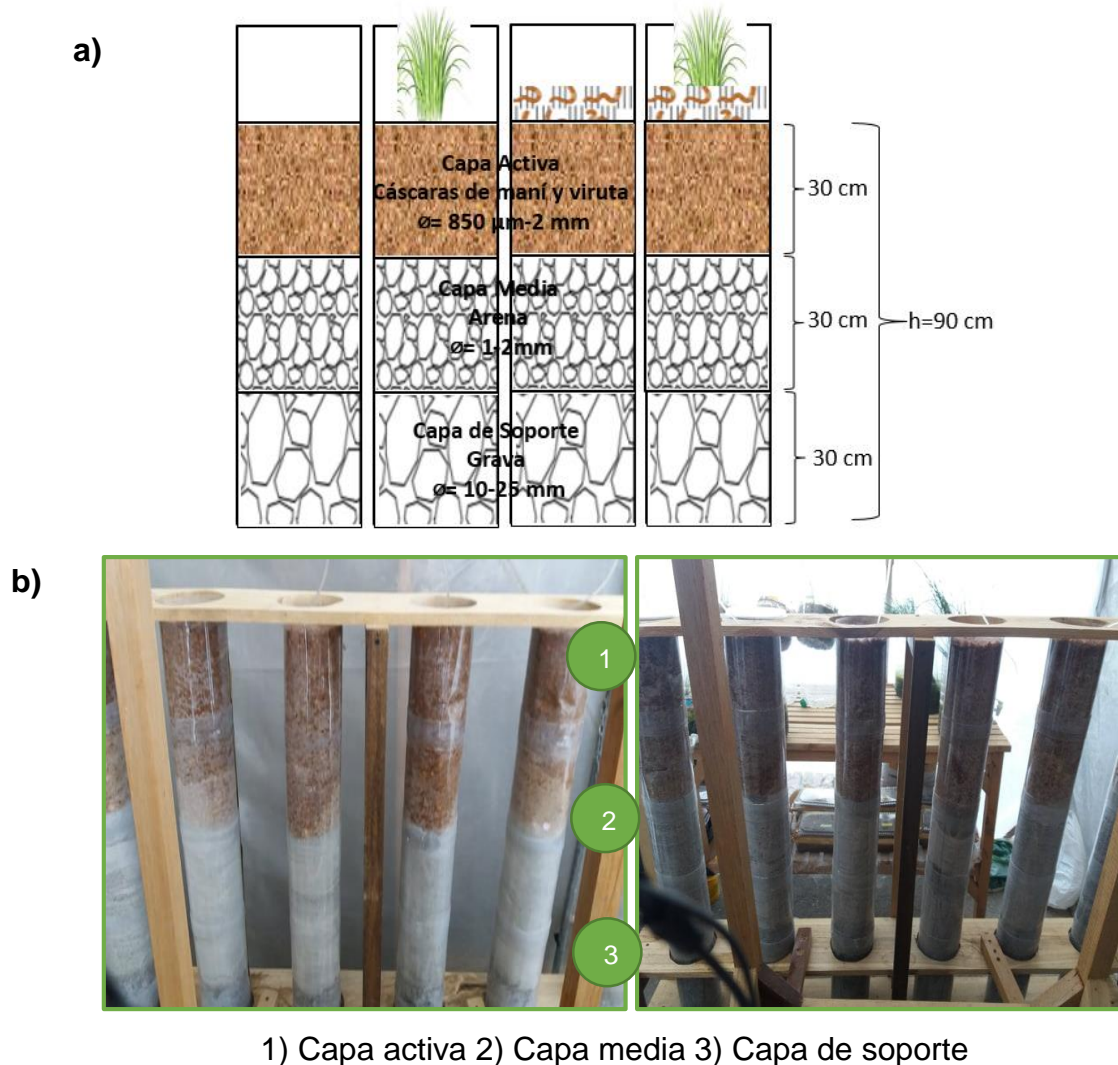
El modelo experimental fue instalado, operado y controlado en un invernadero instalado cerca de las oficinas del Cuerpo de Ingenieros del Ejército ubicadas en la Escuela Politécnica Nacional (EPN). El modelo fue evaluado a partir de sus características físico-químicas durante 11 semanas; el monitoreo y control se lo realizó a diario durante toda la operación.

3.2.1 CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DEL MODELO

El modelo experimental estuvo constituido por 12 columnas fabricadas de botellas PET (Tereftalato de Polietileno) de 12 cm de diámetro y 90 cm de altura. Cada columna se dividió en 3 capas de igual altura, capa activa ($h = 30$ cm), capa media de arena con un diámetro de 0,1 a 0,2 cm ($h = 30$ cm), y capa de soporte o inferior de grava con diámetro de 1 a 2,5 cm (30 cm). La capa activa fue constituida por 25% de cáscara de maní de diámetro entre 850 μm a 2mm y 75% de viruta. Esta proporción fue determinada a partir de estudios ecotoxicológicos previos a la etapa de experimentación con los dos organismos utilizados (*Schoenoplectus californicus* y *Eisenia foetida*). En esta capa, se inoculó en 3 columnas la especie *Eisenia foetida* o lombriz roja californiana y/o la especie *Schoenoplectus californicus* o totora. En total se operaron 12 biofiltros con 4 tipologías (biofiltro, humedal construido, vermifiltro y biofiltro híbrido) y tres tasas hidráulicas en paralelo (0,5, 1, 1,5 $\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{día}$). La densidad poblacional de las plantas fue de 102 ind/ m^2 según lo establecido por Xu et al., (2013). Por otro lado la densidad poblacional de las lombrices fue 1000 ind/ m^3 , según lo establecido por Samal et al., (2017).

La Figura 3.2, muestra las características del modelo experimental utilizado para la realización del proyecto.

Figura 3. 2: Características del modelo experimental



Elaborado por: Vanessa Córdor

3.2.2 PERÍODO DE ACLIMATACIÓN Y DENSIDAD POBLACIONAL

La aclimatación de las lombrices y plantas, se realizó 13 días previos a la puesta en marcha del modelo experimental. La aclimatación, fue realizada con el agua residual doméstica sintética descrita anteriormente.

La aclimatación, se realizó en dos etapas, en la primera en donde, sin lombrices ni plantas, cada columna fue alimentada con el agua residual durante 6 días a un caudal de $5 \text{ cm}^3/\text{min}$ durante 4 horas/día pasando un día. El objetivo, era crear un hábitat propicio para el crecimiento de los organismos a utilizarse. Durante este tiempo, se aclimataron 400 lombrices en dos recipientes PET rectangulares. En

este recipiente se colocó una concentración de cáscara de maní, igual a la que se utilizará en cada biofiltro y se alimentó con 2 litros de agua residual, por una vez hasta terminar esta etapa.

La Figura 3.3, muestra el procedimiento para la aclimatación de las lombrices.

Figura 3. 3: Proceso de aclimatación de lombrices



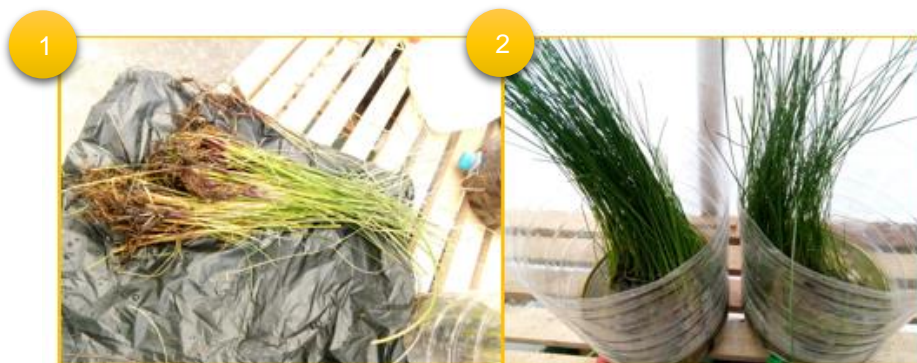
1) Conteo de lombrices 2) Medio de aclimatación 3) Lombrices en el medio de aclimatación

Elaborado por: Vanessa Córdor

Por otro lado, 30 plantas se aclimataron al agua residual en dos botellas PET de 5 litros, en las cuales se colocó dos litros de agua residual hasta que termine la primera etapa de aclimatación.

En la Figura 3.4, muestra el proceso de aclimatación de las plantas.

Figura 3. 4: Proceso de aclimatación de plantas



1) Conteo de plantas 2) Plantas en agua residual

Elaborado por: Vanessa Córdor

La segunda etapa, comprendió la puesta en marcha de los biofiltros, en donde se incorporaron los organismos a cada columna según corresponda. En un periodo de 7 días, se inocularon 34 lombrices y se añadieron 2 plantas en cada biofiltro, colocándose cada 24 horas 800 ml de agua residual doméstica sintética. Los organismos que sobraron de la etapa anterior se mantuvieron en los recipientes anteriores, añadiéndoles agua residual sintética por una vez más en esta etapa. Cada biofiltro fue cubierto con fundas de basura negras, para prevenir el crecimiento de algas, por la presencia de nutrientes en el agua residual y la incidencia de la luz solar a las columnas, además de evitar que las lombrices mueran por su fotosensibilidad.

Por último, se observó la aclimatación de los organismos, monitoreando que las lombrices no se escapen de las columnas de biofiltración, lo que se controló diariamente mediante observación. Las plantas, por otro lado, fueron monitoreadas mediante inspección visual a la marchitez de hojas.

En la Figura 3.5, se muestra la aclimatación final de los organismos en cada biofiltro.

Figura 3. 5: Aclimatación final de las columnas de biofiltración



Elaborado por: Vanessa Córdor

El número de individuos que se utilizó fue 34 lombrices por biofiltro y 2 plantas por biofiltro, eligiendo estos valores como proporcional a valores promedio de la densidad poblacional. El valor correspondiente de número de lombrices se obtuvo de 10000 lombrices/m³, en base a lo descrito en Samal et al., (2017). El valor correspondiente al número de plantas se obtuvo de 102 ind/m², en base a lo descrito en Xu et al., (2013).

Densidad poblacional (D):

Lombrices

$$D = 10000 \frac{\text{Individuos}}{\text{m}^3} \quad (3.1)$$

$$V = A * h = \pi * r^2 * h \quad (3.2)$$

$$\text{Número de individuos} = D * V \quad (3.3)$$

$$\text{Número de individuos} = D * \pi * r^2 * h \quad (3.4)$$

$$\text{Número de individuos} = 10000 * \pi * (0,06)^2 * 0,3$$

$$\text{Número de individuos} = 33,93 = 34 \text{ lombrices}$$

Plantas

$$D = 102 \frac{\text{Individuos}}{\text{m}^2} \quad (3.5)$$

$$A = \pi * r^2 \quad (3.6)$$

$$\text{Número de individuos} = D * A \quad (3.7)$$

$$\text{Número de individuos} = D * \pi * r^2 \quad (3.8)$$

$$\text{Número de individuos} = 102 * \pi * (0,06)^2$$

$$\text{Número de individuos} = 1,15 = 2 \text{ plantas}$$

A = Área superficial (m^2)

V = Volumen de la capa activa (m^3)

r = Radio de biofiltros (m)

h = Altura de la capa activa (m)

La operación de cada columna de biofiltración se controló con mediciones diarias de caudal con intervalos de 2 horas, humedad, temperatura y pH tres veces al día, en un horario de 08h00 a 16h00.

La Figura 3.6, muestra el modelo experimental utilizado, dividido en tres etapas: influente, biofiltros y efluente.

Figura 3. 6: Modelo experimental



1) Influyente 2) Biofiltros 3) Efluente

Elaborado por: Vanessa Córdor

3.2.3 ESTRATEGIA DE OPERACIÓN

La estrategia de operación adoptada se basó en la aplicación de tres tasas hidráulicas diferentes: $0,5 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{día}$ (1), $1 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{día}$ (2) y $1,5 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{día}$ (3); en cuatro condiciones diferentes, en total 12 columnas de biofiltración, las mismas que funcionaron de forma paralela. Las tres primeras columnas funcionaron como biofiltro (C), cada una con diferente tasa hidráulica (C1, C2, C3); las siguientes tres columnas operaron como humedales construidos (P) cada una con diferente tasa hidráulica (P1, P2, P3); las otras tres columnas funcionaron como vermifiltros (L) cada una con diferente tasa hidráulica (L1, L2, L3); las últimas tres columnas funcionaron como biofiltros híbridos (LP) cada una con diferente tasa hidráulica (LP1, LP2, LP3).

La Tabla 3.2, muestra un resumen de la nomenclatura utilizada para cada columna de biofiltración.

Tabla 3. 1: Nomenclatura de las columnas de biofiltración

N°	Biofiltro	Condición	Tasa hidráulica [m ³ /m ² d]
1	C1	Biofiltros (Cáscara de maní)	0,5
2	C2		1
3	C3		1,5
4	P1	Humedales construidos (Cáscara de maní y plantas)	0,5
5	P2		1,0
6	P3		1,5
7	L1	Vermifiltros (Cáscara de maní y lombrices)	0,5
8	L2		1,0
9	L3		1,5
10	LP1	Biofiltros Híbridos (Cáscara de maní, plantas y lombrices)	0,5
11	LP2		1,0
12	LP3		1,5

Elaborado por: Vanessa Córdor

La operación normal semanal de cada uno de los biofiltros correspondió a los cinco días laborables durante 8 horas diarias. La alimentación de las 12 columnas se realizó mediante un sistema por gravedad. El transporte del agua fue mediante un sistema de distribución, compuesto por un recipiente plástico de 75 litros de capacidad situado en la parte superior del sistema. El tanque de almacenamiento fue conectado a un sistema de distribución compuesto por tuberías ($\phi = 4$ cm y 5 cm), al final de las cuales se colocó llaves que permitía controlar el paso del agua. Por último, se acopló mangueras de 5 mm de diámetro con equipos de venoclisis que permitieron regular el caudal de cada columna a valores de 4, 8 y 12 mL/min. El control de que el sistema a gravedad operara en forma constante fue entre 2 o 3 horas al día para medir y regular el caudal. Con estas características, los caudales con los que se operó fueron de 5,7, 11,3 y 16,9 L/día para 1, 2, y 3, respectivamente.

$$Q = A * v = \frac{V}{t} \quad (3.9)$$

$$V = A * v * t \quad (3.10)$$

Para los biofiltros 1 (C1, L1, P1, LP1): tasa hidráulica= 0,5 m³/m²*día

Para los biofiltros 2 (C2, L2, P2, LP2): tasa hidráulica= 1 m³/m²*día

Para los biofiltros 3 (C3, L3, P3, LP3): tasa hidráulica= 1,5 m³/m²*día

$$V = \pi * R^2 * v * t \quad (3.11)$$

$$V = \pi * (0,06)^2 * \frac{0,5}{24} * 8 \quad V = \pi * (0,06)^2 * \frac{1}{24} * 8 \quad V = \pi * (0,06)^2 * \frac{1,5}{24} * 8$$

$$V = 0,00188 \text{ m}^3 = 1,88 \text{ l} \quad V = 0,00377 \text{ m}^3 = 3,77 \text{ l} \quad V = 0,00565 \text{ m}^3 = 5,65 \text{ l}$$

Cálculo del caudal

$$Q = \frac{V}{t} \quad (3.12)$$

$$Q = \frac{1,88 * 1000}{8 * 60}$$

$$Q = 4 \text{ cm}^3/\text{min}$$

$$Q = \frac{3,77 * 1000}{8 * 60}$$

$$Q = 8 \text{ cm}^3/\text{min}$$

$$Q = \frac{5,65 * 1000}{8 * 60}$$

$$Q = 12 \text{ cm}^3/\text{min}$$

Donde

Q = caudal (m³/día o cm³/min)

V = volumen de agua residual doméstica (m³/l)

t = tiempo de irrigación (h)

A = área transversal del filtro (m²)

R = radio de la circunferencia del filtro (m)

3.3 ANÁLISIS

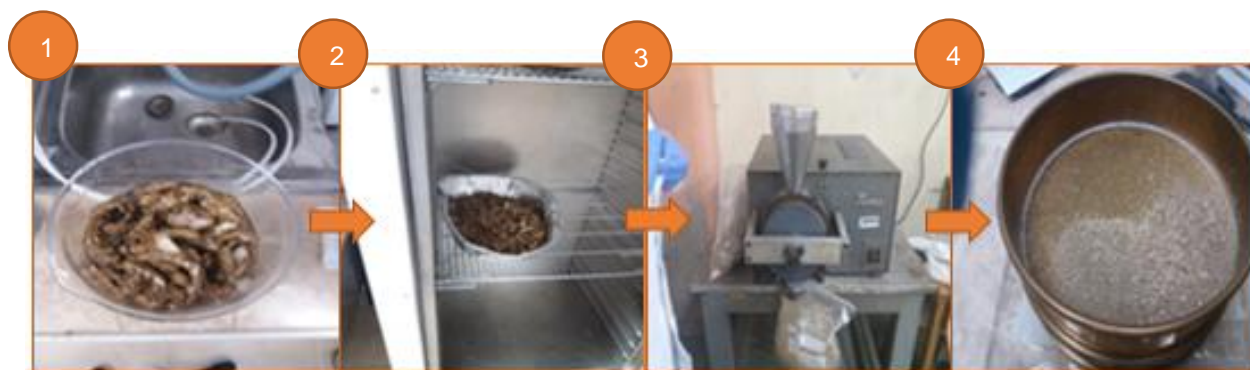
3.3.1 PREPARACIÓN DEL MATERIAL DE EMPAQUE

El material de empaque fue constituido por cáscara de maní y viruta. La cáscara de maní fue previamente lavada con agua potable por 5 veces consecutivas y una vez con agua destilada a temperatura ambiente, secada a 105°C en una estufa marca MMM Group, por 24 horas. Posteriormente, el material fue molido y tamizado en

malla N° 10-20. Cabe mencionar, que la viruta fue lavada y secada de la misma manera que las cáscaras de maní, aunque no fue molida ni tamizada.

La Figura 3.7, muestra el proceso de preparación de las cáscaras de maní para su utilización en los biofiltros.

Figura 3. 7: Proceso de preparación de las cáscaras de maní



1) Lavado 2) Secado 3) Trituración 4) Tamizado

Elaborado por: Vanessa Córdor

3.3.2 CARACTERÍSTICAS FÍSICO QUÍMICAS DE LA CÁSCARA DE MANÍ

- Contenido de humedad

Para la determinación del contenido de humedad de la cáscara de maní, se utilizó el procedimiento descrito en la Norma ASTM D 4442 – 92, denominado “Método estándar para la determinación del contenido de humedad en madera y materiales basados en madera”. (ASTM, 2013)

- Extractivos

Para la determinación del contenido de componentes extraíbles de la cáscara de maní, tanto aquellos que son solubles en una solución de etanol-tolueno (grasas, aceites, resinas, taninos), como aquellos que son solubles en agua (taninos, azúcares, almidones y sustancias colorantes), se utilizó el procedimiento establecido en las Normas ASTM D 1107-96, denominado “Método estándar para la determinación de la solubilidad de la madera en etanol-tolueno” y ASTM D 1110-84, denominado “Método estándar para la determinación de la solubilidad de la madera en agua”. (ASTM, 2013)

- Determinación del contenido de lignina

Para la determinación del contenido de lignina en las cáscaras de maní, se utilizó el procedimiento descrito en la Norma ASTM D 1106-96 denominado “Método estándar para la determinación de lignina ácido-insoluble en madera”. (ASTM, 2013)

- Hemicelulosa y celulosa

Para la determinación del contenido de hemicelulosa de la cáscara de maní, se utilizó el procedimiento descrito en la Norma ASTM D 1109-84 denominada “Método estándar para la determinación de la solubilidad de la madera en hidróxido de sodio (1%)”. Por otro lado, el contenido de celulosa, se realizó mediante diferencia. (ASTM, 2013)

- Cenizas

Para la determinación del contenido de cenizas (minerales y materia inorgánica) de la cáscara de maní, se utilizó la metodología descrita en la norma ASTM D 1102-84 denominado “Método estándar para la determinación de ceniza en madera”. (ASTM, 2013)

- Material volátil y carbón fijo

Para la determinación del contenido de material volátil de la cáscara de maní, se utilizó el procedimiento descrito en la Norma ASTM E 872-82 denominado “Método estándar para la determinación de material volátil en el análisis de combustible de madera particulados”. Por otro lado el contenido de carbón fijo se obtuvo mediante diferencia. (ASTM, 2013)

- pH

Para la determinación del pH de la cáscara de maní, se utilizó el procedimiento descrito en la Norma ASTM D 4972-13 denominado “Método estándar para la determinación de pH de suelos”. (ASTM, 2013)

- Nitrógeno y alcalinidad

La determinación de la alcalinidad y el contenido de nitrógeno fueron realizados por el Laboratorio de Bromatología del Departamento de Ciencia de Alimentos y Biotecnología (DECAB) de la Escuela Politécnica Nacional, mediante la aplicación de los Métodos Oficiales de Análisis de la AOAC International (Asociación de Químicos Analíticos Oficiales).

3.3.3 TAPONAMIENTO Y CONDUCTIVIDAD HIDRÁULICA

Las medidas de taponamiento o *clogging* y conductividad hidráulica se realizaron de manera diaria durante las once semanas de operación de los biofiltros. Dos piezómetros fueron acoplados en cada uno de los biofiltros. Para el taponamiento, se tomó la altura del nivel del agua al empezar el funcionamiento del sistema y después de las 8 horas diarias de operación. Por otro lado, para la determinación de la conductividad hidráulica se tomó la diferencia de alturas del nivel de agua entre los dos piezómetros instalados, al inicio del funcionamiento del sistema y al final de las 8 horas de operación diaria de los mismos.

La Figura 3.8, muestra los piezómetros instalados en las columnas de biofiltración para la medición de *clogging* y conductividad hidráulica.

Figura 3. 8: Piezómetros instalados en las columnas de biofiltración



- 1) Piezómetro para medición de taponamiento 2) Segundo piezómetro para medición conductividad hidráulica

Elaborado por: Vanessa Córdor

3.3.4 INFLUENTE Y EFLUENTE

Las características físico-químicas del agua residual doméstica sintética utilizada (influyente y efluente) en esta investigación fueron evaluadas en el Laboratorio

Docente de Ingeniería Ambiental (LDIA) y en el Laboratorio de Materia Condensada de la Escuela Politécnica Nacional.

Los parámetros operacionales tales como: humedad, temperatura y pH, fueron medidas con un pH-metro modelo pH 600 Milwaukee y un medidor de humedad y temperatura del suelo XH300 Wireless. Estos datos se evaluaron *in situ* tres veces al día, desde el inicio de la operación en las 12 columnas.

Los parámetros evaluados en el influente y efluente para determinar la eficiencia de cada columna de biofiltración fueron: sólidos volátiles y DQO. Las muestras obtenidas fueron compuestas y continuas (INEN 2 176:1998), tomadas los días lunes y miércoles, a partir de la segunda semana de operación, en un horario de 11h00 a 12h00 con los protocolos establecidos en las normas INEN 2 176:1998. La refrigeración de las muestras se realizó en el LDIA bajo las normas INEN 169:1998. Por otro lado, para determinar la presencia de compuestos liberados de las cáscaras de maní en el efluente, se evaluaron los siguientes compuestos: lignina y derivados, ácidos lignosulfónicos, compuestos orgánicos y fenoles. Estos últimos compuestos, fueron evaluados mediante diluciones 1 en 10 y mediciones en diferentes longitudes de onda en un espectrofotómetro marca PerkinElmer, UV/VIS Lambda 365.

En la Tabla 3.2, se especifica los parámetros medidos en el laboratorio, con la técnica y método utilizado

Tabla 3. 2: Parámetros medidos en el laboratorio y técnicas utilizadas

Parámetro	Técnica	Método	Unidades
Sólidos volátiles totales	Calorimetría	APHA 2540E	mg/L
Demanda química de oxígeno	Espectrofotometría	APHA 5520D	mg/L
Lignina y derivados Ácidos lignosulfónicos	Espectrofotometría	-	Absorbancia
Compuestos orgánicos	Espectrofotometría	-	Absorbancia
Fenoles	Espectrofotometría	APHA 5530	mg/L

Elaborado por: Vanessa Córdor

3.4 ANÁLISIS DE DATOS

3.4.1 DATOS DE OPERACIÓN Y CONTROL DEL MODELO EXPERIMENTAL

El análisis de datos se realizó en el programa Excel 2010, mientras que para la elaboración de las diferentes figuras el programa OriginPro 8, para lo cual se utilizó la nomenclatura establecida en la Tabla 3.1.

Los datos operacionales y de control tales como caudal, pH, humedad y temperatura de cada columna de biofiltración, fueron tabuladas para obtener su media y desviación estándar, lo que permitió conocer la dispersión de cada uno de los datos.

3.4.2 DATOS DE TAPONAMIENTO Y CONDUCTIVIDAD HIDRÁULICA

El taponamiento fue conseguido a partir de las mediciones de las alturas iniciales y finales diarias del nivel del agua en el primer piezómetro, para después aplicar la siguiente ecuación por Muñoz (2017), en la cual se determina la pérdida de carga hidráulica con diferencias de alturas de la columna de agua.

$$H_f = H_1 - H_2 \quad (3.13)$$

H_f = pérdida de carga hidráulica (cm)

H_1 = altura inicial del piezómetro (cm)

H_2 = altura final del piezómetro (cm)

La conductividad hidráulica fue conseguida a partir de la aplicación de la siguiente fórmula dada por la Norma ASTM D 2434 – 68 denominada “Método estándar para la permeabilidad de suelos granulares”, la cual se basa en la diferencia de alturas de dos piezómetros ubicados al medio y al final de la capa activa de los biofiltros.

$$k = \frac{Q * L}{A * t * h} \quad (3.14)$$

Q = volumen de agua descargado o tratada (cm³)

L = distancia entre los piezómetros (mm)

A = área transversal de la columna de biofiltro (cm²)

t = tiempo total de descarga (h)

h = diferencia de altura entre los manómetros (cm)

k = coeficiente de permeabilidad / conductividad hidráulica (mm/h)

3.4.3 DATOS DE CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DEL INFLUENTE Y EFLUENTE

Los datos obtenidos de DQO y sólidos volátiles, fueron tabulados y convertidos en gráficas de barra y de cajas con las eficiencias y concentraciones promedios.

La absorbancia que se mide para detectar la presencia de lignina y derivados, compuestos orgánicos y ácido lignosulfónico, fueron tabulados y divididos para la concentración de DQO.

Por último, la concentración de fenoles, fue tabulada y convertida en figuras de cajas. Las gráficas se basaron en medidas estadísticas como la media y desviación estándar de cada muestra.

La eficiencia de eliminación de cada columna de biofiltración se calculó con la siguiente ecuación, utilizada por Zhao et al., (2012). Para medir la eficiencia, se utilizó los siguientes parámetros: DQO y sólidos volátiles.

$$n = \frac{C_o - C_f}{C_o} * 100 \quad (3.15)$$

n = rendimiento (%)

C_o = concentración inicial (mg/L)

C_f = concentración final (mg/L)

3.4.4. ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Para determinar si existe una relación entre la tipología y tasa hidráulica con respecto a las variables dependientes, tales como: conductividad hidráulica y eficiencia de eliminación de contaminantes; se realizó un análisis MANOVA en el programa InfoStat.

Se realizó una prueba de correlación simple de Spearman en el programa OriginPro 8, para evaluar la relación entre la tipología, tasa hidráulica, comportamiento hidráulico y eficiencias obtenidas en los biofiltros.

Para realizar comparaciones múltiples entre las medias de cada una de las variables por tipología y tasa hidráulica, y determinar si estas muestran o no diferencias estadísticamente significativas entre ellas, se realizó un análisis de comparación en el programa InfoStat.

CAPÍTULO 4

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 EVALUACIÓN DE LAS CARACTERÍSTICAS FÍSICO QUÍMICAS DE LA CÁSCARAS DE MANÍ

La composición físico química de la cáscara de maní se muestra en la Tabla 4.1. Los componentes con mayor concentración son lignina y celulosa, seguidas por la hemicelulosa y extractivos, la suma de la celulosa y hemicelulosa representa la fracción total de polisacáridos con un total de 53%.

Tabla 4. 1: Composición química de la cáscara de maní

Componente	Unidades	Valor
Celulosa	%	28,57 ± 0,72
Hemicelulosa	%	24,45 ± 0,50
Extractivos Totales		15,28 ± 0,31
Extractivos etanol - tolueno	%	6,14 ± 0,01
Extractivos en agua		9,15 ± 0,32
Lignina	%	31,71 ± 0,53
Nitrógeno	%	0,71 ± 0,02
Alcalinidad	(mL de HCl 0,1 N)/100 g	36,6 ± 2,40
Cenizas	%	3,81 ± 0,66
Material Volátil	%	79,74 ± 0,48
Humedad	%	9,94 ± 0,39
Carbón Fijo	%	6,75 ± 1,14
pH	-	6,19 ± 0,014

Elaborado por: Vanessa Córdor

Celulosa y hemicelulosa

El contenido de celulosa es de 28,5% y de hemicelulosa es de 24,4%, valores que están dentro de los rangos promedios establecidos por Gatani, et al., (2008). La celulosa es considerada una sustancia capaz de eliminar y reducir compuestos

contaminantes. Los materiales con alto contenido de esta sustancia son llamados agentes reductores removibles, debido a la presencia de grupos hidroxilos que se encuentran unidos a la hemicelulosa en su superficie. Los grupos hidroxilos promueven la interacción con cationes, favoreciendo los procesos de adsorción de contaminantes. Por lo cual, a mayor contenido de celulosa y hemicelulosa, mayor capacidad de retención y eliminación de contaminantes (Atef et al., 2016; Emam et al., 2014).

Extractivos

La cáscara de maní presenta un 15,2% de extractivos en su composición, el cual es mayor a lo establecido (14%) por Gatani et al., (2008). El 6,1% del total, pertenecen a extractivos en etanol-tolueno, este valor es considerado bajo y corresponde al contenido de aceites y grasas. Por otro lado, el 9,1% pertenecen a los extractivos en agua, este valor representa al contenido de sustancias solubles en agua caliente, tales como proteínas y carbohidratos, cuyos valores corresponden a 6-7% y 4-6% respectivamente en las cáscaras de maní (Yeboah, 2003).

La presencia de extractivos no favorece la eliminación de contaminantes, ya que pueden ocupar poros del medio filtrante e impiden el contacto entre las sustancias contaminantes y el medio, disminuyendo la eficiencia del proceso (Pholosi et al., 2013).

Lignina

El valor de lignina es 31, 7% que está dentro del rango promedio establecido (27-33%) por Gatani et al., (2008). A mayor contenido de lignina, mayor rigidez en la pared celular (Chiluiza y Hernández, 2009). La lignina contiene grupos funcionales polares que participan en la unión química, interactuando con cationes, acción que contribuye en la eliminación de una gran variedad de contaminantes (De Gisi et al., 2016).

Nitrógeno Total

El contenido de nitrógeno total es 0,7%, valor menor al establecido (2,7%) por Ramírez et al., (2002). A pesar de que el contenido de nitrógeno total es bajo, es suficiente para producir 1 600 kg de biomasa seca por m³ de cáscara de maní, cantidad suficiente para el funcionamiento de un biofiltro (Ramírez et al., 2002).

Cenizas

El contenido de cenizas de la cáscara de maní es 3,8%, el cual está dentro del rango promedio (2-4%) (Gatani, et al., 2008). Este valor se debe al bajo contenido de materia inorgánica o minerales en la cáscara, lo cual es normal en los residuos orgánicos. Los minerales tienen menor capacidad de adsorción que los compuestos orgánicos, por lo cual, el contenido de cenizas no influye de manera positiva a los procesos de adsorción (Zegong et al., 2010).

Material Volátil

El contenido de material volátil es 79,7%, cuyo valor está dentro del rango promedio (75-85%) (Gatani, et al., 2008). Este valor corresponde a la materia orgánica volátil, la misma que no es favorable en el tratamiento de agua residual, debido a que esta materia podría alterar la calidad del agua después del tratamiento (Das, 2014).

Carbón Fijo

El valor obtenido de carbón fijo es 6,7%, el contenido de este compuesto es importante ya que el carbón tiene alta capacidad de adsorción debido a que aquellas estructuras que contienen este compuesto, poseen grupos funcionales que son capaces de interactuar con contaminantes (Wartelle y Marshall, 2001).

pH

El valor de pH es 6,1, el cual está dentro del rango promedio (6,1-6,8). Este valor se considera un pH neutro, el cual favorece los procesos de biofiltración y el crecimiento de biomasa en la cáscara de maní, debido a que las poblaciones microbianas se desarrollan en un rango de neutralidad comprendido entre 6-7,5 (Ramírez et al., 2002).

4.2 EVALUACIÓN DE LA OPERACIÓN Y RENDIMIENTO DE LOS BIOFILTROS EN FUNCIÓN DE SU COMPORTAMIENTO HIDRÁULICO

En la Tabla 4.2 se muestran las características operacionales de cada columna de biofiltración.

Tabla 4. 2: Características operacionales de las columnas de biofiltración

Bio-filtro	pH		Humedad (%)		Temperatura (°C)		Tasa hidráulica (m ³ /m ² *día)	
	Promedio	Rango	Promedio	Rango	Promedio	Rango	Promedio	Rango
C1	7,3	6.8-7,6	80,12	67-90	21,04	18-23	0,46	0,44-0,49
C2	7,4	7,1-7,6	78,88	65-91	21,09	18-23	0,94	0,91-0,97
C3	7,2	6,9-7,5	81,43	65-92	21,05	18.23	1,42	1,42-1,47
P1	7,4	7-7,6	69,63	60-78	21,11	19-23	0,46	0,45-0,48
P2	7,4	7-7,8	69,78	58-78	21,2	18-24	0,94	0,94-0,96
P3	7,4	7,1-7,8	69,61	61-77	21,04	18-24	1,42	1,41-1,49
L1	7,2	7,1-7,4	80,64	59-90	21,31	18-24	0,46	0,44-0,5
L2	7,3	7,2-7,6	88	68-95	21,13	19-24	0,94	0,91-0,97
L3	7,2	7,2-7,5	89,48	70-96	20,99	18-24	1,44	1,39-1,47
LP1	7,3	7-7,5	75,3	63-85	21,39	19-24	0,46	0,44-0,5
LP2	7,3	7-7,5	80,31	65-89	21,52	19-24	0,95	0,92-0,99
LP3	7,3	7,1-7,6	79,05	69-90	21,4	19-24	1,41	1,35-1,44

Elaborado por: Vanessa Córdor

El pH de las columnas de biofiltración es neutro (6,8 a 7,6), lo cual favorece los procesos de biofiltración, por otro lado, el valor de la humedad varía de 61 a 95%, siendo los de mayor valor aquellas columnas que funcionan con lombrices y los de menor valor aquellas que funcionan con plantas. El rango de la temperatura en las columnas fue de 18 a 24°C, no existe gran variación de esta temperatura según la tipología.

La variación de la tasa hidráulica con respecto a las iniciales, es de 5,5%, en aquellos con tasa hidráulica de 0,5 m³/m²*día, de 4,2%, en aquellos con tasa hidráulica de 1 m³/m²*día, y de 3,8% en aquellos con tasa hidráulica de 0,5 m³/m²*día.

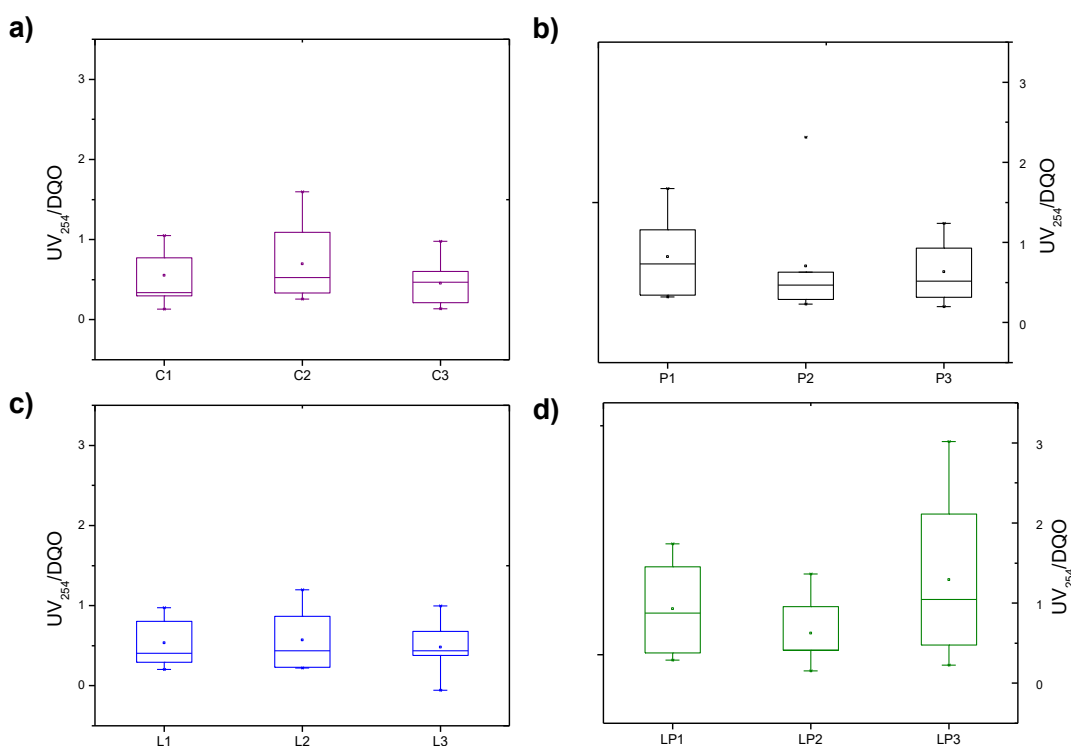
Compuestos específicos

Como medida de control del funcionamiento de las columnas de biofiltración con respecto a compuestos específicos, se estableció una relación entre las medidas de UV-Vis y la concentración de DQO, como lo expresa Chamorro et al.,(2005).

UV₂₅₄/DQO (Compuestos aromáticos)

En la Figura 4.1, se muestra el rango en el cual se encuentra la relación de UV₂₅₄/DQO mediante diagramas de cajas, la absorbancia obtenida en esta longitud de onda expresa la presencia de compuestos orgánicos.

Figura 4. 1: Variación de la relación de la absorbancia en UV₂₅₄ y DQO por tipologías



Elaborado por: Vanessa Córdor

En la tipología C, la relación se encuentra en un rango de 0,1 a 1,6, siendo el de mayor rango la columna C2 (0,2 a 1,6). Con respecto a la tipología P, el rango se encuentra entre 0,2 a 2,3, el mismo que corresponde a la columna con mayor rango, P2. En la tipología L, el rango es de -0,1 a 1,2, siendo el de mayor rango la columna L2 y en cuanto a la tipología LP, el rango es de 0,2 a 3 que corresponde a la columna de mayor rango LP2.

Todos los rangos antes mencionados, están por encima del valor obtenido en el influente (-0,06 a 0,11), lo que representa un aumento de dichos compuestos en los efluentes, lo cual se puede atribuir al desprendimiento de estos compuestos por

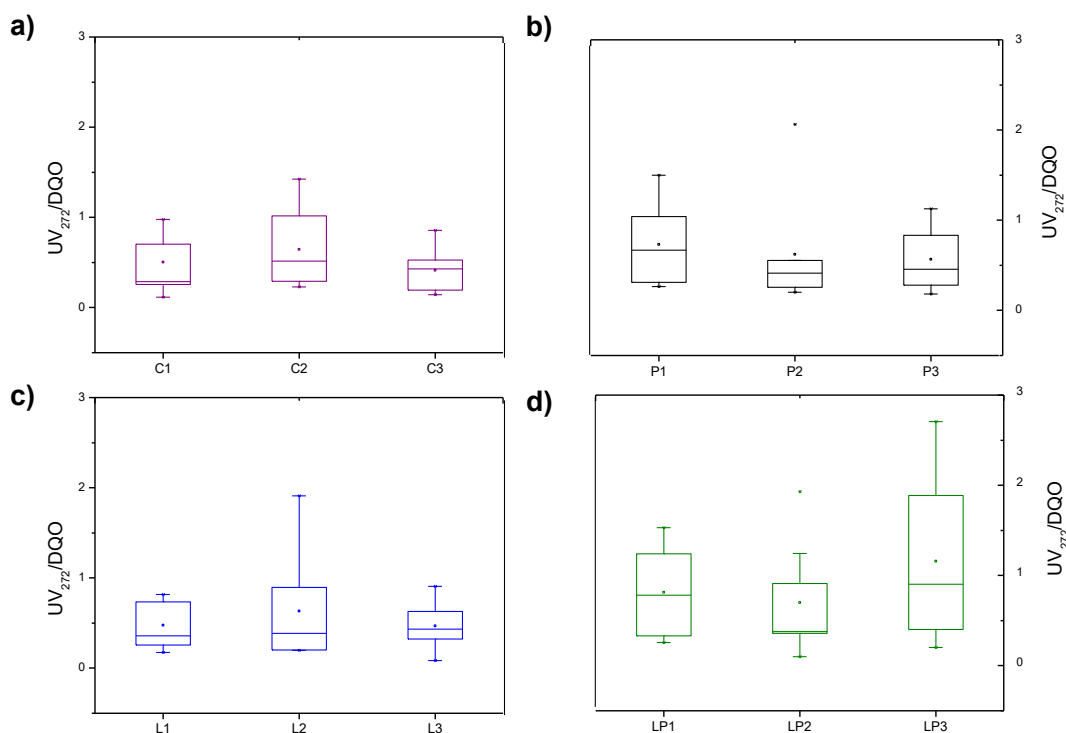
parte de las cáscaras y las plantas. En efecto, las columnas que funcionan con plantas, muestran valores superiores (Marín-Loaiza et al., 2007).

Las lombrices aceleran los procesos de producción de compuestos por parte de las plantas, por lo cual, en los biofiltros con estos dos organismos, existe mayor generación de compuestos aromáticos (Gamino y Ceballos, 2018).

UV₂₇₂/DQO y UV₂₈₀/DQO (Lignina y derivados)

En la Figura 4.2, se establece el rango en el cual se encuentra la relación de UV₂₇₂/DQO mediante diagramas de cajas, la absorbancia obtenida en esta longitud de onda expresa la presencia de lignina.

Figura 4. 2: Variación de la relación de la absorbancia en UV272 y DQO por tipologías



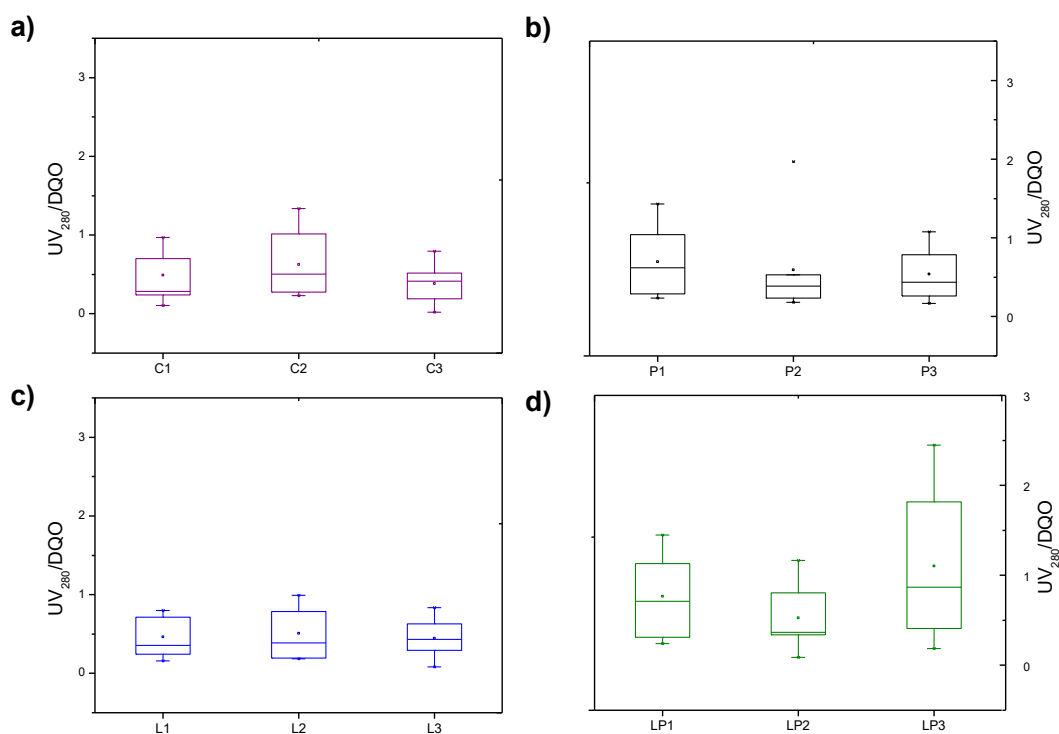
Elaborado por: Vanessa Córdor

La tipología C muestra que la relación se encuentra en un rango de 0,1 a 1,4, mostrando los valores más altos en la columna C2. En cuanto a la tipología P, el rango encontrado es de 0,1 a 2, cuyos valores más altos pertenecen a la columna P2. El rango encontrado en la tipología L fue de 0,1 a 1,9 y de la tipología LP fue de 0,2 a 2,7.

En aquellas columnas que funcionaron con $1 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$, muestran los valores de relación más altos, a excepción de la tipología LP, en la cual esto ocurre en la columna que opero con $1,5 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$. Con respecto a la tipología, existe un rango mayor en la tipología LP.

En la Figura 4.3, se establece el rango en el cual se encuentra la relación de $\text{UV}_{280}/\text{DQO}$, la absorbancia obtenida en esta longitud de onda, expresan la presencia de compuestos derivados de lignina.

Figura 4. 3: Variación de la relación de la absorbancia en UV_{280} y DQO por tipologías



Elaborado por: Vanessa Córdor

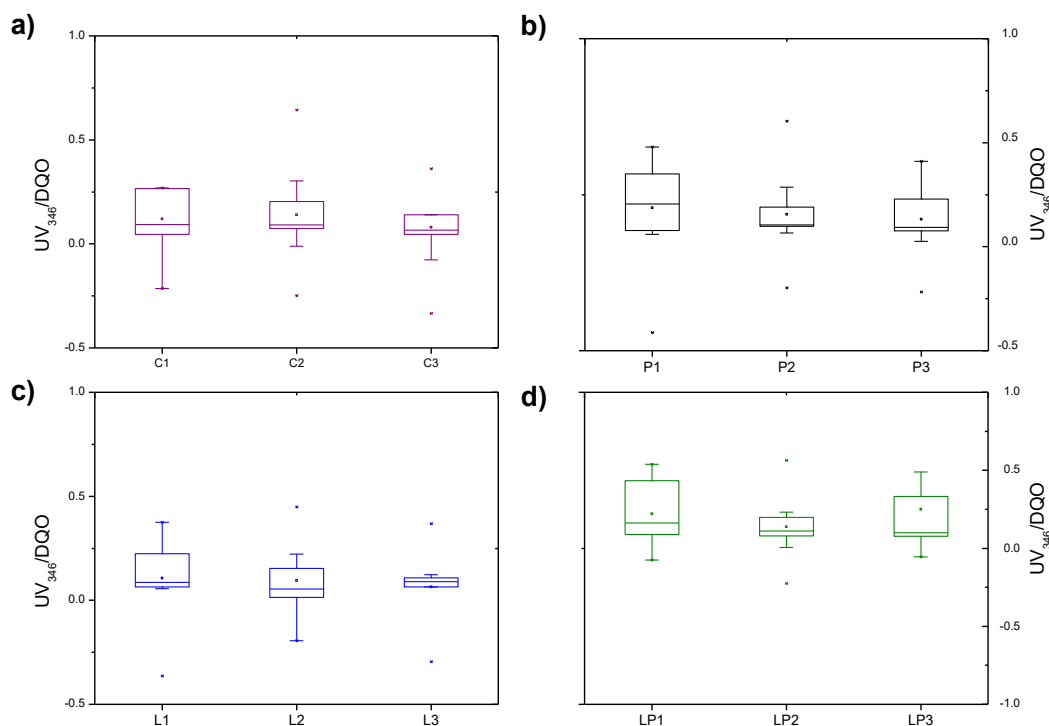
La tipología C muestra que la relación se encuentra en un rango de 0,1 a 1,3, en la tipología P el rango se encuentra en un rango de 0,2 a 2. Con respecto a la tipología L, el rango se encuentra en 0,1 a 0,9 y en la tipología LP, el rango fue de 0,1 a 2,4. En aquellas columnas que funcionaron con $1 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$, muestran valores de relación más altos, a excepción de la tipología LP, en la cual esto ocurre en la columna que opero con $1,5 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$. Con respecto a la tipología, existe un rango mayor en la tipología LP.

Los rangos establecidos en las relaciones de absorbancia y DQO antes mencionados, están por encima del rango encontrado en el afluente (-0,06 a 0,1), lo cual establece que estos procesos no pueden mineralizar los compuestos de lignina de igual manera que la materia orgánica medida como DQO (Chamorro et al., 2005). Además, al tener las cáscaras un contenido de lignina del 32%, aproximadamente, este compuesto se puede desprender de la misma debido a procesos que ocurren en el tratamiento de agua, aumentando de esta manera su contenido en el efluente.

UV₃₄₆/DQO (Ácido lignosulfónico)

En la Figura 4.4, se establece el rango en el cual se encuentra la relación de UV₃₄₆/DQO, la absorbancia obtenida en esta longitud de onda expresa la presencia de ácido lignosulfónico

Figura 4. 4: Variación de la relación de la absorbancia en UV₂₅₄ y DQO por tipologías



Elaborado por: Vanessa Córdor

En la tipología C muestra que la relación se encuentra en un rango de -0,2-0,6; en cuanto a la tipología P el rango encontrado fue de -0,4 a 0,6. En la tipología L, el

rango de relación fue de -0,3 a 0,4, por último, en la tipología LP el rango fue de -0,1 a 1.

Los rangos encontrados son superiores al valor determinado en el afluente (-0,06 a 0,04), lo cual indica que los ácidos lignosulfónicos que estaban presentes en el efluente se eliminaron en menor porcentaje que otros compuestos orgánicos medidos como DQO. Por otro lado, los valores encontrados son superiores (0,1 a 0,2) a los reportados por Chamorro et al., (2005), al ser este compuesto un extracto de celulosa y al tener la cáscara de maní un contenido de celulosa de 29%, se atribuye el aumento del ácido en el efluente, al desprendimiento de celulosa de la cáscara. (IBCER, 2012)

4.2.1 EVALUACIÓN DEL COMPORTAMIENTO HIDRÁULICO EN LOS SISTEMAS DE BIOFILTRACIÓN

Conductividad Hidráulica

Los medios filtrantes deben tener una conductividad hidráulica (k) que no permita la filtración de nutrientes, en el caso de utilizar plantas, esta característica debe beneficiar al crecimiento de las mismas. Por otro lado, debe permitir que el sistema tenga un flujo rápido, pero con el tiempo suficiente para retener los contaminantes que se encuentren en el agua. Existen guías para el diseño de biofiltros en los cuales establecen los rangos recomendados de conductividad hidráulica del lecho filtrante (Le Coustumer, et al., 2009; Cunningham et al., 2017; Payne et al., 2015). En la Tabla 4.3 se muestran los rangos establecidos en dichas guías y a qué país pertenecen.

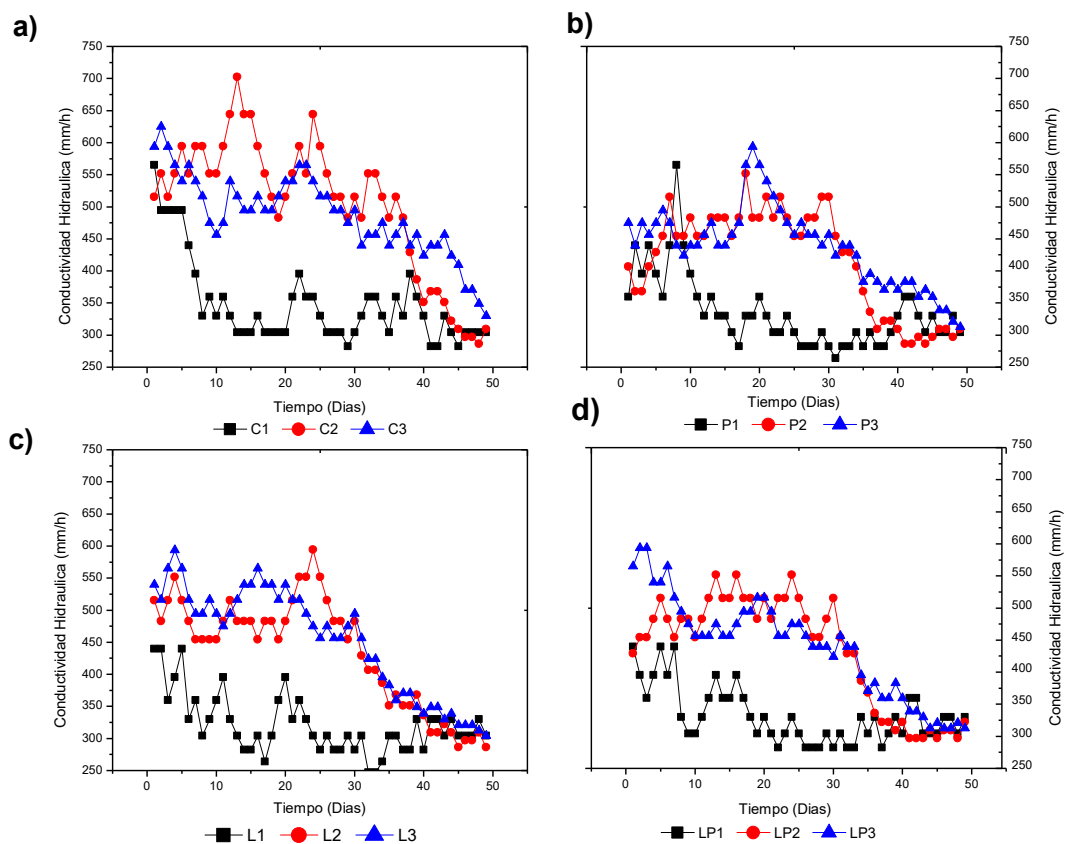
Tabla 4. 3: Conductividad Hidráulica establecidas en guías de diseño de sistemas de biofiltración

País	Conductividad Hidráulica (mm/h)	Fuente
Nueva Zelanda	50-300	Cunningham et al., (2017)
Estados Unidos	>12,5	Le Coustumer et al., (2009)
Austria	36 – 360	ONORM B2501-1, (2000)
Australia	100-300	Payne et al., (2015)

Elaborado por: Vanessa Córdor

Payne et al., (2015), establece que no se debe permitir conductividades menores a 100 mm/h, para evitar la acumulación de sedimentos y el taponamiento, por otro lado, cuando se opera con conductividades mayores a 400 mm/h, los contaminantes pueden ser arrastrados con el flujo y no permanecer en el lecho. En la figura 4.5, se muestra el comportamiento de la conductividad hidráulica a través del tiempo de las diferentes columnas de biofiltración.

Figura 4. 5: Comportamiento de la conductividad hidráulica con respecto al tiempo por tipología: a) Cáscara de maní (C), b) Cáscara de maní y plantas (P), c) Cáscara de maní y lombrices (L), d) Cáscara de maní, plantas y lombrices (LP)



Elaborado por: Vanessa Córdor

En el Figura 4.5.a, se observa que la columna que funcionó con una carga hidráulica de $0,5 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{día}$ (C1), obtuvo un valor promedio de conductividad hidráulica de $347,3 \pm 58,5 \text{ mm/h}$, empezó su funcionamiento con $565,4 \text{ mm/h}$, la misma que fue disminuyendo con el paso del tiempo, mostrando el valor más bajo en los días 41 y 42. La columna con carga hidráulica de $1 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{día}$ (C2), muestra un valor promedio de conductividad hidráulica de $501,6 \pm 107,9 \text{ mm/h}$, su funcionamiento

empezó con 515,18 mm/h, valor que aumentó el día 13, a partir del día 36, la conductividad tiende a disminuir hasta 286,2 mm/h en el día 48. La columna con carga hidráulica de 1,5 m³/m²*día (C3), tiene un valor promedio de conductividad hidráulica de 483,7 ± 62,6 mm/h, inicialmente funcionó con 593,7 mm/h, este valor fue variando mostrando un pico el día 23, a partir del día 36, la conductividad empieza a disminuir.

En el Figura 4.5.b, la columna que funcionó con una carga hidráulica de 0,5 m³/m²*día (P1), obtuvo un valor promedio de conductividad hidráulica de 334 ± 47,0 mm/h, los valores obtenidos no muestran una tendencia en aumentar o disminuir, fluctuando a través del tiempo. La mayor conductividad se dio el día 8 y la menor el día 38. La columna con carga hidráulica de 1 m³/m²*día (P2), muestra un valor promedio de conductividad hidráulica de 412,2 ± 76,8 mm/h, su funcionamiento empezó con 406,7 mm/h, este valor aumentó el día 18, a partir del día 29 el valor de la conductividad hidráulica tiende a disminuir, hasta tener valores constantes desde el día 40. La columna con carga hidráulica de 1,5 m³/m²*día (P3), tiene un valor promedio de conductividad hidráulica de 424,6 ± 47,2 mm/h, el primer día tuvo una conductividad de 475 mm/h cuyo valor varió hasta el día 19, a partir de este día la conductividad tiende a disminuir.

En el Figura 4.5.c, la columna que funcionó con una carga hidráulica de 0,5 m³/m²*día (L1), obtuvo un valor promedio de conductividad hidráulica de 320,8 ± 36,7 mm/h, los valores obtenidos no muestran una tendencia en aumentar o disminuir, fluctuando a través del tiempo. La columna con carga hidráulica de 1 m³/m²*día (L2), muestra un valor promedio de conductividad hidráulica de 431,83 ± 82,7 mm/h, los valores no muestran una tendencia hasta el día 24, después tiende a disminuir hasta el último día de operación. La columna con carga hidráulica de 1,5 m³/m²*día (L3), tiene un valor promedio de conductividad hidráulico de 451,49 ± 85,5 mm/h, los valores a partir del día 30 muestran una tendencia decreciente.

En la Figura 4.5.d, muestra que la columna que funcionó con una carga hidráulica de 0,5 m³/m²*día (LP1), obtuvo un valor promedio de conductividad hidráulica de 324,2 ± 34,0 mm/h, los valores no muestran una tendencia clara. La columna con carga hidráulica de 1 m³/m²*día (LP2), tiene un valor promedio de conductividad hidráulica de 430,6 ± 84,8 mm/h, muestra una tendencia decreciente a partir del día

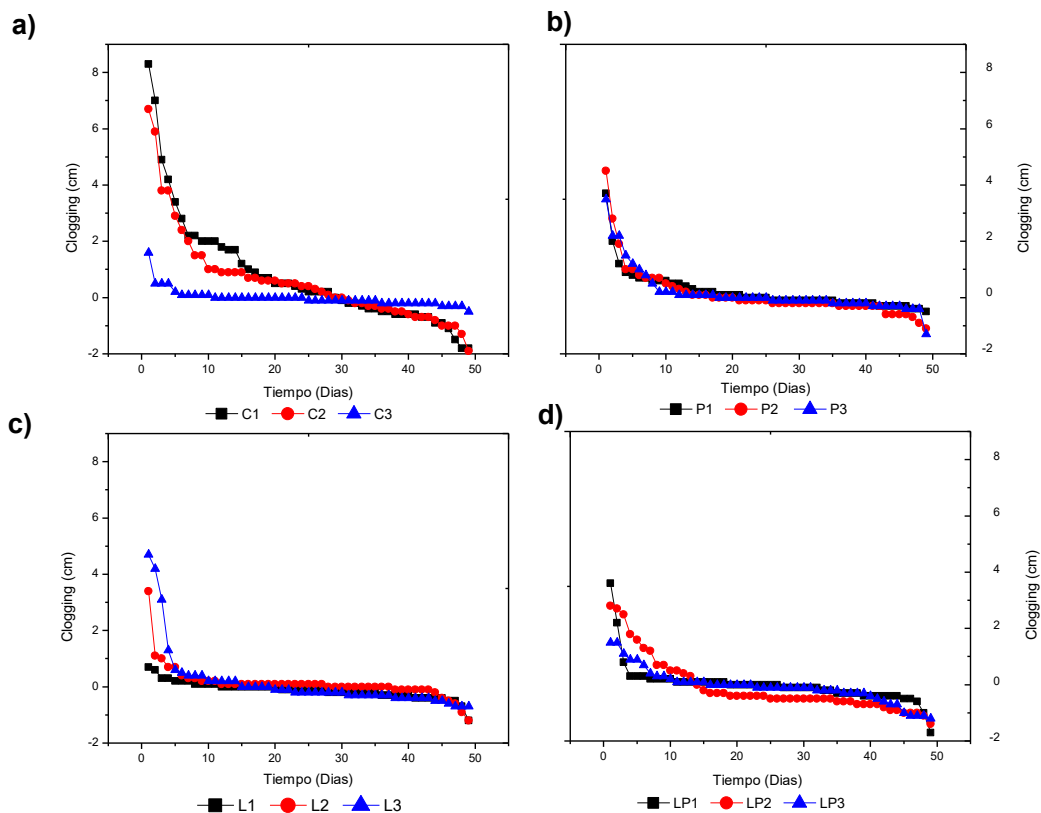
30. En la columna con carga hidráulica de $1,5 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{día}$ (LP3), obtuvo una conductividad promedio de $437,5 \pm 81,8 \text{ mm/h}$, partir del día 19 muestra una tendencia decreciente hasta el último día de operación.

Según lo establecido en la Tabla 4.2, los valores obtenidos de conductividad hidráulica en las columnas con menor tasa hidráulica (C1, P1, L1 y LP1), están dentro de las guías establecidas en Austria, por otro lado, las columnas con mayor tasa, se encuentran por encima de los rangos establecidos por las normas mencionadas en la tabla 4.2.

Taponamiento / Clogging

En la Figura 4.6, muestra el comportamiento de la pérdida de carga hidráulica, la cual está relacionada con el taponamiento / clogging, a través del tiempo.

Figura 4. 6: Comportamiento de la pérdida de carga hidráulica relacionada con clogging, con respecto al tiempo por tipología: a) Cáscara de maní (C), b) Cáscara de maní y plantas (P), c) Cáscara de maní y lombrices (L), d) Cáscara de maní, plantas y lombrices (LP).



Elaborado por: Vanessa Córdor

Las columnas de biofiltración iniciaron su funcionamiento con valores de pérdida de carga positivos, estos valores fueron disminuyendo con el paso del tiempo. En la Figura 4.6.a, muestra que en el día 29 se obtuvo un valor de cero después de este día se obtienen valores negativos hasta llegar a -1,8 cm en el caso de la columna C1. En la columna C2, a partir del día 31, se obtuvo valores negativos, hasta llegar a -1,9 cm. En la columna C3, el clogging llega a cero en el día 11, valor que se mantuvo constante hasta el día 24, después de este día se obtuvo valores negativos, llegando a -0,5 cm.

En la Figura 4.6.b, muestra que la columna P1, en el día 22 obtuvo un valor de cero, y a partir de este día los valores obtenidos son menores a cero hasta llegar a -0.5 cm. En la columna P2, en el día 17 se obtiene un valor de cero, a partir de este día se obtienen valores negativos, hasta llegar a -1,1 cm. En la columna con P3, en el día 18 se obtiene un valor de cero y a partir del día 26 se muestran valores negativos, hasta llegar a -1,3 cm.

En la Figura 4.6.c, muestra que la columna L1, en el día 26 llega a cero y a -1,2 cm en el último día de operación. En la columna L2, en el día 28 se obtuvo un valor de cero y llegó a -1,2 cm en el último día de operación. En la columna L3, los valores a partir del día 20 son cargas negativas, llegando a -0,7 cm.

En la Figura 4.6.d, muestra que la columna LP1, el valor de clogging llegó a cero el día 19 y a partir del día 15 los valores obtenidos son negativos hasta llegar a -1,7 cm. En la columna LP2, el día 14 empiezan a mostrar valores negativos, hasta llegar a -0,7 cm. En la columna (LP3), los valores a partir del día 23 son negativos, llegando a -1,2 cm.

Las mejores estrategias de control de clogging son C2, P1, L2 y LP1; debido a que se obtuvo un menor taponamiento en un tiempo mayor de operación. En el caso de L1 y C3, el taponamiento negativo permaneció durante la mayor parte del tiempo de operación. Todas las columnas de biofiltración, muestran tendencias decrecientes en los valores de pérdidas de carga.

4.2.2 EVALUACIÓN DEL RENDIMIENTO EN FUNCIÓN DEL COMPORTAMIENTO HIDRÁULICO DE LOS BIOFILTROS

4.2.2.1 CARACTERIZACIÓN FÍSICO QUÍMICA DEL AFLUENTE

En la Tabla 4.4 se muestran la caracterización físico química del afluente, que incluyen los siguientes parámetros: DQO, sólidos volátiles, pH y temperatura.

Tabla 4. 4: Caracterización físico química del afluente

Parámetro	Agua residual doméstica sintética	
	Promedio	Rango
DQO (mg/L)	543,33	409,17 – 716,67
Sólidos Volátiles (mg/L)	345,8	240 – 496
pH	7,2	6,82- 7,59
Temperatura (°C)	19,07	18,7 - 25

Elaborado por: Vanessa Córdor

Según Martín et al., (2006), los resultados obtenidos de la concentración de DQO del agua residual doméstica sintética con la que se alimentó los sistemas de biofiltración, el agua tiene una contaminación leve.

4.2.2.2 CARACTERIZACIÓN FÍSICO QUÍMICA DEL EFLUENTE

En la Tabla 4.5, se muestran los parámetros de control (pH y temperatura) obtenidos de los diferentes efluentes de los sistemas de biofiltración. Se muestran los valores promedio y rangos de los valores encontrados en las 10 semanas de muestreo.

Tabla 4. 5: pH y temperatura de efluentes de los diferentes sistemas de biofiltración

Bio-filtro	pH		Temperatura (°C)	
	Promedio	Rango	Promedio	Rango
C1	7,47	6,7-8,3	19,27	19,3-25
C2	6,89	6,4-7,2	19,03	19,1-25
C3	6,8	6,6-7,1	19,04	19,1-25
P1	7,24	6,8-8	19,02	18,9-25
P2	7,06	6,8-7,4	19,04	18,9-25
P3	6,83	6,6-7,1	19,03	18,8-25
L1	7,22	6,7-7,8	19,06	19,1-25

L2	6,94	6,6-7,5	19,25	19,4-25
L3	6,71	6,3-7,2	19,06	19-25
LP1	7,19	6,9-7,8	19,04	18,8-25
LP2	6,99	6,6-7,6	19,04	18,7-25
LP3	6,9	6,6-7,5	19,05	18,7-25

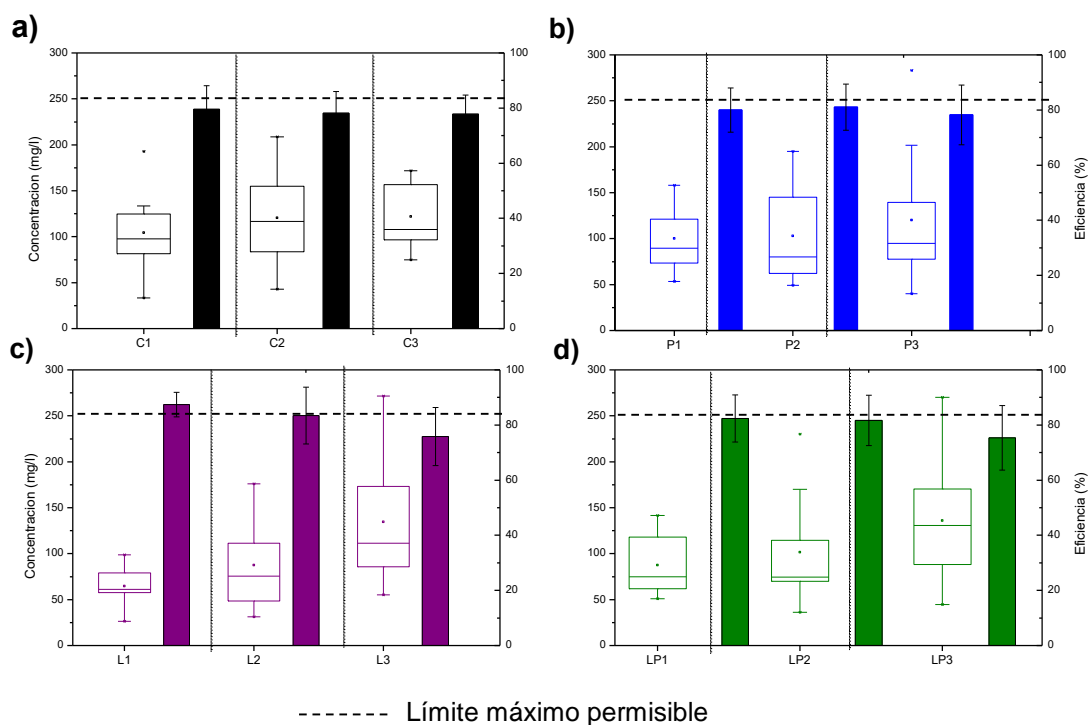
Elaborado por: Vanessa Córdor

Los valores promedio obtenidos en los parámetros de pH y temperatura, están debajo de los límites máximos permisibles establecidos en la normativa para descargas en cuerpos de agua dulce o marina del Anexo I, del libro VI del TULSMA (2015).

Demanda Química de Oxígeno (DQO)

En la Figura 4.7, se muestra diagramas de cajas en las cuales están la variación de los valores de las concentraciones de DQO obtenidos en los efluentes y diagramas de barras que representan los valores promedio de las eficiencias obtenidas en los sistemas con su desviación estándar.

Figura 4. 7: Concentraciones y eficiencias de eliminación de DQO por tipología: a) cáscara de maní (C), b) cáscara de maní y plantas (P), c) cáscara de maní y lombrices (L), d) cáscara de maní, plantas y lombrices (LP)



Elaborado por: Vanessa Córdor

En la Figura 4.7.a, la columna C1, obtuvo una eficiencia promedio de $79,6 \pm 8,4\%$, la mayor se dió en la primera semana de operación con $95,3\%$, y la menor en la semana 6 con $70,3\%$, con respecto a la concentración de DQO, hubo un promedio de $104,5 \text{ mg/L}$ en un rango de $33,3\text{-}192,9 \text{ mg/L}$. La columna C2, alcanzó una eficiencia promedio de $78,1 \pm 7,9\%$, la mayor eficiencia se dió en la semana 2 con $90,6\%$ y la menor en la semana 9 con $68,6\%$, con respecto a la concentración obtenida, el valor promedio es $120,8 \text{ mg/L}$ en un rango de $42,9 - 208,7 \text{ mg/L}$. En la columna C3, se obtuvo un valor promedio de $77,8 \pm 7\%$, la mayor eficiencia se obtuvo en la segunda semana con $87,2\%$, la menor eficiencia se da en la quinta semana con $66,6\%$, la concentración promedio obtenida fue de $121,9 \text{ mg/l}$ en un rango de $75\text{-}171,6 \text{ mg/L}$.

Las eficiencias alcanzadas por esta tipología son superiores a las reportadas ($60\text{-}66\%$) por Batista et al, (2013), en las cuales utiliza lecho filtrante orgánico (composta y bagazo de caña) para eliminar DQO de agua residual doméstica.

En la Figura 4.7.b, la columna P1, obtuvo una eficiencia promedio de $80,1 \pm 8\%$, la mayor fue en la primera semana con 90% , la menor se dió en la última semana con 65% ; el valor promedio de la concentración fue $100,25 \text{ mg/L}$ en un rango de $53,3 - 157,9 \text{ mg/L}$. La columna P2, alcanzó una eficiencia promedio de $81,1 \pm 8,4\%$, la mayor se dió en la semana 9 con $90,8\%$ y la menor en la semana 10, con $66,4\%$; el valor promedio de la concentración obtenida fue $102,9 \text{ mg/L}$ en un rango de $49,2 - 195 \text{ mg/L}$. La columna P3, obtuvo una eficiencia promedio de $78,3 \pm 10,6\%$, la mayor se obtuvo en la segunda semana con $93,2\%$, la menor se dió en la primera semana de operación con $60,5\%$, lo cual se puede atribuir a que al principio los biofiltros no estaban completamente aclimatados, en cuanto a la concentración promedio obtenida fue $120,2 \text{ mg/L}$ en un rango de $40 - 283,3 \text{ mg/L}$.

Las eficiencias alcanzadas por estas columnas son superiores a las obtenidas en la tipología C, lo cual se atribuye a la implementación de plantas (Samal et al, 2017).

En la Figura 4.7.c, la columna L1, obtuvo una eficiencia promedio de $87,4 \pm 4,4\%$, la mayor fue $94,8\%$ en la semana 4, la menor se dió en la semana 7 con $81,8\%$, la concentración promedio fue $64,7 \text{ mg/L}$ en un rango de $26,2\text{-}98,8 \text{ mg/L}$. La columna L2, alcanzó una eficiencia promedio de $83,4 \pm 10,3\%$, la mayor se dió en la semana 4 con 94% y la menor en la semana 7, con $58,3\%$, el valor de la concentración

promedio fue 87,6mg/L en un rango de 31,2-175.8 mg/L. La columna L3, obtuvo un valor promedio de $75,9 \pm 10,5\%$, la mayor se obtuvo en la semana 2 con 90,6%, la menor se dió en la semana 7 con 56,2%; el valor promedio de la concentración fue 134,5 mg/L en un rango de 55 - 271,7 mg/L.

Las eficiencias obtenidas en esta tipología están dentro de lo reportado por Sinha et al., (2008) y Velasco (2015) (45 – 94%) lo cual se atribuye a la acción degradadora de las lombrices y a la de microorganismos asociados, los cuales favorecen a la degradación de la materia orgánica. (Samal et al, 2017)

En la Figura 4.7.d, la columna LP1, obtuvo una eficiencia promedio de $82,4 \pm 8,5\%$, la mayor fue en la semana 2 con 91,1%, la menor se dió en la semana 7 con 70,9%; el valor promedio de la concentración fue 87.46 mg/L en un rango de 50,8-141,7 mg/L. La columna LP2, alcanzó una eficiencia promedio de $81,7 \pm 9,1\%$, la mayor se dió en la semana 8 con 93,2% y la menor en la semana 2, con 61%; el valor promedio de la concentración fue 101.38 mg/L en un rango de 36,3 - 230 mg/L. La columna LP3 obtuvo un valor de eficiencia promedio de $75,4 \pm 11,7\%$, la mayor en la semana 2 con 92,1%, la menor eficiencia se da en la semana 7 con 55,9%; con respecto al valor promedio de la concentración obtenida fue 136,1 mg/L en un rango de 44,6 - 270 mg/L.

Las eficiencias obtenidas en las columnas LP, son superiores a las encontradas en las tipologías C y P, con excepción a la tercera tasa hidráulica ($1,5 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{día}$); con respecto a la tipología L las eficiencias fueron similares, con excepción a la primera tasa ($0,5 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{día}$), la cual es menor. En cuanto a las eficiencias obtenidas por tasa hidráulica, se determina que para las tipologías C, L y LP; tienen mayor eficiencia con la primera tasa hidráulica, con respecto a la tipología P, existe mayor eficiencia con la segunda tasa ($1 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{día}$).

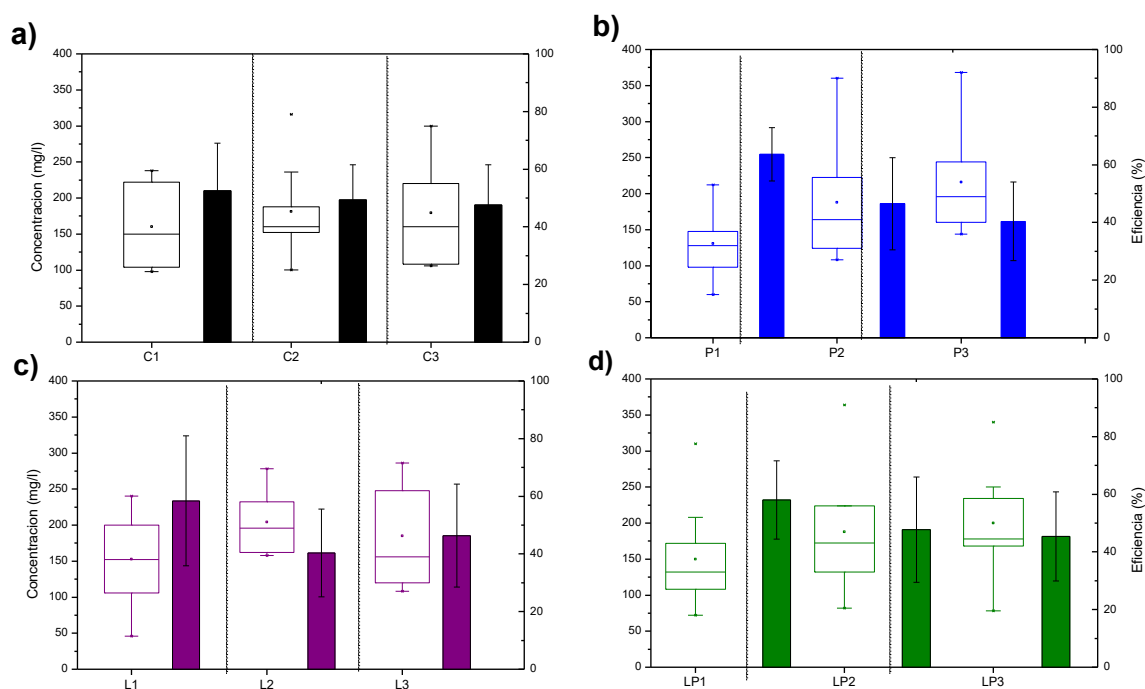
Con respecto a las concentraciones promedio obtenidas en el efluente, estas están por debajo de los límites máximos permisibles establecidos (250 mg/L) en la normativa para descargas en cuerpos de agua dulce o marina del Anexo I, del libro VI del TULSMA (2015).

Sólidos Volátiles

En la figura 4.8, se muestran diagramas de cajas que representan la concentración de los sólidos volátiles en los efluentes y diagramas de barra en los cuales se

muestra las eficiencias de eliminación de sólidos volátiles en los sistemas de biofiltración

Figura 4. 8: Concentraciones y eficiencias de eliminación de sólidos volátiles por tipología: a) cáscara de maní (C), b) cáscara de maní y plantas (P), c) cáscara de maní y lombrices (L), d) cáscara de maní, plantas y lombrices (LP)



Elaborada por: Vanessa Córdor

En la Figura 4.8.a, la columna C1, obtuvo una eficiencia promedio de $52,6 \pm 16,5$ %, su mayor se dió en la semana 6 con 75,6%, y la menor en la semana 3 con 20,6%, el valor promedio de la concentración fue 160,2 mg/L en un rango de 98-238 mg/L. La columna C2, alcanzó una eficiencia promedio de $49,4 \pm 12,1$ %, la mayor se dió en la semana 6 con 63,2% y la menor en la primera semana, con 33,8%, el valor promedio de la concentración fue de 120,9 mg/L en un rango de 100-316 mg/L. La columna C3, obtuvo un valor de eficiencia promedio de $57,7 \pm 14$ %, la mayor en la semana 4 con 65,5%, la menor se dió en la semana 2 con 16,7%. El valor promedio de concentración fue de 121,96 mg/L en un rango de 106-300 mg/L.

En la figura 4.8.b, la columna P1 obtuvo una eficiencia promedio de $63,4 \pm 9,3$ %, su mayor se dió en la semana 9 con 79,2%, la menor en la semana uno con 48,1%, el valor promedio de la concentración fue 100,3 mg/L en un rango de 60 a 212 mg/L.

Con respecto a la columna P2, alcanzo una eficiencia promedio de $46,57 \pm 16\%$, la mayor se dió en la semana 2 con $61,54\%$ y la menor en la semana 3, con $11,71\%$, el valor promedio de la concentración fue $102,88 \text{ mg/L}$ en un rango de $108\text{-}360 \text{ mg/L}$. La columna P3, obtuvo una eficiencia promedio de $40,42 \pm 13,6\%$, la mayor se obtuvo en la semana 4 con $64,53 \%$ y la menor se dió en la última semana con $25,81\%$, la concentración promedio fue $120,21 \text{ mg/L}$ en un rango de $144\text{-}368 \text{ mg/L}$. En la figura 4.8.c, la columna L1, obtuvo una eficiencia promedio de $58,5 \pm 22,6 \%$, su mayor se dió en la semana 9 con 84% y la menor en la primera semana con $15,5\%$, el valor promedio de la concentración fue $64,7 \text{ mg/L}$, en un rango de $46\text{-}240 \text{ mg/L}$. La columna L2, alcanzó una eficiencia promedio de $40,4 \pm 15,2\%$, la mayor se dió en la semana 4 con $60,10\%$ y la menor en la semana 3 con $7,7\%$, el valor de la concentración promedio fue $87,63 \text{ mg/L}$ en un rango de $158\text{-}278 \text{ mg/L}$. La columna L3 obtuvo un valor promedio de $46,41 \pm 17,8\%$, la mayor se obtuvo en la semana 5 con $70,73 \%$, la menor en la semana 3 con $10,32\%$, el valor promedio de concentración fue $134,54 \text{ mg/L}$ en un rango de $108\text{-}286 \text{ mg/L}$.

En la gráfica 4.8.d, la columna LP1 obtuvo una eficiencia promedio de $58,1 \pm 13,6\%$, su mayor se dió en la semana 3 con $73,4\%$ y la menor en la semana 5 con $24,4\%$, el valor promedio de la concentración fue $87,5 \text{ mg/L}$ en un rango de $72\text{-}310 \text{ mg/L}$. La columna LP2 alcanzó una eficiencia promedio de $47,8 \pm 18,3 \%$, la mayor se dió en la semana 7 con $65,8\%$ y la menor en la semana 5, con $11,2\%$, el valor promedio de concentración fue $101,38 \text{ mg/L}$ en un rango de $82\text{-}364 \text{ mg/L}$. La columna LP3 obtuvo una eficiencia promedio de $45,4 \pm 15,5\%$, la mayor se obtuvo en la semana 2 con $69,2 \%$ y la menor en la semana 7 con 30% , el valor promedio de concentración fue $136,4 \text{ mg/L}$ en un rango de $78\text{-}340 \text{ mg/L}$.

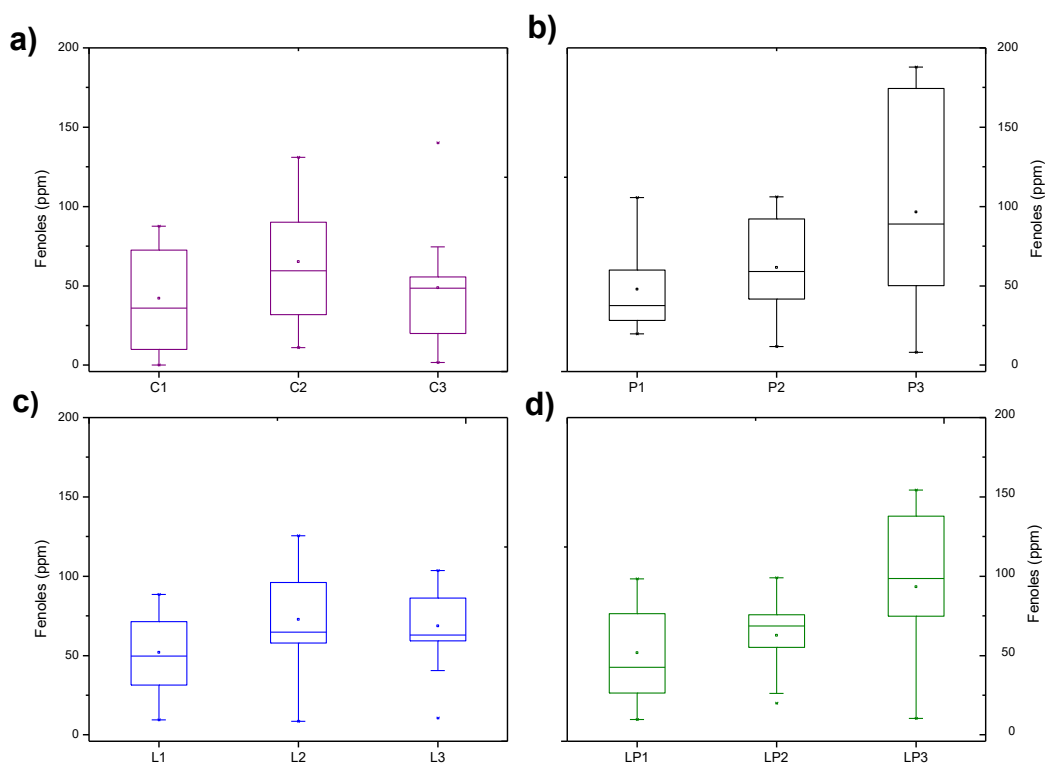
Las eficiencias obtenidas en la tipología LP, son superiores a C y P pero similares a la tipología L, esto se debe a la mayor degradación de contaminantes que existe por parte de las plantas y de las lombrices (Samal et al., 2017). Con respecto a la tasa hidráulica, existe mayor eficiencia en la primera tasa hidráulica ($0,5 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{día}$) en las cuatro tipologías utilizadas, lo cual se puede atribuir a que al tratar menor cantidad de agua, la misma puede permanecer mayor tiempo en el biofiltro, logrando mayores eficiencias.

Contenido de fenoles

Las cáscaras de maní tienen un contenido de compuestos fenólicos en un rango de 0,12 – 0,15 g/g de cáscara de maní, con respecto al contenido de compuestos fenólicos en los biofiltros, se calcula un promedio de 20,9 y 27,1 g de compuestos fenólicos. Estos compuestos son biodegradables y se desprenden de las cáscaras debido a los procesos y condiciones en los que ocurre el tratamiento del agua residual. Los compuestos fenólicos que se desprenden o forman de manera natural no se acumulan en los animales o en las plantas. (Win et al., 2011; Nepote et al., 2005; IDEAM, 2010; ATSDR, 2009)

En la Figura 4.9 muestra la concentración de compuestos fenólicos en el efluente por tipología.

Figura 4. 9: Concentración de compuestos fenólicos por tipología



Elaborado por: Vanessa Córdor

En la Figura 4.9.a, muestra una concentración promedio obtenida en la columna C1 de 42,2 ppm, en un rango de 0-87,6 ppm, con esta concentración se estima que el total de compuestos fenólicos fue 3.5 g. La columna C2, obtuvo una concentración

promedio de 65,22 ppm en un rango de 11,2–130,9 ppm, se estima que el total de compuestos fenólicos durante toda la operación fue de 10,7 g. Con respecto a la columna C3, se obtuvo una concentración promedio de 48,8 ppm, en un rango de 1,8-140,1 ppm, el valor total de compuestos fenólicos estimado fue de 11,6 g.

En la Figura 4.9.b, la columna P1, obtuvo un valor promedio de 47,9 ppm en un rango de 19,7 - 105,6 ppm, estimando un valor total de compuestos fenólicos de 3,8 g. En la columna P2, el valor promedio fue 61,5 ppm en un rango de 11,9-106,1 ppm, el valor total estimado de compuestos fenólicos fue de 10,1 g. La columna P3, obtuvo un valor promedio de 96,6 en un rango de 10,4-187,8 ppm, se estima un valor total de compuestos fenólicos de 24,6 g.

En la Figura 4.9.c, el valor promedio obtenido en la columna L1 es 51,9 ppm en un rango de 9,4-88,4 ppm, con un contenido total de compuestos fenólicos estimado de 4,3 g. En la columna L2, se obtiene una concentración promedio de 72,8 ppm, en un rango de 8,6 - 125,6 ppm, el valor total de compuestos fenólicos fue de 11,8 g. Con respecto a la columna L3, el valor promedio es 68,7 ppm 10,7-103,6 ppm, el valor estimado de compuestos fenólicos total fue de 17,6 g.

En la Figura 4.9.d, el valor promedio obtenido en LP1 es 51,8 ppm en un rango de 9,8-98,4 ppm, se estima que el valor total de compuestos fenólicos fue de 4,4 g. Con respecto a la columna LP2, el promedio obtenido es 62,66 ppm en un rango de 20,1-99 ppm, el valor total estimado de compuestos fenólicos fue de 10,6 g. En la columna LP3, se obtuvo un valor promedio de 93,2 ppm en un rango de 10,5-154,2 ppm, obteniendo un valor total de compuestos fenólicos de 22, 88 g.

Con respecto a las otras tipologías, es mayor para C y P, en las dos primeras tasas hidráulicas (0,5 y 1 m³/m²*día), y con C se incluye la tercera. Con la tipología L, es similar en la primera, menor en la segunda y mayor en la tercera, con P, es mayor en la tercera tasa. Al combinar plantas y lombrices, existe mayor descomposición de materia orgánica, lo que se puede atribuir al aumento de la concentración de fenoles.

Existe mayor desprendimiento de compuestos fenólicos en las tipologías que contienen plantas y lombrices, lo cual se atribuye a la capacidad que tienen estos organismos para descomponer la materia orgánica aumentando el desprendimiento de fenoles (Domínguez, 2009). Con respecto a la tasa hidráulica, existe mayor

desprendimiento en la columnas con mayor tasa hidráulica ($1,5 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{día}$), lo cual se puede atribuir al volumen de agua tratada debido a que con esta tasa el volumen es mayor que en las dos primeras.

4.3 COMPARACIÓN DEL COMPORTAMIENTO HIDRÁULICO EN FUNCIÓN DE LA TASA HIDRÁULICA Y TIPOLOGÍA

En la Tabla 4.6 se muestran los valores promedio del comportamiento hidráulico, eficiencias de eliminación de contaminantes y formación de fenoles promedio por biofiltro.

Tabla 4. 6: Valores promedio de características por biofiltro

Característica Biofiltro	k (mm/h)	Clogging (cm)	DQO (%)	SV (%)	Fenoles (ppm)
C1	347,38	0,77	79,67	52,59	42,17
C2	501,67	0,59	78,17	49,42	65,22
C3	483,76	-0,03	77,82	47,69	48,77
P1	334,00	0,2	80,08	63,74	47,90
P2	412,26	0,24	81,09	46,57	61,45
P3	424,65	0,24	78,3	40,42	96,59
L1	320,87	-0,13	87,43	57,48	51,89
L2	431,83	0,1	83,46	40,41	72,77
L3	451,49	0,17	75,89	46,41	68,73
LP1	334,26	0,00	82,43	58,07	51,77
LP2	430,58	-0,07	81,70	47,75	62,66
LP3	437,51	-0,08	75,39	45,44	93,22

Elaborado por: Vanessa Córdor

Los resultados muestran que la conductividad hidráulica de los biofiltros que funcionaron con una tasa hidráulica de $0,5 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{día}$, están dentro del rango recomendado por la guía de Austria (Tabla 4.2). Con respecto al clogging, muestra

un mejor control de este parámetro los biofiltros que funcionaron con $0,5 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{día}$, a excepción de los biofiltros con lombrices.

La eficiencia de eliminación de DQO, fue mayor en los biofiltros con lombrices y con plantas y lombrices, mostrando en cada tipología, mayor eficiencia en la primera tasa hidráulica. La eficiencia de eliminación de sólidos volátiles, fue mayor en los biofiltros con plantas y plantas y lombrices, con la primera tasa hidráulica. Por lo cual, la tipología que obtiene mayor eficiencia es aquella que funcionó con cáscara de maní, plantas y lombrices, ya que a pesar de que las eficiencias en DQO y sólidos volátiles es mayor, el clogging en éstas es mayor, lo que en un futuro puede traer consecuencias, como desbordamiento en el sistema.

Análisis estadístico MANOVA

Los resultados del análisis estadístico MANOVA, aplicada a las variables de respuesta (conductividad hidráulica, clogging, eficiencia de remoción de DQO y sólidos volátiles, concentración de fenoles y relación de absorbancia en UV-VIS/DQO) y variables independientes (Tasa hidráulica y tipología). Los resultados muestran el valor de p en cuatro diferentes métodos, un valor de p menor a 0,05, significa que no se puede rechazar la hipótesis nula y que existe evidencia estadísticamente significativa para afirmar que las variables antes mencionadas, están relacionadas a un nivel del 5%. Al contrario, un valor de mayor de p, significa que se puede rechazar la hipótesis nula y que no existe evidencia estadísticamente significativas para asegurar que existe relación entre las variables a un nivel del 5%.

De los cuatro métodos utilizados por este análisis, la prueba de Pillai proporciona resultados similares a la prueba Wilks y de Lawley-Hotelling, por lo cual es la más utilizada y será el valor a analizarse. Este análisis muestra un valor de p menor a 0,05 para las dos variables independientes por lo cual no se puede rechazar la hipótesis nula y que existe evidencia estadísticamente significativa para afirmar que las variables independientes y dependientes están relacionadas a un nivel del 5%.

Relación entre comportamiento hidráulico y tasa hidráulica

Los resultados de la correlación de Spermán aplicada al comportamiento hidráulico y tasa hidráulica por tipología de los biofiltros se muestran en la Tabla 4.7. Para que exista una correlación lineal verdadera, se debe cumplir con dos condiciones: el valor absoluto del coeficiente de Spermán (S) debe ser superior a 0,7 y el valor de la significancia debe ser menor a 0,5. De los resultados obtenidos, ninguna de las relaciones cumple con las condiciones antes expuestas, por lo cual se descartan. En la Tabla 4.7, se muestra los coeficientes de correlación de Spermán y el grado de significancia de la conductividad hidráulica y clogging, con respecto a la tasa hidráulica por tipología.

Tabla 4. 7: Coeficientes de correlación de Spermán y grado de significancia por tipología

Tipología		C	P	L	LP
		Tasa Hidráulica	Tasa Hidráulica	Tasa Hidráulica	Tasa Hidráulica
k	S	0.5519	0.4953	0.5896	0.4623
	Sig	0.0016	0.0054	0.0006	0.0101
Clogging	S	-0.2761	-0.0495	0.0213	-0.1510
	Sig	0.1397	0.7949	0.9113	0.4256

Elaborado por: Vanessa Córdor

Relación entre la de eliminación de contaminantes y el comportamiento hidráulico de los biofiltros

Los resultados de la correlación de Spermán aplicada a la eficiencia de remoción de DQO y Sólidos Volátiles, formación de fenoles y el comportamiento hidráulico de los biofiltros permitieron establecer diferentes correlaciones. Para que exista una correlación, se establece que debe existir un valor absoluto del coeficiente de Spermán superior a 0.7, y un valor de significancia (P) menor a 0.05

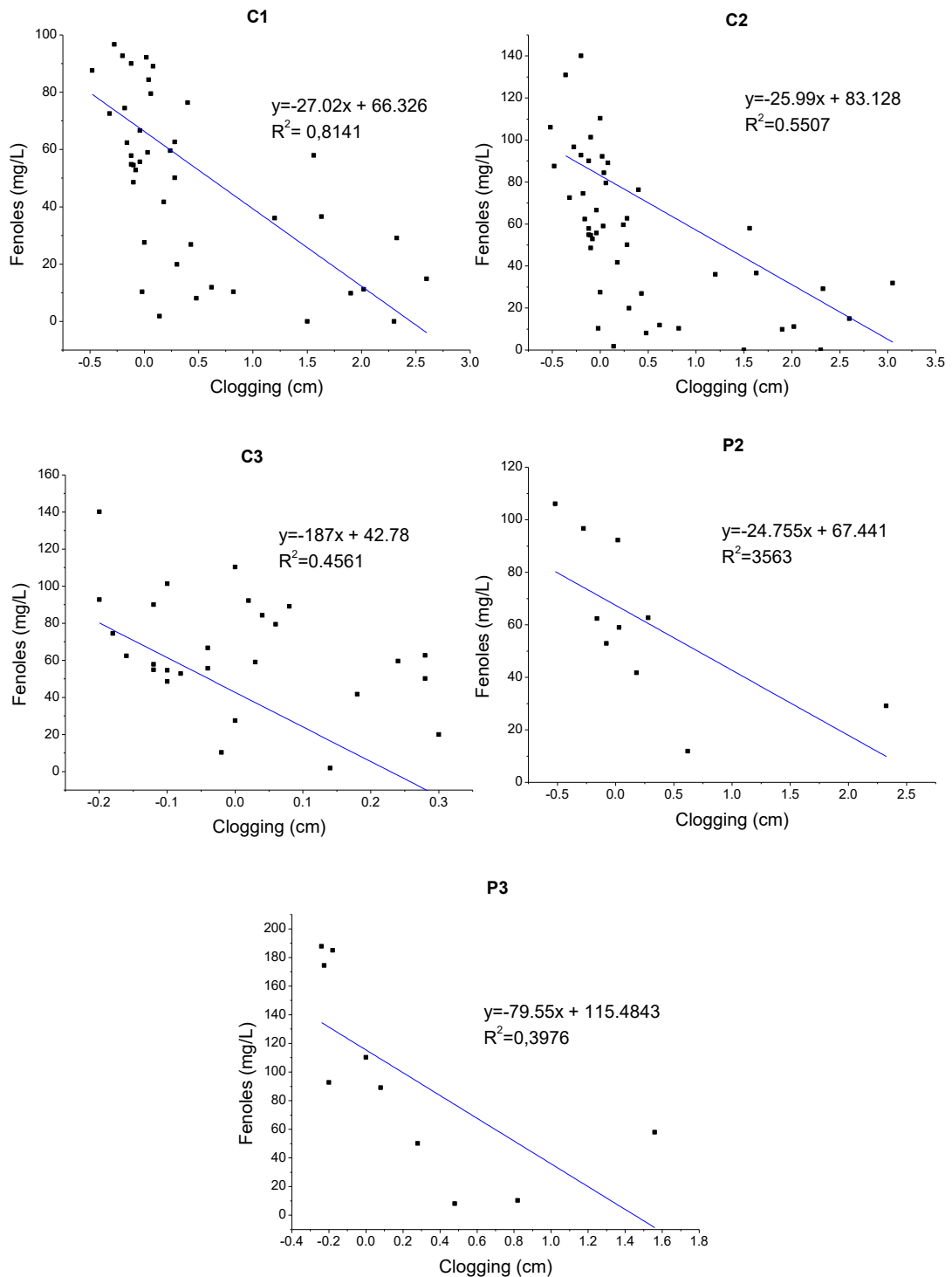
De los resultados obtenidos, se observa que se cumplen ambas condiciones en: C1 para la relación clogging – fenol; C2, C3 y P3 para las relaciones conductividad hidráulica – clogging, conductividad hidráulica – fenol y clogging – fenol; P1 para la

relación clogging – DQO; P2 para la relación clogging – fenol; L2 para la relación conductividad hidráulica – clogging y conductividad hidráulica – DQO; L3 para la relación conductividad hidráulica – clogging; LP2 para las relaciones conductividad hidráulica – clogging y clogging – sólidos volátiles; LP3 para la relación conductividad hidráulica – clogging.

En las relaciones que cumplen con solo una de las condiciones, no existe la certeza de que estas sean verdaderas, por lo que estos resultados son descartados.

En la Figura 4.10, muestra la correlación inversamente proporcional entre el clogging y la formación de fenoles en cinco columnas (C1, C2, C3, P2, P3).

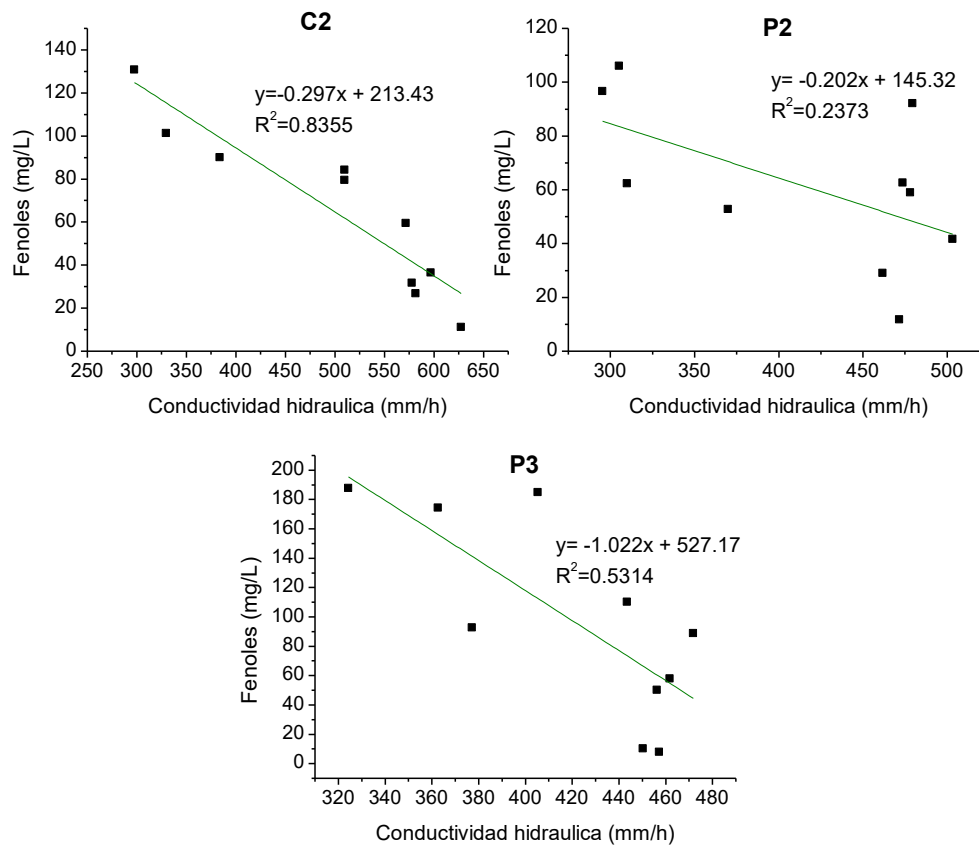
Figura 4. 10: Correlación entre concentración de fenol y Clogging



Elaborado por: Vanessa Córdor

La Figura 4.11, muestra la relación inversamente proporcional entre la conductividad hidráulica y la formación de fenoles en tres columnas (C2, P2, P3).

Figura 4. 11: Correlación entre concentración de fenoles y conductividad hidráulica.

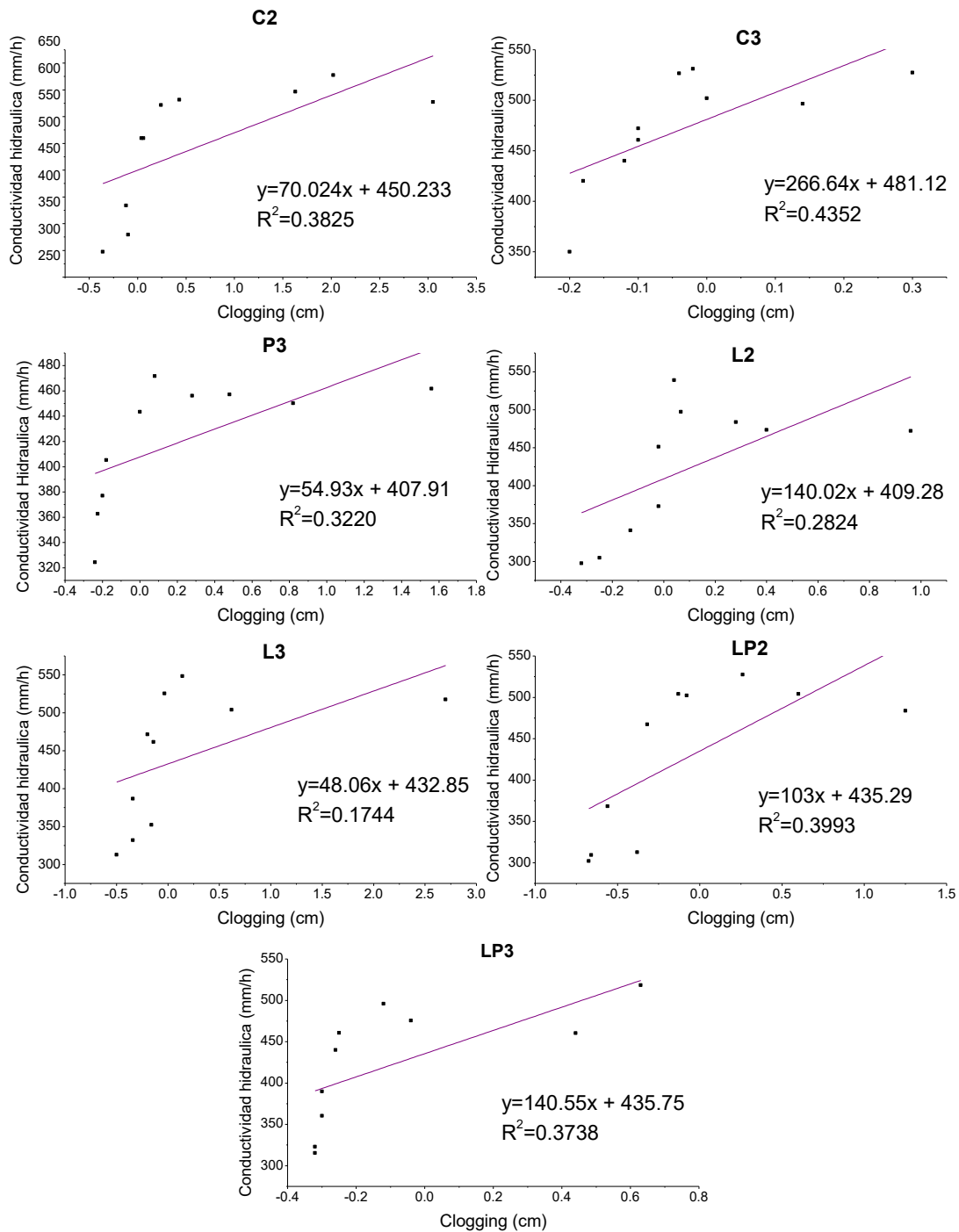


Elaborado por: Vanessa Córdor

A menor conductividad hidráulica y menor pérdida de carga, mayor concentración de fenoles existe, lo cual se debe al tiempo de retención hidráulico, el mismo que aumenta cuando estas dos variables disminuyen.

En la Figura 4.12, muestra la correlación entre la conductividad hidráulica y clogging en siete de los doce biofiltros (C2, C3, P3, L2, L3, LP2, LP3).

Figura 4. 12: Correlación entre conductividad hidráulica y clogging



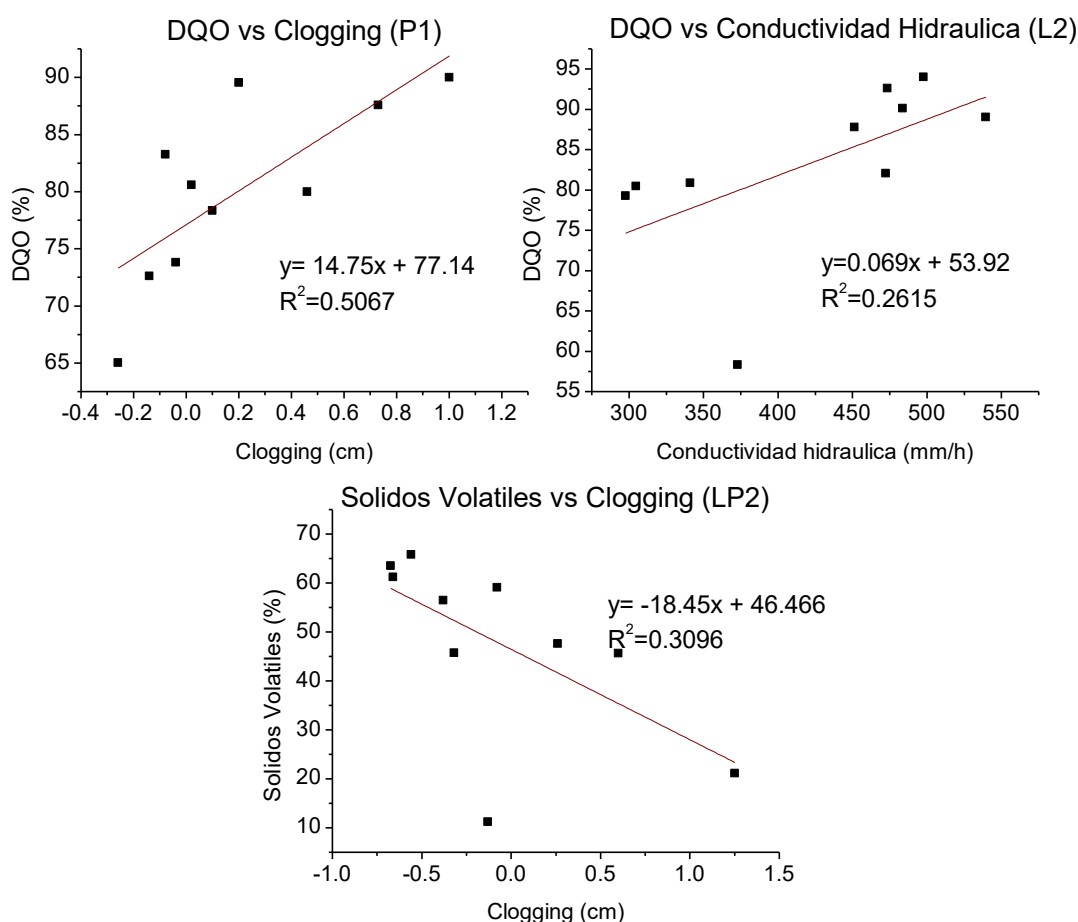
Elaborado por: Vanessa Córdor

Existe una relación directamente proporcional entre la conductividad hidráulica y clogging, es decir que a menor conductividad hidráulica, menor será el valor de la pérdida de carga con la cual se mide el clogging. El clogging se da debido a

combinaciones de procesos mecánicos, biológicos y químicos, ocasionando la reducción de la conductividad hidráulica del sistema, lo que a su vez, puede ocasionar desbordamientos, reducción de la capacidad de tratamiento y mayor tiempo de retención. (Le Coustumer et al., 2012)

En la Figura 4.13, se muestra la correlación encontrada en tres biofiltros (P1, L2, LP2), entre eficiencias de eliminación de contaminantes y el comportamiento hidráulico de las columnas de biofiltración.

Figura 4. 13: Correlación en P1, L2 y LP2



Elaborado por: Vanessa Córdor

Analisis de comparación (Test: LSD fisher)

El analisis de varianza realizado en el programa InfoStat fue aplicado para obtener resultados clasificados por tipología y tasa hidráulica. Con respecto al comportamiento de la conductividad hidráulica por tipologías, los resultados muestran que las medias no tienen diferencias estadísticamente significativas del

comportamiento de esta variable en los biofiltros por tipología. (Figura 4.14.a). En el caso del comportamiento de la conductividad hidráulica con respecto a la tasa hidráulica, las medias muestran diferencias significativas del comportamiento de los biofiltros con la tasa hidráulica de 0,5 con respecto a los que operaban con 1 y 1,5 $\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{día}$, estos resultados se reflejan en la Figura 4.14.b

Los resultados del clogging por tipologías, muestran que las medias obtenidas en los biofiltros P, L y LP no tienen diferencias significativas entre ellas, por otro lado, en los biofiltros tipo C, muestran diferencias significativas con respecto a las tipologías antes mencionadas (Figura 4.14.c). Las medias obtenidas en clogging por tasa hidráulica, no muestran diferencias significativas. Estos resultados se muestran en la Figura 4.14.d.

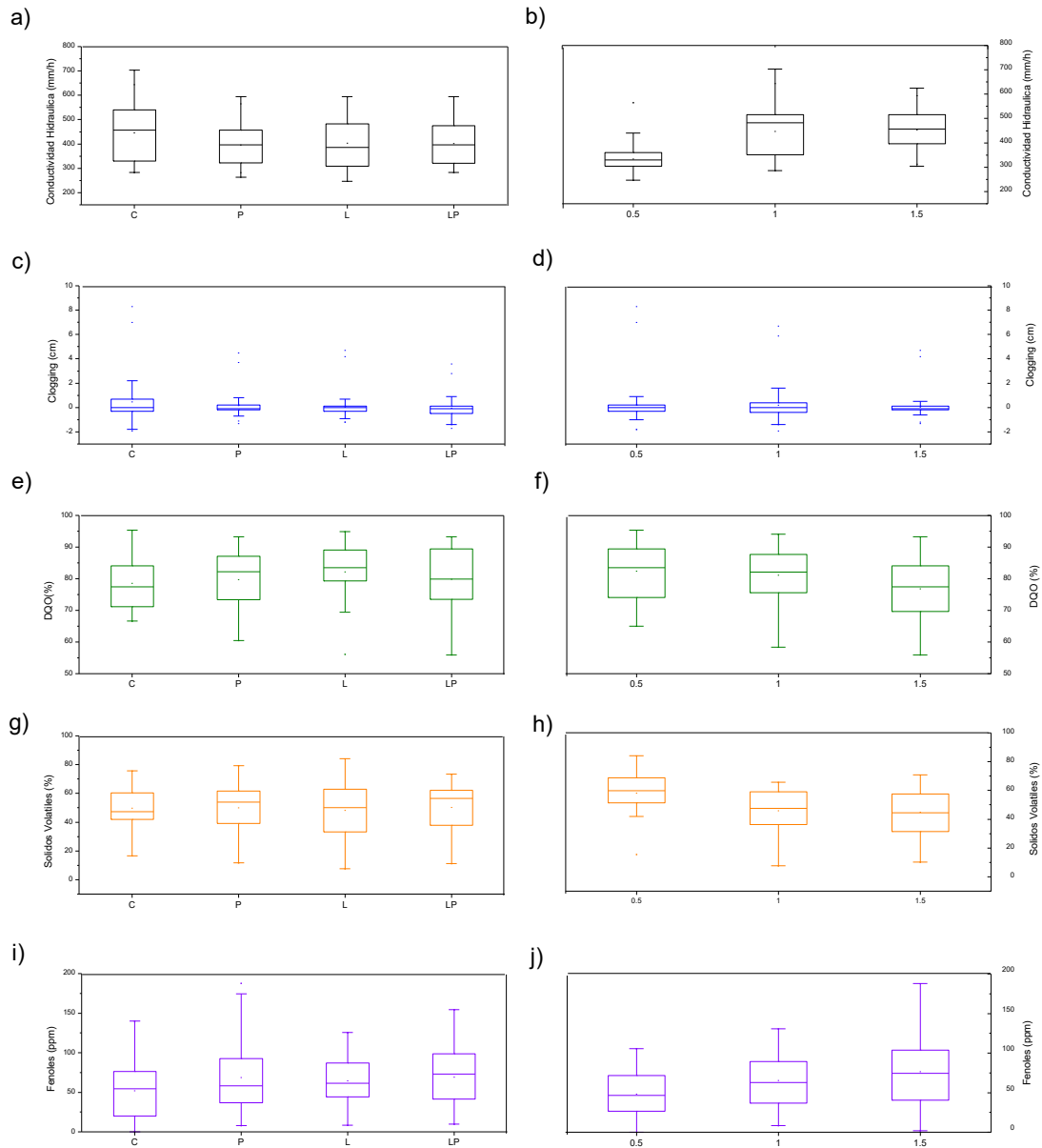
Por tipología, la eficiencia de eliminación de DQO, muestra medias que no tienen diferencias estadísticamente significativas entre los biofiltros C, P y LP, pero la tipología L muestra diferencias significativas (Figura 4.14.e). Por otro lado, por tasa hidráulica, la media de la eficiencia de los biofiltros que operaron con 0,5 $\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{día}$, muestran diferencias significativas con respecto a aquellas que operaron con 1 y 1,5 $\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{día}$. Dichos resultados están reflejados en la Figura 4.14.f.

Con respecto a la eficiencia de eliminación de sólidos volátiles, las medias por tipología, no muestran diferencias significativas en ninguno de los biofiltros (Figura 4.14.g). Por otro lado, las medias por tasa hidráulica, muestra una diferencia significativa en aquellas columnas que funcionaron con 0,5 $\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{día}$ con respecto a aquellas que funcionaron con las demás tasas hidráulicas. En la Figura 4.14.h, muestran estos resultados.

La media de la concentración de fenoles por tipología, muestra diferencias significativas en las columnas LP con respecto a las demás, mientras que en las columnas C,P y L, no muestran diferencias significativas (Figura 4.14.i). Por otro lado, la media por tasa hidráulica, las columnas que operaron con 1,5 $\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{día}$, muestran diferencias significativas con respecto a las otras columnas. La Figura 4.14.j, muestra estos resultados.

La Figura 4.14, muestra el comportamiento de las diferentes variables, por tipología y tasa hidráulica.

Figura 4. 14: Comportamiento de variables por tipología y tasa hidráulica



Elaborado por: Vanessa Córdor

CAPÍTULO 5

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1 CONCLUSIONES

Las características físico-químicas obtenidas de la cáscara de maní, hacen posible que este material sea utilizado como lecho filtrante en biofiltros, debido a que presentan un contenido alto de lignina (31,7%), celulosa (28,6%) y hemicelulosa (24,5%), sustancias que son capaces de retener los contaminantes del agua y facilitar el crecimiento de microorganismos.

La conductividad hidráulica promedio obtenida en los biofiltros que funcionaron con $0.5 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{día}$ (C1, P1 L1 y LP1) están dentro de la guía de diseño de biofiltro de Austria (347,4, 334, 320,9, 334,3 mm/h), mientras que en aquellos que funcionan con mayor tasa hidráulica, mostraron una conductividad hidráulica mayor a la del rango recomendado. Con respecto al clogging, se obtuvo en C1: 0,77 cm, P1: 0,2cm, L1: -0.2cm y LP1: 0 cm, descartando de esta manera la tipología L (cáscara de maní y lombrices), demostrando que existe mejor comportamiento hidráulico en los biofiltros que funcionaron con la menor tasa hidráulica ($0,5 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{día}$).

Las eficiencias obtenidas en la eliminación de DQO de C1, P1 y LP1, fueron 79,7, 80,1 y 82,4%, respectivamente, las mismas que son las mayores eficiencias obtenidas. Mientras que la eficiencia en sólidos volátiles fue 52,6, 60,7 y 61,1% respectivamente, descartando la tipología C y P, por lo tanto, se establece que la mejor tipología para tratar agua residual doméstica es LP (cáscaras de maní, lombrices y plantas) con una tasa hidráulica de $0,5 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{día}$.

El análisis de correlación simple que se realizó a las variables medidas del comportamiento hidráulico y eficiencias del sistema, muestra una relación directa lineal entre el clogging y la concentración de fenoles en los diferentes efluentes en cinco columnas (C1, C2, C3, P2 y P3). Los valores de R^2 obtenido en C3, P2 y P3,

fueron cercanos a cero, lo cual significa baja relación o poca dependencia entre las variables, mientras que para C1 y C2, los valores fueron superiores a 0,5. Por otro lado, hubo correlación lineal entre DQO y clogging en la columna P1, DQO y conductividad hidráulica en la columna L2 y entre sólidos volátiles y clogging en la columna LP2. Los valores de R^2 encontrados fueron cercanos a cero, mostrando que las variables tienen poca dependencia entre ellas.

Las cáscaras de maní tienen características físicas y químicas y un comportamiento hidráulico como lecho filtrante en sistemas de biofiltración en diferentes tipos (biofiltro, vermifiltro, humedal y biofiltro híbrido), que permiten eficiencias superiores al 70% en la eliminación de DQO.

La utilización de residuos oleaginosos como lecho filtrante en biofiltros para el tratamiento de agua residual, permite disminuir el impacto ambiental que tienen estos residuos al ser gestionados en un relleno sanitario.

5.2 RECOMENDACIONES

Utilizar la tipología y tasa hidráulica óptima determinada en este trabajo y determinar la eficiencia del tratamiento en la eliminación de nutrientes y contaminantes emergentes de agua residual doméstica.

Realizar ensayos de biofiltros con una capa activa de mayor altura y disminuir la capa media y de soporte para determinar si la eficiencia de remoción de contaminantes cambia o se mantiene constante.

Realizar ensayos ecotoxicológicos con el agua obtenida en los diferentes efluentes, para determinar si la concentración de fenol obtenida es perjudicial para la vida acuática.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Adhikari, B., Kumar, S., Waqas, M., Adhikari, A., Kim, D., Shin, D. (2017). Antioxidant activities, polyphenol, flavonoid, and amino acid contents in peanut Shell. *Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences*, 1-19.
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (2009). ToxFAQs sobre el fenol. *Division of Toxicology and Health Human Sciences*. 1-2.
- Álava, J. (2012). Determinación de las características agronómicas de 15 cultivares de maní tipo Valencia en la Parroquia Virgen de Fátima, Yaguachi-Guayas. (Tesis de grado, ingeniería agronómica). Universidad de Guayaquil, Guayaquil, Ecuador.
- Alemendas, E., Chiari, K., Hernández, M., Herrera, C. (2017). Evaluación de un sistema biofiltro humedal de remoción de nitrato de material fijo inerte de flujo vertical ascendente a escala de laboratorio. *Journal of Undergraduate Research*, 3(1), 27-35.
- Almeida, C., Espinoza, P., Muñoz, M., Villamar, C. (2017). Hydraulic Retention Time Influence on Improving Flocculation in the Activated Sludge Processes Through Polyelectrolytes. *Water Air Soil Pollut*, 228, 253-258.
- Álvarez, R. (2005). Aplicación de Sistemas pasivos para el tratamiento de soluciones residuales de procesos de cianuración en minería de oro. (Tesis Doctoral). Universidad de Oviedo, Oviedo, España.
- Anda, J. (2015). Saneamiento descentralizado y reutilización sustentable de las aguas residuales municipales en México. *Sociedad y Ambiente*, 14(5), 119-143.
- Arango, Á. (2010). La biofiltración, una alternativa para la potabilización del agua. *Lasallista de Investigación*, 1(2), 61-66.
- Araya, F. (2012). Alternativas de tratamiento de aguas servidas para núcleos humanos de baja densidad poblacional mediante sistemas híbridos de humedales artificiales. (Tesis de pregrado, Bioingeniería). Universidad de Concepción, Concepción, Chile.

- Atef, A., Salama, M., El-Rafie, M., Emam, E. (2016). Modified Rice Straw as a template in Syntheses of Nano TiO₂ Loaded on Wool Fibers for wastewater. *Journal of Natural Fibers*, 1(4), 1-13.
- Baeza, E. (2018). Sequía y Escasez Hídrica: conceptos relacionados, situación actual y experiencia comparada en varios países para abordar el problema. *Biblioteca del Congreso Nacional de Chile*, 1-10.
- Batista, R., Soares, A., Santos, D., Bezerra, J., Oliveira, A. (2013). Removal of suspended and total solids in biofilters operating with primary domestic sewage for reuse in agriculture. *Revista Ceres*, 60(1), 7-15.
- Belmont, M., Cantellano, S., Thompson, M., Williamson, A., Sanchez, C., Metcalfe, A. (2004). Treatment of domestic wastewater in a pilot-scale natural treatment system in central Mexico. *Ecological Engineering*, 23, 299-311.
- Bofill, S., Clemente, P., Albiñana, N., Maluquer, C., Hundesa, A., Girones, R. (2005). Efectos sobre la salud de la contaminación de agua y alimentos por virus emergentes humanos. *Española de Salud Pública*, 72(2).
- Bracho, M., Marcos, P., Moreno, L., Olivares, J., (2016). *Tratamiento no convencional de las aguas residuales urbanas de Tucaní, Venezuela*. Escuela de Organización Industrial, Tucaní, Venezuela.
- Bratieres, K., Fletcher, T., Deletic, A., Zinger, Y. (2008). Nutrient and sediment removal by stormwater biofilters: A large-scale design optimisation study. *Water Research*, 42, 3930-3940.
- Buelna, G., Bélanger, G. (2005). Biofiltration á base de tourbe pour le traitement des eaux usées des petites municipalités. *Science Technology Eau*, 23(3), 259-264.
- Buelna, G., Dubé, R., Tremblay, M. (2001). Utilisation du BIOSORMD pour le traitement des effluents d'origine sanitaire: présentation de deux cas types. *In 13e Colloque annuel sur l'environnement de l'ordre des ingénieurs du Québec*. Canadá.
- Buelna, G., Garzón-Zuñiga, M. A., & Moeller, G. (2011). Los biofiltros de empaque orgánicos: una alternativa simple, robusta y eficiente para el tratamiento de aguas residuales en zonas rurales. *Ide@s CONCYTEG*, 6(71), 540-555.

- Bustos, D., Rojas, D. (2010). Subproductos de Oleaginosas y Leguminosas. *El portal del subproducto*, 10-12.
- Castillo, S., Adolfo, G. (2015). Eliminación de nutrientes mediante tratamientos biopelícula: corrientes actuales y necesidades de investigación. (Tesis Doctoral). Universidad Politécnica de Madrid, Madrid, España.
- Cervantes, A. (2009). *Sistema combinado para el tratamiento de aguas residuales para viviendas unifamiliares*. (Tesis de grado, maestría en ingeniería ambiental-agua). Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México.
- Chamarthy, S., Seo, C., Marshall, C. (2001). Adsorption of selected toxic metals by modified peanut shells. *J. Chem. Technol. Biotechnol*, 76, 593– 597.
- Chamorro, S., Xavier, C., Vidal, G. (2005). Behavior of Aromatic Compounds Contained in Kraft Mill Effluents Treated by an Aerated Lagoon. *Biotechnol. Prog.*, 21, 1767-1571.
- Chaudhary, D., Vigneswaran, S., Ngo, H., Shim, W., Moon, H. (2003). Biofilter in water and wastewater treatment. Korean. *Journal of Chemical Engineering*, 20, 1054-1065.
- Chávez, I. (2017). Diseño e implementación de un sistema de tratamiento de Aguas residuales. *Dom. Cien.*, 3(1), 536-560.
- Chicaiza, C. (2017). Estudio de la Influencia de la Tasa Hidráulica en la Biodegradación de aguas Residuales Domesticas Tratadas por Sistemas no Convencionales de Vermifiltración. (Tesis de grado, ingeniería ambiental). Escuela Politécnica Nacional, Quito, Ecuador.
- Chiliuza, C., Hernández, J. (2009). *Elaboración de papel artesanal de caña guadua (Guadua angustifolia K)*. (Tesis de grado, Ingeniería Agroindustrial). Escuela Politécnica Nacional, Quito, Ecuador.
- Cohen, Y. (2001). Biofiltration – the treatment of fluids by microorganisms immobilized into the filter bedding material: a review. *Bioresource Technology*, 77, 257-274.
- Corcoran, E., Nellesmann, C., Baker, E., Bos, R., Osborn, D., Savelli, H. (2010). Sick Water? The central role of waste-water management in sustainable development. A rapid response Assessment. *Un-habitat, grid-arenda*.

- Cunningham, A., Colibaba, A., Hellberg, B., Silyn, G., Simcock, R., Speed, S., Vigar, N., Woortman, W. (2017). *Stormwater Management Devices in the Auckland Region*. Auckland, Nueva Zelanda.
- Cyclus. (2012). Tratamiento de aguas residuales. Recuperado de: <http://www.cyclusid.com/tecnologias-aguas-residuales/tratamiento-aguas/tratamiento-secundario/>
- Das, S. (2014). *Characterization of activated carbon of coconut Shell, rice husk and karanja oil cake*. (Tesis de grado, Ingeniería Química). National Institute of Technology, Rourkela, India.
- De Gisi, S., Lofrano, G., Grassi, M., Notarnicola, M. (2016). Characteristics and adsorption capacities of low-cost sorbents for wastewater treatment: A review. *Sustainable Materials and Technologies*, 9, 10-40.
- De la Torre, T. (2018). Reducción del Impacto Medioambiental en el tratamiento de aguas residuales. *Sostenibilidad para todos*.
- Delgadillo, A., González, C., Prieto, F., Villagómez, J., Acevedo, O. (2010). Fitorremediación: Una alternativa para eliminar la contaminación. *Tropical and subtropical agroecosystems*.
- Deshusses, M. (1994). *Biodegradation of mixtures of ketone in biofilters for the treatment of wastewater*. (Ph.D. dissertation). Swiss Federal Institute of Technology, Zurich, Switzerland.
- Dirección Nacional de Programación Económica Regional. (2002). *Sector Oleaginoso: Soja-Girasol*. Catamarca, Chile.
- Domínguez, J., Aira, M., Gómez, M. (2009). El papel de las lombrices de tierra en la descomposición de la materia orgánica y el ciclo de nutrientes. *Ecosistemas*, 18(2), 20-31.
- Domínguez, R. (2015). *Diseño de una planta de tratamiento de aguas residuales urbanas para poblaciones entre 20 y 25 mil habitantes*. (Tesis de grado, ingeniería en tecnologías industriales). Universidad Carlos III de Madrid, Madrid, España.
- Dubé, R., Turgeon, N., Buelna, G., Bernard, Y., Bellemare, G., Benmoussa, H. (2002). Utilization du procédé BIOSOR pour le traitement des effluents d'entreprises agroalimentaires: présentation de deux cas types. *Salon des*

- Technologies Environnementales*. Réseau Environnementdes. Québec, Canadá.
- Dubey, S., Gopal, K. (2007). Adsorption of chromium (VI) on low cost adsorbents derived from agricultural waste material: a comparative study, *J. Hazard. Mater*, 145, 465–470.
- Emam, H., El-Bisi, M. (2014). Merely Ag nanoparticles using different cellulose fibers as removable reductant. *Cellulose*, 21, 4219-4230.
- FAO. (2013). *Semillas Oleaginosas*. Barcelona, España.
- FAO. (2016). Ecuador: Uso del agua. Recuperado de: http://www.fao.org/nr/water/aquastat/countries_regions/Profile_segments/E-CU-WU_eng.stm
- Fernández, E., Sánchez, K. (2016). Evaluación de un lecho filtrante, utilizando mesocarpo de coco (*Cocos nucifera*), para el tratamiento de aguas residuales de la empacadora de banano Algarrobo 1, Sullana 2015. (Tesis de grado, Ingeniero agroindustria y comercio exterior). Universidad Señor de Sipán, Pimentel, Perú.
- Fernández, J., Beascochea, E., Muñoz, J., Curt, M. (2005). Macrófitas de interés en fitodepuración. *Manual de fitodepuración. Filtros de macrófitas de flotación*. Universidad Politécnica de Madrid, España.
- Galarza, K. (2015). Saneamiento ambiental descentralizado en zonas periurbanas y rurales de la Sierra y Amazonía del Ecuador, una revisión. (Tesis de Pregrado). Universidad de Cuenca, Cuenca, Ecuador.
- Galarza, K. (2015). Saneamiento ambiental descentralizado en zonas periurbanas y rurales de la Sierra y Amazonía del Ecuador, una revisión. (Tesis de Pregrado). Universidad de Cuenca, Cuenca, Ecuador.
- Garcés, L., Coavas, S. (2012). Evaluación de la capacidad de adsorción en la cáscara de naranja modificada con quitosano para la remoción de Cr (VI) en aguas residuales, Cartagena de Indias. (Tesis de grado, ingeniería química). Universidad de Cartagena, Cartagena, Colombia.
- García, I., Betancort, J., Salas, J., Peñate, B., Pidre, J., Sardón, N. (2006). Guía sobre tratamientos de aguas residuales urbanas para pequeños núcleos de población: Mejora de la calidad de los efluentes. Canarias.

- García, J., Morató, J., Bayona, J. (2004). *Nuevos Criterios para el diseño y operación de humedales construidos*. Ediciones CPET. Barcelona, España, Centro de Publicaciones de Campus Nord.
- Garzón, M. (2004). La biofiltración sobre cama de turba, un tratamiento eficiente para diferentes tipos de aguas residuales industriales. XXIX Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. San Juan, Puerto Rico.
- Garzón, M., Buelna, G. (2011). Treatment of wastewater from scholl in a decentralized filtration system by percolation over organic packing media. *Water Science & Techonology*, 64(5), 1169-1177.
- Garzón, M., Buelna, G., Moeller, G. (2012). La biofiltración sobre materiales orgánicos, nueva tecnología sustentable para tratar agua residual en pequeñas comunidades e industriales. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 3(3), 153-161.
- Garzón, M., Tomasini, A., Moeller, G., Hornelas, Y., Buelna, G., Mijaylova, P. (2008). Enhanced pathogen removal in on-site biofiltration systems over organic filtration materials. *Water Practice & Technology*, 3(2).
- Gatani, M., Argüello, R., Sesín, S. (2008). Materiales compuestos de cáscaras de maní y cemento. Influencia de diferentes tratamientos químicos sobre las propiedades mecánicas. *Materiales de Construcción*, 60, 137-147.
- Geoquímica Industrial IBCER S.A. (2012). Hoja de Seguridad: Emerg-ion. Sinaloa, México.
- Gray, N. (2004). *Biology of wastewater treatment*. Imperial College Press. Londres, Reino Unido.
- Guadarrama, M., Galván, A. (2015). Impacto del uso de agua residual en la agricultura. *Iberoamericana de las Ciencias Biológicas y Agropecuarias*, 4(7).
- Han, R., Han, P., Cai, Z., Zhao, Z., Tang, M. (2008). Kinetics and isotherms of Neutral Red adsorption on peanut husk, *J. Environ. Sci*, 20,1035–1041
- Hernández, E. (2006). *Tecnología de Cereales y Oleaginosas*. Bogotá, Colombia. Copy Righth.
- Hozalski, R., Bouwer, E. (2001). Non-steady state simulation of bom removal in drinking water biofilters: aplications and full-scale validation. *Wat. Res.*, 35 (1), 211-223.

- IDEAM (Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales). (2010). *Guía 14: Fenol*. Bogotá, Colombia.
- INEC (Instituto Nacional de Estadística y Censo). (2015). Estadística de información ambiental económica en gobiernos autónomos descentralizados municipales. Ecuador.
- INEC (Instituto Nacional de Estadística y Censo). (2016). Estadística de Información Ambiental Económica en Gobiernos Autónomos Descentralizados Municipales 2015 (Agua y Alcantarillado). Ecuador.
- Inga, E. (2011). *Tratamiento de efluentes por el método de pantanos artificiales (wetland)*. (Tesis de grado, Maestría en ciencias: Minería y medio ambiente). Universidad Nacional de Ingeniería, Lima, Perú.
- Instituto Ecuatoriano de Normalización (INEN). (1998). Norma técnica ecuatoriana nte inen 2 169:98 agua, calidad del agua, muestreo, manejo y conservación de muestras. Primera edición, Quito, Ecuador.
- Instituto Ecuatoriano de Normalización, INEN. (1998). Norma técnica ecuatoriana nte inen 2 176:1998 agua, calidad del agua, muestreo, técnicas de muestreo. Primera edición, Quito, Ecuador.
- Izembart, H. (2003). El tratamiento de aguas residuales mediante sistemas vegetales. París: Gustavo Gili.
- Jara, P. (2014). Aprovechamiento de lodos residuales para cerrar el ciclo urbano del agua, mejorar la eficiencia energética y reducir los gei: caso de la PITAR Nuevo Laredo. (Tesis de Pregrado). Universidad Nacional Autónoma de México, Monterrey, Nuevo León, México.
- Johnson, P., Watson, M., Brown, J., Jefcoat, I. (2001). Peanut hull pellets as a single use sorbent for the capture of Cu (II) from wastewater. *Waste Management*, 22, 471-480.
- Kumar, N., Kazmi, A., Starkl, M. (2015). A review on full-scale decentralized wastewater treatment systems: techno-economical approach. *Water Science & Technology*, 71(4), 468-478.
- Larios, J., Gonzáles, C., Morales, Y. (2015). *Las aguas residuales y sus consecuencias en el Perú*. Lima, Perú.

- Le Coustumer, S., Fletcher, T., Deletic, A., Barraud, S., Lewis, J. (2009). Hydraulic performance of biofilter systems for stormwater management: Influences of design and operation. *Journal of Hydrology*, 376, 16-23.
- Le Coustumer, S., Fletcher, T., Deletic, A., Barraud, S., Poelsma, P. (2012). The influence of design parameters on clogging of stormwater biofilters: A large-scale column study. *Water Research*, 46, 6743-6752.
- Le Coustumer, S., Fletcher, T., Deletic, A., Potter, M. (2008). Hydraulic performance of biofilter systems for stormwater management: lessons a field study. *Journal of Hydrology*, 376, 16-23.
- Lens, P., Vochten, P., Speleers, L., Verstraete, W. (1994). Direct treatment of domestic wastewater by percolation over peat, bark and woodchips. *Water Research*, 28(1), 17-26.
- León, G. (2018) Estudio de la adsorción de irgasán y cafeína utilizando residuos lignocelulósicos modificados con oxido de titanio. (Tesis de grado, Ingeniería Ambiental). Escuela Politécnica Nacional, Quito, Ecuador.
- Li, X., Xing, M., Yang, J., Lu, Y. (2013). Properties of biofilm in a vermifiltration system for domestic wastewater sludge stabilization. *Chemical engineering journal*, 223, 932-943.
- Llagas, W., Guadalupe, E. (2016). Diseño de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales en la UNMSM. *Revista de Instituto de investigación FIGMMG*, 15(17).
- López, L., Pérez, K., Hernández, E., Álvarez, J. (2015). Uso de residuos agroindustriales para la elaboración de biofiltros como alternativa para el tratamiento de efluentes. *XVI Congreso Nacional de Biotecnología y Bioingeniería*. Guadalajara, México.
- Malik, R., Ramteke, D., Wate, S. (2007). Adsorption of malachite green on groundnut shell waste based powdered activated carbon, *Waste Manag*, 27, 1129–1138.
- Marín, J., Céspedes, C. (2007). Compuestos Volátiles de plantas. Origen, emisión, efectos, análisis y aplicaciones al agro. *Fitotec*, 30(4). 327-351.

- Martín, I., Betancort, J., Salas, J., Peñate, B., Sardón, N. (2006). *Guía sobre tratamiento de aguas residuales urbanas para pequeños núcleos de población*. Mejora de la calidad de los efluentes. Canarias: Daute Diseño.
- Medina, A. (2012). *Efecto de la granulometría sobre el desempeño de un sistema de biofiltración utilizando material orgánico*. (Tesis de grado, maestría en ambiental). Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México.
- Mendoza, L., Fuentes, N. (2016). Efectos de la *Eisenia foetida* y *Eichhornia crassipes* en la remoción de materia orgánica, nutrientes y coliformes en efluentes domésticos. *Revista UDCA Actualidad & Divulgación Científica*, 19(1), 189-198.
- Metcalf y Eddy. (2003). *Wastewater Engineering: Treatment, and Reuse*. New York, USA: McGraw-Hill.
- Mihelcic, J., Zimmerman, J. (2012). *Ingeniería Ambiental: Fundamentos, sustentabilidad, diseño*. México D.F, México. Alfaomega Grupo Editor, S.A.
- Moreno, L., Fernández, M., Rubio, V., Calaforra, J., López, J., Beas, V., Martínez, A., Murillo, J., Gómez, J. (2003). La depuración de aguas residuales urbanas de pequeñas poblaciones mediante la infiltración directa en el terreno. *Ministerio de Ciencias y Tecnología*. Madrid. ISBM: 84-7840-464-3.
- Murcia, M., Calderón, O., Díaz, J. (2013). Impacto de aguas grises en propiedades físicas del suelo. *Tecno Lógicas*, 17(32), 57-65.
- Nepote, V., Grosso, N., Guzmán, C. (2005). Optimization of extraction of phenolic antioxidants from peanut skins. *Jornal of the Science of Food and Agriculture*, 85, 33-38.
- Noyola, A., Calderón, C. (2000). Alternativas de tratamiento de aguas residuales.
- Noyola, A., Padilla, A., Morgan, J., Güereca, L., Hernández, F. (2012), Typology of municipal wastewater treatment technologies in Latin America. *Clean–Soil, Air, Water*, 40(9), 926- 932.
- Okieimen, F., Okundia, E., Ogbeifun, D. (1991). Sorption of cadmium and lead ion son modified groundnut (*Arachis Hypogea*) husk. *J. Chem. Thechnol. Biotechnol*, 51, 97-103.

- Olivera-Santos, E. (2006). Caracterización, biodegradabilidad y tratamiento de un efluente de lavandería industrial.
- OMS (Organización Mundial de la Salud). GENEVA: WHO. 2014. Recuperado de: www.who.int/water_sanitation_health.
- ONORM B2506-1. (2000). Soakaways for rain water from roof gutters and reinforced surfaces – application, hydraulic dimensioning, construction and operation. Österreichisches Normungsinstitut, Wien, Österreich.
- Parra, R., Apaza, G., Agramont, A. (2010). Estimación de factores de emisión de gases de efecto invernadero en una planta de tratamiento de aguas residuales. *Revista Boliviana de Química*, 27 (2).
- Payán, S. (2013). *Estudio y diseño de biofiltro a partir de materia orgánica para el tratamiento de agua, Chihuahua*. (Tesis de grado, doctorado en ciencias de materiales). Centro de Investigaciones en Materiales Avanzados S.C., Ciudad de México, México.
- Payne, E., Hatt, B., Deletic, A., Dobbie, M., McCarthy, D., Chandrasena, G. (2015). *Adoption Guidelines for Stormwater Biofiltration Systems*. Australia. CRC for water Sensitive Cities Ltd.
- Pholosi, A., Ofomaja, A., Naidoo, E. (2013). Effect of chemical extractan son the biosorptive properties of pine cone poder: Influence on lead (II) removal mechanism. *Journal of Saudi Chemical Society*, 17, 77-86.
- Piérart, I., Chiang, G. (2013). Modelo integrado de un sistema e biodepuración en origen de aguas residuales domiciliarias. Una propuesta para comunidades periurbanos del centro sur de Chile. *Gestión y Ambiente*, 16(3), 39-51.
- Ramírez, E., Corono, J., Dendooven, L., Rangel, P., Thalasso, F. (2003). Characterization of five agricultura by-products as potential biofilter carriers. *Bioresource Technology*, 88, 259-263.
- Rivera, D. (2015). Humedales de flujo subsuperficial como biofiltro de aguas residuales en Colombia. *Cuaderno Activa*, 7, 99-107.
- Rodríguez, D., Cornejo, J., Muñoz, R., Espinoza, C. (2004). Tratamiento Recolección y disposición de aguas residuales. Universidad de Chile. Departamento de Ingeniería Ambiental.

- Rodriguez, T. (2011). Biofiltros, una opción para mejorar las características de las aguas residuales provenientes de tratamientos convencionales. *Seminario Internacional sobre Métodos Naturales para el Tratamiento de Aguas Residuales*, 251-254.
- Salvador, R., Aragües, R. (2013). Estado de la cuestión del riego por goteo enterrado: Diseño, manejo, mantenimiento y control de la salinidad del suelo. *ITEA, información técnica económica agraria: revista de la Asociación Interprofesional para el Desarrollo Agrario (AIDA)*, (4), 395-407.
- Samal, K., Roshan, R., Bhunia, P. (2017). Performance assessment of Canna indica assisted vermifilter for synthetic dairy wastewater treatment. *Process Safety and Environmental Protection*, 3, 363-374.
- Santa Cruz, T. (2012). Evaluación de la utilización de Epicardio de Maní (*Arachis HHypogaea*, C. Linneo) con un ligante polimérico, en la aplicación de especímenes de prueba-paneles menores. (Tesis de grado, Universidad de San Carlos de Guatemala, Guatemala.
- Sekoulov, I., Rüdiger, A., Barz, M. (2009). Biofiltración innovadora para el tratamiento de aguas residuales producidas para comunidades e industrias. *TerraVivaTec S.L.*, 1-14.
- SENPLADES (Secretaria Nacional de Planificación y Desarrollo). (2014). Agua potable y alcantarillado para erradicar la pobreza en el Ecuador. Quito, Ecuador.
- Singh, D., Vigneswaran, S., Ngo, H., Geun, W., Moon, H. (2003). Biofilter in wáter and wastewater treatment. *Korean J.Chem. Eng.*, 20(6), 1054-1065.
- Sinha R., Gokul, B., Uday, C. (2008). Sewage treatment by vermifiltration with synchronous treatment of sludge by earthworms: a low-cost sustainable technology over conventional systems with potential for decentralization. *The environmentalist*, 28 (4), 409-420.
- Sosa, D. (2015). *Uso de astillas de madera de mezquite (Prosopis) en un sistema de biofiltros para tratar aguas residuales municipales*. (Tesis de grado, Maestría en ciencias en gestión ambiental). Instituto Politécnico Nacional, Durango, México.

- Sosa, D., Viguera, J., Holguín, E. (2014). La biofiltración: Una alternativa sustentable para el tratamiento de aguas residuales. *Vidsupra: visión científica*, 6 (2), 56-60.
- Srivastava, N., Majumder, C. (2008). Novel biofiltration methods for the treatment of heavy metals from industrial wastewater. *Journal of Hazardous Materials*, 151, 1-8.
- Stevik, T. K., Kari, A., Ausland, G., Hanssen, J. (2004). Retention and removal of pathogenic bacteria in wastewater percolating through porous media: a review. *Water Research*, 38, 1355-1367.
- Suárez, A., Agudelo, N., Rincón, J., Millán, N. (2014). Evaluación de un humedal artificial de flujo superficial para el tratamiento de aguas residuales domésticas. *Mutis*, 4(1), 8-14.
- Thalasso, F., Pineda, O. (2002). Biofiltración: tratamiento biológico de aire contaminado. *Avance y perspectiva*, 21, 325-327.
- Tomar, P., Suthar, S. (2011). Urban wastewater treatment using vermi-biofiltration system. *Desalination*, 282, 95-103.
- Torres, P., Rodríguez, J., Uribe, I. (2003). Tratamiento de aguas residuales del proceso de extracción de almidón de yuca en filtro anaerobio: Influencia del medio de soporte. *Scientia et Technica*, 23, 75-80.
- Velasco, V. (2015). *Vermifiltros para el tratamiento de aguas residuales*. (Tesis de Pregrado). Universidad de las Américas (UDLA), Quito, Ecuador.
- Vera, I. (2012). Análisis de funcionamiento y patrones asociativos de sistemas de tratamiento convencionales y naturales de aguas servidad para la eliminación de materia orgánica y nutrientes. (Tesis de grado, Doctorado en Ciencias Ambientales). Universidad de Concepción, Concepción, Chile.
- Vera, I., Sáez, K., Vidal, G. (2013). Performance of 14 full-scale sewage treatment plants: Comparison four aerobic technologies regarding effluent quality, sludge production and energy consumption. *Environmental Technology*, 1-10.
- Viguera, J. (2012). *Innovación tecnológica para tratamiento de aguas residuales domésticas con biofiltros orgánicos*. (Tesis de grado, Doctor en ciencias en biotecnología). Instituto Politécnico Nacional, Victoria de Durango, México.

- Vigueras, J., Villanueva, I., Garzón, M., Návar, J., Chaires, I., Hernández, C. (2013). Performance of a biofilter system with agave fiber filter media for municipal wastewater treatment. *Water Science & Technology*, 68 (3), 599-607.
- Vizcaíno, L., Fuentes, N. (2016). Efectos de *Eisenia foetida* y *Eichhornia crassipes* en la remoción de materia orgánica, nutrientes y coliformes en efluentes domésticos. *Rev.U.D.C.A Act. &Div. Cient.*, 19(1), 189-198.
- Wang, D., Zhang, Z., Li, X., Zheng, W., Yang, Q., Ding, Y., Zeng, T., Cao, J., Yue, X., Shen, T., Zeng, G., Deng, J. (2010). A full-scale treatment of freeway toll-gate domestic sewage using ecology filter integrated constructed rapid infiltration. *Ecol. Eng.*, 36, 827–831.
- Wartelle, L., Marshall W. (2001). Nutshells as granular activated carbons: physical, chemical and adsorptive properties. *Journal of Chemical and Biotechnology*, 76, 451-455.
- Wik, T., (2003). Trickling filters and biofilm reactor modeling. *Environ. Sci. Biotechnol*, 2, 193–212.
- Win, M., Abdul, A., Sham, B., Anwar, F., Saari, N. (2011). Effects of roasting on phenolics composition and antioxidant activity of peanut (*Arachis hypogaea* L.) KERNAL FLOUR. *Eur Food Res Technol*, 233, 599-608.
- WSP (Water and Sanitation Program). (2006). Biofiltro: Una opción sostenible para el tratamiento de aguas residuales en pequeñas localidades. (pp.11-23). Nicaragua.
- WWAP (Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos de las Naciones Unidas). (2017). Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2017. Aguas residuales: El recurso no explotado. París, UNESCO.
- WWDR (Programa Mundial de Evaluación del Agua). (2015). Informe de las Naciones Unidas sobre los Recursos Hídricos en el mundo 2015. Agua para un mundo sostenible: datos y cifras. París, UNESCO.
- Xu, D., Yingxue, L., Howard, A., Yidong, G. (2013). Effect of earthworm *Eisenia fetida* and wetland plants on nitrification and denitrification potentials in vertical flow constructed wetland. *Chemosphere*, 92(2), 201-206.

- Xu, T., Liu, X. (2008). Peanut shell activated carbon: characterization, surface modification and adsorption of Pb²⁺ from aqueous solution, *Chin. J. Chem. Eng*, 16, 401–406.
- Yeboah, Y. (2003). Hydrogen from biomass for urban transportation. Hydrogen, fuel cells and infrastructures technologies program review meeting. *Berkeley: The AVI Publishing Company*, 18-22.
- Zegong, L., Xinzhu, H., Shujie, Y., Guanglong, D. (2010). *Mine Safety and Efficient Exploitation Facing Challenges of the 21st Century*. Huainan, Chile. Taylor & Francis Group.
- Zhao, Y., Yan, C., Li, Y., Li, J., Yang, M., Zheng, Z., Luo, X. (2012). Effect of C/N ratios on the performance of earthworm eco-filter for treatment of synthetic domestic sewage. *Environmental Science and Pollution Research*, 19(9), 4049-5059.
- Zurita, F., Roy, E., White, J. (2012). Municipal wastewater treatment in Mexico: current status and opportunities for employing ecological treatment systems. *Environmental Technology*, 33 (10), 1151-1158.

ANEXOS

ANEXO N° 1:
CARACTERIZACIÓN DE LA CÁSCARA DE MANÍ

En las siguientes tablas se muestran los resultados de los análisis de caracterización físico-química de la cáscara de maní.

El contenido de humedad se muestra en la tabla A1.1:

Tabla A1. 1: Contenido de humedad de la cáscara de maní

Muestra	Peso húmedo (g)	Peso seco (g)	Humedad (%)	Promedio	Desviación estándar
1	0.9997	0.9045	10.53		
2	1.001	0.9112	9.82	9.94	0.397
3	1.000	0.9118	9.71		
4	1.000	0.9117	9.70		

Elaborado por: Vanessa Córdor

El contenido de componentes extractivos en etanol-tolueno de la cáscara de maní se muestra en la tabla A1.2.

Tabla A1. 2: Contenido de extractivos en etanol-tolueno de la cáscara de maní

Muestra	Peso inicial (g)	Peso final (g)	Peso extractivos (g)	Extractivos (%)	Promedio	Desviación estándar
1	2.0029	1.8924	0.11	10.53	6.27	0.007
2	2.1705	2.0453	0.13	9.70		

Elaborado por: Vanessa Córdor

El contenido de componentes extractivos en agua de la cáscara de maní se muestra en la tabla A1.3.

Tabla A1. 3: Contenido de extractivos en agua de la cáscara de maní

Muestra	Peso inicial (g)	Peso final (g)	Peso extractivos (g)	Extractivos (%)	Promedio	Desviación estándar
1	2.2136	2.0061	0.21	9.37	9.15	0.318
2	2.1845	1.9897	0.19	8.92		

Elaborado por: Vanessa Córdor

El contenido de material volátil de la cáscara de maní se muestra en la tabla A1.4.

Tabla A1. 4: Contenido de extractivos en etanol-tolueno de la cáscara de maní

Muestra	Peso inicial (g)	Peso final (g)	Material Volátil (g)	Material Volátil (%)	Promedio	Desviación estándar
1	1.0795	0.22	0.86	79.4	79.74	0.481
2	1.0490	0.21	0.84	80.08		

Elaborado por: Vanessa Córdor

El contenido de cenizas de la cáscara de maní se muestra en la tabla A1.5.

Tabla A1. 5: Contenido de extractivos en etanol-tolueno de la cáscara de maní

Muestra	Peso inicial (g)	Peso final (g)	Cenizas (%)	Promedio	Desviación estándar
1	2.0871	0.06	3.34	3.81	0.665
2	2.0278	0.08	4.28		

Elaborado por: Vanessa Córdor

El contenido de hemicelulosa de la cáscara de maní se muestra en la tabla A1.6.

Tabla A1. 6: Contenido de extractivos en etanol-tolueno de la cáscara de maní

Muestra	Peso inicial (g)	Peso final (g)	Hemicelulosa (%)	Promedio	Desviación estándar
1	2.00	1.52	24.09	24.45	0.502
2	2.0001	1.5	24.8		

Elaborado por: Vanessa Córdor

El contenido de lignina de la cáscara de maní se muestra en la tabla A1.7.

Tabla A1. 7: Contenido de extractivos en etanol-tolueno de la cáscara de maní

Muestra	Peso inicial (g)	Peso final (g)	Lignina (%)	Promedio	Desviación estándar
1	1.0095	0.32	31.23	31.66	0.537
2	1.0171	0.33	32-09		

Elaborado por: Vanessa Córdor

El pH de la cáscara de maní se muestra en la tabla A1.8.

Tabla A1. 8: Contenido de extractivos en etanol-tolueno de la cáscara de maní

Muestra	pH	Promedio	Desviación estándar
1	6.2	6.19	0.014
2	6.18		

Elaborado por: Vanessa Córdor

El contenido de nitrógeno y alcalinidad se muestra en el informe del Departamento de Ciencias y Biotecnología (DECAB).



ESCUELA POLITECNICA NACIONAL
DEPARTAMENTO DE CIENCIA DE ALIMENTOS Y BIOTECNOLOGÍA (DECAB)
 Campus Politécnico José Rubén Orellana Ricaurte
 Direc.: Pasaje Andalucía E12-A y Alfredo Mena Caamaño . Telf.: 2976300
 Personas de Contacto: Ing. Silvia Oleas. Telf.: 2976300 ext. 4236 e-mail: silvia.oleas@epn.edu.ec
 Tlga. Elisabeth Venegas . Telf.: 2976300 ext. 2122 . e-mail: elisabeth.venegas@epn.edu.ec
 Quito- Ecuador



INFORME DE RESULTADOS DE ANÁLISIS O TRABAJO

ORDEN: DC-OTI0247-2018
 Cliente: CRISTINA ELIZABETH ALMEIDA NARANJO.
 Dirección: EPN FACULTAD DE MECÁNICA.
 Descr. Cliente: Profesora Ocasional a Tiempo Completo Facultad de Ingeniería Mecánica.

IDENTIFICACIÓN DE LA(S) MUESTRA(S) Y SERVICIO (S)

No. muestra	Muestra	Servicio/Analito	Laboratorio
1	MUESTRA 1 CÁSCARA DE MANI.-	ALCALINIDAD	Bromatología
2	MUESTRA 2 CÁSCARA DE MANI.-	ALCALINIDAD	Bromatología

RESULTADOS

Muestra-ID Muestra.	Servicio/Analito	Resultado	Unidades	Método
MUESTRA 1 CÁSCARA DE MANI.- 1	ALCALINIDAD	34.9	(mL de HCl 0.1N)/ 100g de muestra	- 973.43 11.1.05
MUESTRA 2 CÁSCARA DE MANI.- 2		38.3		- 975.11 31.1.05 AOAC 2005

PROFESIONAL RESPONSABLE DEL ANÁLISIS



Rosario Barrera

Dra. Rosario Barrera

QUEJAS Y SUGERENCIAS

El cliente puede canalizar las quejas sobre los resultados de los análisis, sobre el tiempo de entrega del informe, u otro aspecto, a través del Jefe del DECAB, o de la persona Encargada de Recepción de Muestra y Atención al Cliente, ya sea en forma verbal o en forma escrita hasta 8 días después de la entrega del informe. En el DECAB se mantiene un registro de quejas y sugerencias con el fin de mejorar el Servicio al Cliente.

El laboratorio no se responsabiliza por el muestreo realizado antes de la entrega de las muestras al DECAB, pero sí se responsabiliza de las muestras recibidas, tal como se la entrega.

 ESCUELA POLITÉCNICA NACIONAL	DEPARTAMENTO DE CIENCIA DE ALIMENTOS Y BIOTECNOLOGÍA (DECAB) Lastrón de Guevara E11-253, Edificio 19 - segundo piso Telf: 2976300 ext4236, email: decab@epn.edu.ec PO-Box 17-01-2759 - Quito-Ecuador	CÓDIGO: F-PT-7.7-01-04	 DECAB
		FECHA DE VIGENCIA: 2-8-2018	
ISO/IEC 17025		VERSIÓN: 00	

INFORME DE RESULTADOS DE ENSAYO O TRABAJO

FECHA: 9-11-2018 **Informe No:** IE-BR-18-06
CLIENTE/EMPRESA: ESCUELA POLITÉCNICA NACIONAL-FICA
Persona de contacto: PROYECTO TITULACIÓN.- JENIFER TEJEDOR. Teléfono: 2976300
Dirección cliente: Pasaje Andalucía E12-A y Alfredo Mena Caamaño Fax:
Correo electrónico: decab@epn.edu.ec **Tipo de muestra:** Cáscara Maní
Fecha de recepción muestra: 16-10-2018
Fecha de realización análisis: 31-10-2018

ORDEN DE TRABAJO: DC-OT10353-2018

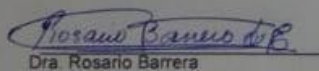
IDENTIFICACIÓN DE LA(S) MUESTRA(S) Y SERVICIO (S)

No. muestra	ID Muestra	Descripción muestra	Servicio/Analito	Laboratorio
1	CI-BR-18-0002	CÁSCARA DE MANI.- MUESTRA 1	NITRÓGENO TOTAL	BROMATOLOGIA
2	CI-BR-18-0003	CÁSCARA DE MANI.- MUESTRA 2	NITRÓGENO TOTAL	BROMATOLOGIA

RESULTADOS

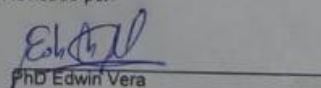
Muestra-ID Muestra.	Servicio/Analito	Resultado	Unidades	Método
Cáscara de Maní Muestra 1 CI-BR-18-0002.- 1	NITRÓGENO TOTAL	0.72	%(g/100g)	2001.11 4.2.11 AOAC 2016
Cáscara de Maní Muestra 2 CI-BR-18-0003.- 2		0.69		

Realizado por:


Dra. Rosario Barrera

Analista DECAB

Revisado por:


PhD Edwin Vera

Responsable de Calidad DECAB

ANEXO N° 2:
DATOS DE CAUDAL (CM³/MIN) Y RECOGIDOS IN SITU

	9/10/2018				10/10/2018				11/10/2018				12/10/2018			
C1	4	2.8	3.2	3.2	4	3.8	3.2	3.6	4	4.4	3.2	3.2	4	3.2	3	2.8
C2	8	5.6	7.6	7.4	8	8.6	7.6	7.8	8	7.2	7.4	8	8	6.8	7.6	6.2
C3	12	10	9.8	9	12	11.6	10.8	11.4	12	10.2	9.8	11.8	12	10.8	9.8	9.6
P1	4	3.2	3.2	3.4	4	3.8	3.2	3.6	4	3	3.4	3.8	4	3.6	2.8	2.2
P2	8	6.2	6.8	7	8	8.2	7.4	8.2	8	6.8	7.2	6.8	8	8.2	8.4	5.4
P3	12	9.8	9.4	9.2	12	11	10.8	11.8	12	10.6	11.8	12.2	12	10.8	10.8	10.6
L1	4	2.6	3.2	3.4	4	3.6	4.2	4.2	4	8.4	3.6	3.4	4	3.8	3.6	3.2
L2	8	5.8	5.6	6.2	8	7.6	6.8	7.8	8	6.4	7.2	7.6	8	7	7.2	7
L3	12	9.2	8.8	9.2	12	9.8	11.2	11.6	12	10.8	9.8	12.2	12	11.4	11.8	10.8
LP1	4	2.4	2.8	3.6	4	4	3.8	3.6	4	3.2	3.6	3.6	4	3.2	3.2	3.4
LP2	8	5.8	7	6.8	8	6.8	6.8	7.6	8	6.6	7.4	7.4	8	7.6	7.6	7.6
LP3	12	9.2	12	11	12	10.8	10.8	11.8	12	9.8	10.2	11.8	12	11.6	11.2	12.2

	15/10/2018				16/10/2018				17/10/2018				18/10/2018				19/10/2018			
C1	4	3.6	3.2	3.4	4	3.2	2.4	2.6	4	4.2	3	3.2	4	3.2	2.8	5	4	3.8	3	3.6
C2	8	6.8	7	7.2	8	6.2	6.2	6.6	8	7.6	7.6	7.2	8	7.2	6	7.2	8	7.8	5.8	7.2
C3	12	10.4	10	11.2	12	12.6	9	12.2	12	12.2	9.6	10.2	12	11.4	12.8	12.8	12	12.8	9	12.8
P1	4	3	2	3.4	4	4.6	2.6	3.8	4	3	2.6	3.2	4	3	3.6	4.2	4	3.8	2.2	4.2
P2	8	9.8	9	9.2	8	7.4	6.4	6.6	8	7.6	5.8	6.2	8	6.8	6	6.4	8	7.8	6	6.4
P3	12	11.2	10.6	11	12	12	10	12	12	12	11	10.8	12	11.6	10	10	12	13	9	10
L1	4	3	3	3.2	4	3.2	2.8	4	4	2.6	3.4	3	4	3	3	4.2	4	4.4	3.2	4.2
L2	8	8	6.6	7.2	8	7.4	6.2	7.4	8	7	7	6.8	8	7.2	6.8	6.6	8	8.4	6.4	6.6
L3	12	11.6	11	11.2	12	9.4	11.8	10.2	12	10	12	11.2	12	11	12	11.6	12	12	10.2	11.6
LP1	4	3.2	3.4	3.2	4	3.8	3.8	4	4	3.4	3.8	2.8	4	3.4	3.2	4	4	3.4	3.2	4
LP2	8	6.4	7	6.8	8	7.6	7.4	6.4	8	8	7.8	7.6	8	7	7.6	7.8	8	8.6	6	7.8
LP3	12	10.8	10.8	10	12	10.4	11	10.2	12	10.4	11.2	11.4	12	10	10	10	12	11	10	10

	22/10/2018				23/10/2018				24/10/2018				25/10/2018				26/10/2018			
C1	3	3.2	4	3.2	4	3.2	3	5	4	5	3.8	4.2	4	3.4	4.2	4	4	3.6	3.8	3.2
C2	8	8.2	6.6	8.4	8	6.4	6	7.6	8	6	6.8	6.8	8	8.2	6.8	8.2	8	7.7	6	6.4
C3	12	11.6	12	9	12	12.4	10	9	12	9	10	9	12	9.2	11.6	12.4	12	12.4	9	9
P1	4	5	3.6	2.4	4	2.8	3	3.6	4	2	3	4.2	4	4.2	3.6	3.6	4	3.4	3	3.2
P2	8	8.4	7	7	8	6	6.6	7.2	8	6	6	8.6	8	9	6.4	7.8	8	7.6	6.6	6
P3	12	10	10	10.2	12	10	12	11.2	12	10	9.8	10	12	10.4	10.2	10	12	12.2	9	9.4
L1	4	3.8	3	4	4	4	3	3	4	3	3.4	3	4	3	3.2	4	4	4.2	3.8	2.8
L2	8	7.6	6.6	6	8	8.2	6	8	8	7	7	7.4	8	6.2	7.4	7	8	7	6.6	6
L3	12	10.8	10	9.8	12	11.6	11	12	12	10	12	12	12	10.2	11.6	9.6	12	12	11.4	10
LP1	4	4.2	3	3	4	3	3	4	4	3	3	4	4	3.8	3	4	4	3	3	2.8
LP2	8	6	6.2	7.2	8	6	7.4	8	8	6	7	7.2	8	8	7	7.8	8	8.4	7	8
LP3	12	9	9	10	12	11	10	10.8	12	9	10.2	10	12	10	11	10.2	12	10.8	11.2	10

	29/10/2018				30/10/2018				31/10/2018			
C1	4	3.8	4.2	3.6	4	3.4	3.4	5	4	3.4	2.8	4.2
C2	8	6	8.2	7.6	8	6.6	8	7.6	8	7.2	6	6.8
C3	12	10.8	9.2	11.4	12	9.8	9.2	9	12	10.4	9	9
P1	4	2.4	3.8	4.2	4	2.2	2.8	3.6	4	3.2	2.8	4.2
P2	8	6	7.2	7.8	8	6.2	5.6	7.2	8	6.8	7.2	8.6
P3	12	11.2	10	10.8	12	10	10.6	11.2	12	10.4	10	10
L1	4	3.6	3	4.2	4	4	3	3	4	4.2	2.6	3
L2	8	7	6.6	7.2	8	6.4	6	8	8	8	6	7.4
L3	12	12.4	10	11.2	12	12.4	10.4	12	12	10.8	10	12
LP1	4	2.8	2.8	3.2	4	3	3	4	4	4	3	4
LP2	8	6.8	6.2	7.4	8	6.4	6.6	8	8	7.4	6.8	7.2
LP3	12	10	10.8	11.4	12	9.2	11.2	10.8	12	11.6	10.4	10

	5/11/2018				6/11/2018				7/11/2018				8/11/2018				9/11/2018			
C1	4	3.4	3.4	3.8	4	3.4	3.2	5	4	2.6	3.6	4.2	4	5	3	4	4	3.6	3.8	3.2
C2	8	9	8.2	7.4	8	7.3	7	7.6	8	6	7.6	6.8	8	7.4	8	8.2	8	7.7	6	6.4
C3	12	12.8	11.2	10.2	12	10.4	9.8	9	12	9.8	13.6	9	12	9	12.8	12.4	12	12.4	9	9
P1	4	3.4	3.8	4.8	4	2.2	3	3.6	4	2.8	3.6	4.2	4	3.6	3.8	3.6	4	3.4	3.6	3.2
P2	8	6.8	7.6	7	8	6.4	7	7.2	8	6.8	6.8	8.6	8	6.6	6.8	7.8	8	7.6	6.6	6
P3	12	10	9.4	12.4	12	10.2	9.8	11.2	12	10.4	9.8	10	12	9.8	13.4	10	12	12.2	9.4	9.4
L1	4	3	4	4	4	3.8	4.2	3	4	3.2	3.4	3	4	3	3.2	4	4	4.2	3.8	2.8
L2	8	7.6	8.2	8	8	8.2	6.8	8	8	7.6	6.8	7.4	8	6.8	7.8	7	8	7	6.6	6.8
L3	12	12.8	12	10.8	12	10.2	12.4	12	12	9.8	11.4	12	12	12.4	12	9.6	12	12	11.4	10
LP1	4	4.2	3	3.8	4	3.4	4	4	4	3	3	4	4	4	3.2	4	4	3	3	3.8
LP2	8	8.4	7.8	7	8	8.2	6.8	8	8	7	8.2	7.2	8	7.8	7.6	7.8	8	8.4	7	8
LP3	12	10.4	12.4	12	12	12.4	12	10.8	12	9.2	10.8	10	12	9.8	11.6	10.2	12	10.8	11.2	10

	12/11/2018				13/11/2018				14/11/2018				15/11/2018				16/11/2018			
C1	4	2.8	3.4	3.4	4	2.4	3.8	4.2	4	2.8	3.4	3.8	4	4	3.4	3.6	4	3.4	3.2	3.6
C2	8	8.6	7.2	7.2	8	6.4	7.4	6.8	8	7.8	7.2	8	8	6.4	9	7.6	8	6.2	6.6	7
C3	12	9.8	11.6	10.8	12	10.2	10.6	11.6	12	11	10.6	10.8	12	9.8	13.6	10.8	12	10.2	10.2	12
P1	4	2.4	4	3.2	4	3.8	2.8	3.8	4	3	2.8	4.8	4	4.2	3.2	2.8	4	3.6	2.8	3.2
P2	8	6.4	6.6	7.8	8	8	7.6	8.4	8	6	6.8	7	8	8	6.4	7	8	9	6.2	8
P3	12	10.4	10.8	11.2	12	10.8	11.2	13	12	10.4	10.6	11	12	10.4	14.8	10.4	12	10.2	9.6	13
L1	4	3.2	3.6	3	4	3.4	3.6	3.4	4	3	3	3	4	3	3	4	4	3	3.4	4.4
L2	8	7	7.6	6.8	8	7.8	7.6	7	8	7	8.8	7.7	8	7	8.6	6.6	8	8.8	7.6	7
L3	12	11.4	10	11.8	12	11.8	10.8	10.8	12	11.6	10.2	11	12	10.2	10.4	11	12	11.2	13	10
LP1	4	2.8	4	3	4	3.8	3.2	4.2	4	3.4	2.8	3.2	4	3.8	3.6	3	4	3.6	3	4.6
LP2	8	7.8	6.4	7.6	8	7.8	7.6	6.2	8	7.8	6.8	8	8	8	7.2	7	8	7.6	6.4	8
LP3	12	10.4	10.8	11.8	12	12.8	10.8	12	12	12	10	10.6	12	10.6	11.4	10.6	12	11	10.2	10.6

	19/11/2018				20/11/2018				21/11/2018				22/11/2018				23/11/2018			
C1	4	2.6	3.8	3.6	4	3	3	4.2	4	3.8	3	3.8	4	3.8	3.2	3.2	4	3.8	4	4
C2	8	8.8	8.2	7.2	8	7.2	6.2	6.8	8	7.2	6.8	8.4	8	8.4	7.4	7	8	8.4	7	7.6
C3	12	10.8	12	10.8	12	11.2	10.4	11.6	12	10.6	10	10.6	12	10	11.4	10.4	12	11.6	12.4	11.4
P1	4	4.2	3.6	3.6	4	3	3.4	3.8	4	3	3	4.4	4	4	3.6	3.6	4	4	4	3.8
P2	8	7	6.8	7.4	8	6.8	7	8.4	8	6.4	7.6	7.8	8	8.4	7.4	7	8	8.2	7	7.8
P3	12	9.8	10.2	11.2	12	10.8	11.2	13	12	11.6	10.2	11	12	12	11	10.6	12	12	10.6	11.4
L1	4	3.6	4.4	4.2	4	3	3	3.4	4	3.6	3	3.6	4	3.4	3.6	4.4	4	3.2	3.6	4
L2	8	7	8.6	7.6	8	6.6	6.6	7	8	6.6	7.2	8.2	8	6.2	7	6.8	8	6.6	8	8
L3	12	11.6	10.4	11.6	12	10	11	10.8	12	10.4	10.2	11.6	12	10	11	13	12	10.8	11.6	12
LP1	4	3.6	3	3.2	4	4.2	3	4.2	4	3	3.2	3.8	4	3.4	3.6	4.2	4	3.8	3.6	4
LP2	8	7.4	7.4	8	8	7	7	6.2	8	7.2	7	8.2	8	8	7	6.8	8	8	6.4	7.8
LP3	12	10.6	10.4	11	12	10.8	10.6	12	12	11.2	11	10.6	12	9.4	11.4	13.2	12	10	12	11.6

	26/11/2018				27/11/2018				28/11/2018				29/11/2018				30/11/2018			
C1	4	3	4	3.6	4.2	4	3.2	3	4	3.8	3	3.8	3.2	4	3.8	4	4	3.2	3.6	3.2
C2	8	6	6	8	8	8	6.4	7	8	7.4	6.8	8.4	5	8	8.4	8.2	8	8.2	7.4	8
C3	12	9.8	11	11.6	12	12	10	12	12	10.8	11.4	10.6	12.4	12	12	10.8	12	11.2	12.4	10.8
P1	4	3.2	3.2	4.2	3.8	4	3.8	3.8	4	3.4	3.4	4.4	3.8	4	4.4	4	4	3.8	3.4	3
P2	8	6	7.6	6.4	6.2	8	6.4	7	8	7.2	6.8	7.8	7	8	8	8	8	9	7.6	6.8
P3	12	9	10.4	12	10.4	12	12	12	12	10.4	11.6	11	10.4	12	12.4	12	12	10.8	10.4	11.4
L1	4	3.2	4	3	4	4	3	4	4	4	3	3.6	2.8	4	4.4	4	4	4	3.2	3.6
L2	8	7.2	7	7	7.4	8	6.2	7.2	8	8	7	8.2	6.8	8	8.2	8	8	7	6.6	7.5
L3	12	10	11	10	11.4	12	10.6	11.6	12	11.6	10.8	11.6	10.6	12	12.2	10.6	12	10.8	11	10.6
LP1	4	3	3.4	3.6	3	4	3.6	3.8	4	3.2	3	3.8	3	4	3.4	4	4	3.6	3	4.6
LP2	8	6	7.2	7	8	8	7.8	8.2	8	8	7	8.2	8	8	8	8	8	8.2	7.2	7.4
LP3	12	9	10	11	11.6	12	12	11.8	12	10.8	11	10.6	9.4	12	12	12	12	12.2	10	11.8

	3/12/2018				4/12/2018				5/12/2018				6/12/2018			
C1	4	3.8	4.6	3.6	4	3	4	3.2	4	4	3.2	3.2	4	3.4	4	3.2
C2	8	8.2	6.8	8	8	6	8.2	6.4	8	6.2	6.6	8	8	6	6.4	8
C3	12	13	9.6	12.6	12	9	11.6	10.4	12	13	9	11.6	12	11.6	12	12
P1	4	3.8	3	3.6	4	3.4	4	3	4	3.2	3.8	3.4	4	4.2	3.8	3.6
P2	8	8.4	6	8.6	8	8	7.6	6.6	8	7.2	7.6	6	8	6.8	6	8
P3	12	12.8	12	10.4	12	10	13	10	12	9.8	6.8	9	12	10	10	13
L1	4	3.8	3	3	4	3	4.4	3.6	4	4.4	3	3	4	3.4	4	3.6
L2	8	7.8	6.6	8	8	7	8	6.6	8	8.4	7	8.2	8	8	8	6.8
L3	12	11.6	10	11	12	10	12	11.6	12	11	10	12.4	12	12.4	10	11.6
LP1	4	4.4	3.6	3.6	4	4.4	4	3.8	4	4.4	3.6	3.4	4	4	4	4.2
LP2	8	6	7	7.2	8	6.4	8	6	8	7.6	6	8	8	8	7.6	7.2
LP3	12	12	10	11	12	10	10	10.8	12	11.2	10	10.6	12	9	13	10

	10/12/2018				11/12/2018				12/12/2018				13/12/2018				14/12/2018			
C1	4	3.8	3	3	4	3	3	4	4	3.6	3.2	3.6	4	3	3.6	4	4	4	4	3.6
C2	8	7.6	6.2	6	8	6	6	6.6	8	7.2	7.2	8.2	8	7	7.8	7	8	7.6	6.4	8.8
C3	12	13.2	11.6	10	12	10	12	10.8	12	13	10	12	12	10	11.6	12	12	12	10.6	12.4
P1	4	3	3.2	3.4	4	3	3.6	3.4	4	4	3	3.8	4	3.6	4.2	3.6	4	3.8	3	4.8
P2	8	6	6.8	6	8	6.2	7.6	8.6	8	8	6	7.6	8	7	8	7.2	8	8.2	7	6
P3	12	11.2	10	12	12	9.6	10	10	12	10	9.2	12	12	13	11.6	12	12	10.6	9.8	12
L1	4	3.2	4.2	3.4	4	3.4	4.2	4	4	4	3	4.2	4	3	3.6	4.2	4	4.6	4.2	4.4
L2	8	8.2	7.2	6.2	8	6	7	6.4	8	8.4	7	7.2	8	6.6	8.4	7	8	7.8	7.8	8
L3	12	12.8	10	11.6	12	9.6	11.4	12.2	12	12.4	10.4	12.2	12	10	10	12	12	11.8	10	13
LP1	4	4.2	3.2	3.2	4	3	4	3	4	3	4.4	4	4	3.4	4	4	4	5	3.6	4
LP2	8	6.6	6	7	8	7	7	6.6	8	6.6	6.4	7	8	6	8.4	7.8	8	8.2	7.6	8
LP3	12	12.4	10.2	10.4	12	10.4	11	10.6	12	11.8	10	11	12	10	10	11	12	10	10	11.8

	17/12/2018				18/12/2018				19/12/2018			
C1	4	4.4	3.4	3	4	3.2	3.4	3	4	4.4	2.8	4.2
C2	8	6.4	6.8	6.6	8	6.8	7.4	7.6	8	7.2	6	6.8
C3	12	12.6	11	11.6	12	11.2	11.4	11	12	11.6	9	9
P1	4	4.4	4.4	3.8	4	3.6	3.6	3.2	4	3.6	2.8	4.2
P2	8	6.8	6.8	7.8	8	6.4	7	6.6	8	8	7.2	8.6
P3	12	12.6	11.6	12.4	12	11.8	11.8	11.6	12	12.4	10	10
L1	4	3.6	3	4.4	4	3	3	3	4	3.6	2.6	3
L2	8	8.2	6.6	8	8	7.6	7	6	8	7.8	6	7.4
L3	12	12	11	11.4	12	11	11.2	11	12	12	10	12
LP1	4	4	3	3.6	4	3	3	3	4	4.4	3	4
LP2	8	6.8	7	6.8	8	7	7.2	7	8	8.2	6.8	7.2
LP3	12	11	10.8	10.8	12	10.8	10.8	11.6	12	10.8	10.4	10

Elaborado por: Vanessa Córdor

ANEXO N° 3:
TABLA DE ANALISIS MULTIVARIADO DE VARIANZA

Tabla A3. 1: Tabla de análisis multivariado de varianza

F.V.	Estadístico	F	gl (num)	gl (den)	p
Método Wilks					
Tipología	0.06	2.16	27	310	0.001
Tasa Hidráulica	0.33	8.79	18	212	<0.0001
Método Pillai					
Tipología	0.45	2.11	27	324	0.0014
Tasa Hidráulica	0.72	6.73	18	214	<0.0001
Método Lawley-Hotelling					
Tipología	0.57	2.21	27	314	0.0007
Tasa Hidráulica	1.9	11.06	18	210	<0.0001
Método Roy					
Tipología	0.38	4.59	9	108	<0.0001
Tasa Hidráulica	1.81	21.53	9	107	<0.0001

Elaborado por: Vanessa Cóndor

ANEXO N° 4:
TABLA DE ANALISIS MULTIVARIADO DE VARIANZA

Tabla A4. 2: Tabla de análisis multivariado de varianza

Biofiltro		C1		C2		C3	
		k	Clogging	k	Clogging	k	Clogging
k	S	1	0.4182	1	0.9119	1	0.8424
	Sig	-	0.2291	-	0.0002	-	0.0022
Clogging	S	0.4182	1	0.9119	1	0.8424	1
	Sig	0.2291	-	0.0002	-	0.0022	-
DQO	S	0.5030	0.6849	0.4742	0.3576	0.0303	0.2121
	Sig	0.1383	0.0289	0.1662	0.3104	0.9338	0.5563
SV	S	-0.2727	-0.3455	0.4499	0.2485	0.6121	0.5515
	Sig	0.4458	0.3282	0.1921	0.4888	0.0600	0.0984
Fenol	S	-0.3830	-0.8207	-0.9605	-0.9273	-0.7091	-0.8667
	Sig	0.2747	0.0036	0.00001	0.0001	0.0217	0.0012
Biofiltro		P1		P2		P3	
		k	Clogging	k	Clogging	k	Clogging
k	S	1	0.4182	1	0.6	1	0.8424
	Sig	-	0.2291	-	0.0667	-	0.0022
Clogging	S	0.4182	1	-0.6	1	0.8424	1
	Sig	0.2291	-	0.0667	-	0.0022	-
DQO	S	0.5636	0.7818	0.0424	0.0182	0.2	0.2364
	Sig	0.0897	0.0076	0.9074	0.9602	0.5796	0.5109
SV	S	-0.3939	-0.1152	0.3576	0.3939	0.2121	0.2485
	Sig	0.26	0.7514	0.3104	0.26	0.5563	0.4888
Fenol	S	0.7455	-0.6121	-0.3939	-0.7818	-0.7333	-0.8546
	Sig	0.1333	0.0599	0.26	0.0076	0.0158	0.0017
Biofiltro		L1		L2		L3	

		k	Clogging	k	Clogging	k	Clogging
k	S	1	0.3292	1	0.7538	1	0.8328
	Sig	-	0.3529	-	0.0118	-	0.0028
Clogging	S	0.3293	1	0.7538	1	0.8328	1
	Sig	0.3529	-	0.0118	-	0.0028	-
DQO	S	0.5152	0.3598	0.8303	0.6809	0.0182	0.1094
	Sig	0.1276	0.3072	0.0029	0.0302	0.9602	0.7635
SV	S	0.1273	-0.5427	0.2364	-0.2614	0.0061	0.0243
	Sig	0.7261	0.1050	0.5109	0.4657	0.9867	0.9468
Fenol	S	0.2242	0.1098	0.0546	-0.2979	-0.1394	-0.2857
	Sig	0.5334	0.7628	0.8810	0.4032	0.7009	0.4236
Biofiltro	LP1		LP2		LP3		
		k	Clogging	k	Clogging	k	Clogging
k	S	1	0.3939	1	0.8268	1	0.9086
	Sig	-	0.26	-	0.0032	-	0.0003
Clogging	S	0.3939	1	0.8268	1	0.9086	1
	Sig	0.26	-	0.0032	-	0.0003	-
DQO	S	0.6121	0.6121	-0.2249	-0.3333	0.1878	0.3049
	Sig	0.0599	0.0599	0.5321	0.3466	0.6032	0.3917
SV	S	-0.3939	-0.0909	-0.6626	-0.7455	0.4909	0.6342
	Sig	0.26	0.8028	0.0368	0.0133	0.1497	0.0489
Fenol	S	-0.6849	-0.6849	-0.0790	-0.3091	-0.4546	-0.0915
	Sig	0.0289	0.0289	0.8282	0.3848	0.8810	0.8016

Elaborado por: Vanessa C3ndor

ANEXO N° 5:
TABLAS DE ANÁLISIS DE COMPARACIÓN (TEST: LSD FISHER) DEL
PROGRAMA INFO STAT

ANEXO 5.1: TEST LSD FISCHER DE CONDUCTIVIDAD HIDRAÚLICA POR TIPOLOGÍA Y TASA HIDRAÚLICA

Test:LSD Fisher Alfa=0.05 DMS=30.41384				Test:Tukey Alfa=0.05 DMS=86.55299			
Error: 1124.4404 gl: 36				Error: 6093.0509 gl: 27			
Tipología	Medias	n	E.E.	Tasa Hidraulica	Medias	n	E.E.
L	312.07	10	10.60 A	1	330.87	10	24.68 A
P	326.52	10	10.60 A	3	472.68	10	24.68 B
LP	327.90	10	10.60 A	2	498.48	10	24.68 B
C	330.87	10	10.60 A				

ANEXO 5.2: TEST LSD FISCHER DE CLOGGING POR TIPOLOGÍA Y TASA HIDRAÚLICA

Test:LSD Fisher Alfa=0.05 DMS=0.58259				Test:Tukey Alfa=0.05 DMS=1.04037			
Error: 0.4126 gl: 36				Error: 0.8803 gl: 27			
Tipología	Medias	n	E.E.	Tasa Hidraulica	Medias	n	E.E.
L	-0.13	10	0.20 A	3	-0.03	10	0.30 A
LP	3.0E-03	10	0.20 A	2	0.69	10	0.30 A
P	0.20	10	0.20 A	1	0.89	10	0.30 A
C	0.89	10	0.20 B				

ANEXO 5.3: TEST LSD FISCHER DE EFICIENCIA DE DQO POR TIPOLOGÍA Y TASA HIDRAÚLICA

Test:LSD Fisher Alfa=0.05 DMS=6.85151				Test:Tukey Alfa=0.05 DMS=8.65754			
Error: 57.0645 gl: 36				Error: 60.9620 gl: 27			
Tipología	Medias	n	E.E.	Tasa Hidraulica	Medias	n	E.E.
C	79.67	10	2.39 A	3	77.82	10	2.47 A
P	80.08	10	2.39 A	2	78.17	10	2.47 A
LP	82.43	10	2.39 A B	1	79.67	10	2.47 A
L	87.43	10	2.39 B				

ANEXO 5.4: TEST LSD FISCHER DE EFICIENCIA DE SÓLIDOS VOLÁTILES POR TIPOLOGÍA Y TASA HIDRAÚLICA

Test:LSD Fisher Alfa=0.05 DMS=14.69377				Test:Tukey Alfa=0.05 DMS=15.84379			
Error: 262.4585 gl: 36				Error: 204.1685 gl: 27			
Tipología	Medias	n	E.E.	Tasa Hidraulica	Medias	n	E.E.
C	52.59	10	5.12 A	3	47.69	10	4.52 A
LP	58.07	10	5.12 A	2	49.42	10	4.52 A
L	58.48	10	5.12 A	1	52.59	10	4.52 A
P	63.74	10	5.12 A				

**ANEXO 5.5: TEST LSD FISCHER DE CONCENTRACIÓN DE FENOLES POR
TIPOLOGÍA Y TASA HIDRAÚLICA**

Test:LSD Fisher Alfa=0.05 DMS=25.96055

Error: 819.2595 gl: 36

Tipología	Medias	n	E.E.
C	42.17	10	9.05 A
P	47.90	10	9.05 A
LP	51.77	10	9.05 A
L	51.89	10	9.05 A

Test:Tukey Alfa=0.05 DMS=41.39801

Error: 1393.8936 gl: 27

Tasa Hidraulica	Medias	n	E.E.
1	42.17	10	11.81 A
3	48.77	10	11.81 A
2	65.22	10	11.81 A

ANEXO N° 6:
ACTIVIDADES DE DIVULGACIÓN CIENTIFICA

ANEXO 6.1. ABSTRAC ENVIADO AL 8TH INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON WETLANDS POLLUTANT DYNAMICS AND CONTROL, WETPOL 2019.



8th International Symposium on Wetland Pollutant Dynamics and Control

June 17-21, 2019

PERFORMANCE OF HYBRID PEANUT SHELLS BIOFILTERS WITH *SCHOENOPLECTUS CALIFORNICUS* TO REMOVE ORGANIC MATTER FROM DOMESTIC WASTEWATER

Jennifer Tejedor¹, Vanessa Cóndor¹, Cristina Elizabeth Almeida¹ and Cristina Alejandra Villamar²

¹Escuela Politécnica Nacional, Quito, Ecuador

²Universidad de Santiago de Chile, Santiago, Chile

Biofiltration is a low-cost passive technology based on organic/inorganic filter media. Specifically, organic wastes are being used within filter media by their adsorbent properties (porosity, OH groups). Thus, peanut shells abundantly produced in the Ecuadorian coast will be a good filter media. On the other hand, the hybridization between biofilters and constructed wetlands could improve the performance, due that roots of aquatic plants would increase superficial area (biofilm), oxygen supply and organic matter adsorption. *Shoenopectus californicus* is a cosmopolite macrophyte, which has proven to be feasible to use in constructed wetlands treating wastewaters. Therefore, the aim of the study was evaluate the performance of hybrid peanut shells biofilters with *Shoenopectus californicus* to remove organic matter from domestic wastewater.

The experimental model used 6 biofilter assays or cylindrical columns (12 x 100 cm) made of polypropylene. On the one hand, 3 columns were biofilters control (without plants, B) and the rest biofilters hybrid (with plants, BPM). Each column (30 cm) was filled by three layers: active (25% peanut shells, $\phi=850\mu\text{m}-2\text{mm}$), intermediate (sand, $\phi=1-2\text{mm}$) and support (gravel, $\phi=10-25\text{mm}$). Moreover, three hydraulic rate (0.5, 1 and 1.5 $\text{m}^3/\text{m}^2\text{-day}$) intermittent (8 hours of daily operation) were studied in each one. Organic matter removal from synthetic domestic wastewater and measured as COD (Chemical Oxygen Demand) and VS (Volatile Solids) was monitored during 90 days. Moreover, allometric measurements (apical height, basal diameter, chlorophyll a and b) on plants were evaluated during this period.

Results reported stable control operation conditions within all biofilters with values of pH, temperature and humidity from 7.0 to 7.5, 66 to 83 % and 18 to 24°C, respectively. The highest COD and SV efficiency removal were reached by BPM at an optimized hydraulic rate of 0.5 $\text{m}^3/\text{m}^2\text{-day}$, and whose average values were 82.7 and 64.5%, respectively. However, only SV removal within BPM was significantly ($p < 0.05$) higher than B. According to the plant behavior, apical height (21.8 cm), basal diameter (15.1 cm) and chlorophyll a/b (1.1/0.4 mg/g) were the highest when BPM operated at 1.0 $\text{m}^3/\text{m}^2\text{-day}$. However, clogging (up to 0.24 cm) and hydraulic conductivity (up to 4.1 mm/h) decreased up to 24 %when BPM were operated. Definitely, BPM is a feasible alternative to improve the biofilters performance.

ANEXO 6.2: MAIL DE ACEPTACIÓN PARA EXPOSICIÓN ORAL EN 8TH INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON WETLANDS POLLUTANT DYNAMICS AND CONTROL, WETPOL 2019.

Thank you very much for your interest in the **8th International Symposium on Wetlands Pollutant Dynamics and Control, WETPOL 2019.**

After the review process by The Scientific/ Programme Committee of all the abstracts, we are pleased to inform you that your submission:

- PERFORMANCE OF HYBRID PEANUT SHELLS BIOFILTERS WITH SCHOENOPLECTUS CALIFORNICUS TO REMOVE ORGANIC MATTER FROM DOMESTIC WASTEWATER

has been accepted for an **Oral Presentation** in the symposium programme.

In order to prepare the advanced programme as soon as possible, we will greatly appreciate if you could *confirm your intention to attend WETPOL2019 by sending us an email to wetpol2019@wetpol.com*

All presenters are required to register at the online registration portal (wetpol.com/registration). **Please register before 5 June 2019.**

Full registration payment is required for all presenters. If we do not receive your registration by 5 June, we regret to inform you that we would have to remove your oral presentation from the programme and proceedings.

Best regards and looking forward to your attendance,

Conference Secretariat

WETPOL 2019 Organising Committee