

ESCUELA POLITÉCNICA NACIONAL

FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL Y AMBIENTAL

**ESTUDIO DEL COMPORTAMIENTO DE *Eisenia foetida* Y
Schoenoplectus californicus EN BIOFILTROS DE CÁSCARA DE
MANÍ PARA EL TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL DOMÉSTICA**

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

JENNIFER LORENA TEJEDOR OYOS

jennifer.lore.13@gmail.com

DIRECTOR: DRA. CRISTINA VILLAMAR

cristina.villamar@usach.cl

CO-DIRECTOR: ING. MARÍA BELÉN ALDÁS

maria.aldas@epn.edu.ec.

Quito, mayo 2019

DECLARACIÓN

Yo, Jennifer Lorena Tejedor Oyos, 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.

La Escuela Politécnica Nacional, puede hacer uso de los derechos correspondientes a este trabajo, según lo establecido por la Ley de Propiedad Intelectual, por su Reglamento y por la normativa institucional vigente.

JENNIFER LORENA TEJEDOR OYOS

CERTIFICACIÓN

Certifico que el presente trabajo fue desarrollado por Jennifer Lorena Tejedor Ojos, bajo nuestra supervisión.

Dra. Cristina Villamar
DIRECTORA DEL PROYECTO

Ing. María Belén Aldas M. SC.
CO-DIRECTORA DEL PROYECTO

AGRADECIMIENTOS

A mis padres Patty y Alcisar, quienes son los principales impulsores de mis sueños y el motivo para seguir adelante. Gracias por ser un apoyo incondicional, por estar conmigo en cada etapa de mi vida; sus palabras de ánimo y cariño han sido un estímulo constante. Sobre todo agradezco el gran esfuerzo y dedicación que han entregado toda su vida para que cada día sea una mejor persona.

A mis hermanas Jessie y Nicole, quienes son un pilar fundamental en mi vida, cuya amistad y confianza han sido un soporte e inspiración para continuar. Agradezco sus consejos, cariño y apoyo que en mí depositaron y por los cuales he llegado a culminar esta etapa de mi vida.

A mis amigas Mayrita, Dayo, Eve y Yadi con quienes he compartido incomparables momentos y que con su amistad incondicional han hecho de esta experiencia una de las más especiales. Ustedes han sido un gran aporte para mi vida personal y profesional.

A Vane quien me ha acompañado en estos últimos tiempos, que ha pasado de ser una compañera a una amiga, cómplice de viaje y aventuras. Gracias por tu apoyo, confianza y presencia cada vez que lo he necesitado.

A la Dra. Cristina Villamar, quien ha sido una guía durante este proceso. Gracias por su apoyo, tiempo y dedicación, que ha impulsado el desarrollo de nuestra formación profesional.

A la Ing. María Belén Aldás e Ing. Cristina Almeida por brindarme su colaboración y respaldo en la realización y evaluación de este trabajo.

A todas personas que a lo largo de mi vida han contribuido con un consejo, una palabra de aliento o un gesto sincero, que me dieron el apoyo necesario para seguir adelante y culminar con éxito esta etapa.

DEDICATORIA

Este trabajo va dedicado principalmente a mis padres y hermanas, por darme su amor y cariño. Este logro es la recompensa de su esfuerzo y sacrificio que han entregado día a día para que alcance mis sueños y metas.

A mis abuelitos y tíos quienes con su afecto y apoyo me han dado fuerza para seguir adelante ante cualquier adversidad.

CONTENIDO

DECLARACIÓN	II
CERTIFICACIÓN	III
AGRADECIMIENTOS	IV
DEDICATORIA.....	V
ÍNDICE DE TABLAS.....	X
ÍNDICE DE FIGURAS	XII
RESUMEN	XIV
ABSTRACT	XVI
PRESENTACIÓN	XVIII
SÍMBOLOGÍA Y SIGLAS.....	XIX
CAPÍTULO 1	1
INTRODUCCIÓN	1
1.1 ANTECEDENTES	1
1.2 JUSTIFICACIÓN.....	3
1.3 ALCANCE	5
1.4 OBJETIVOS.....	6
1.4.1 OBJETIVO GENERAL	6
1.4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	6
CAPÍTULO 2	7
MARCO TEÓRICO.....	7
2.1 GENERACIÓN Y CARACTERIZACIÓN DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS.....	7
2.2 PROBLEMAS AMBIENTALES RELACIONADOS A LA DESCARGA DE AGUAS RESIDUALES SIN TRATAMIENTO	9
2.3 TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES	14
2.3.1 SISTEMAS DESCENTRALIZADOS PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES	15
2.4 BIOFILTRACIÓN.....	17
2.4.1 MEDIO FILTRANTE.....	18
2.4.2 COMPONENTE BIÓTICO	24
2.4.3 CARACTERÍSTICAS DE RENDIMIENTO	32
2.4.4 EFECTOS ECOTOXICOLÓGICOS	39

CAPÍTULO 3	42
METODOLOGÍA.....	42
3.1 AGUA RESIDUAL Y RESIDUO	42
3.1.1 AGUA RESIDUAL.....	42
3.1.2 RESIDUO OLEAGINOSO.....	42
3.2 MODELO EXPERIMENTAL	43
3.2.1 ENSAYOS BATCH	43
3.2.2 ENSAYOS EN CONTINUO	45
3.2.1 ACLIMATACIÓN DE INDIVIDUOS DE <i>Eisenia foetida</i> Y <i>Schoenoplectus californicus</i>	47
3.2.2 ESTRATEGIA DE OPERACIÓN.....	49
3.2.3 COMPORTAMIENTO DE <i>Eisenia foetida</i> Y <i>Schoenoplectus californicus</i>	51
3.3 ANÁLISIS INSTRUMENTAL Y PROCEDIMENTAL	52
3.3.1 ENSAYOS BATCH	52
3.3.2 ENSAYOS EN CONTINUO	56
3.3.4 ANÁLISIS ESTADÍSTICO	58
CAPÍTULO 4	63
RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	63
4.1 ESTUDIOS ECOTOXICOLÓGICOS DE LAS CÁSCARAS DE MANÍ EN <i>Eisenia foetida</i> Y <i>Schoenoplectus californicus</i>	63
4.1.1 ENSAYOS DE TOXIDAD AGUDA EN <i>Eisenia foetida</i>	63
4.1.2 ENSAYOS DE TOXIDAD CRÓNICA EN <i>Eisenia foetida</i>	64
4.1.3 ENSAYOS DE TOXIDAD AGUDA EN <i>Schoenoplectus</i> <i>californicus</i>	67
4.1.4 ENSAYOS DE TOXIDAD CRÓNICA EN <i>Schoenoplectus</i> <i>californicus</i>	68
4.1.5 COMPARACIÓN DE RESULTADOS DE TOXICIDAD DE CÁSCARA DE MANÍ EN <i>Eisenia foetida</i> Y <i>Schoenoplectus</i> <i>californicus</i>	71
4.2 EVALUACIÓN DEL COMPORTAMIENTO DE <i>Eisenia foetida</i> Y <i>Schoenoplectus californicus</i> EN BIOFILTROS DE CÁSCARA DE MANÍ	73
4.2.1 CARACTERIZACIÓN FÍSICO QUÍMICA DEL AGUA RESIDUAL.....	73
4.2.2 CARACTERÍSTICAS DEL COMPORTAMIENTO DE <i>Eisenia foetida</i> Y <i>Schoenoplectus californicus</i>	76

4.2.3 ELIMINACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA EN BIOFILTROS DE CÁSCARA DE MANÍ	88
4.2.4 RELACIÓN ENTRE LA ELIMINACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA Y EL COMPORTAMIENTO VEGETATIVO DE <i>Schoenoplectus californicus</i>	92
CAPÍTULO 5	98
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	98
5.1 CONCLUSIONES	98
5.2 RECOMENDACIONES	100
REFERENCIAS BIBIOGRÁFICAS	101
ANEXOS	120
ANEXO N° 1	121
RESULTADOS DE TOXICIDAD AGUDA Y CRÓNICA DE CÁSCARAS DE MANÍ EN <i>Eisenia foetida</i>	121
ANEXO N° 2	123
RESULTADOS DE TOXICIDAD AGUDA Y CRÓNICA DE CÁSCARAS DE MANÍ EN <i>Schoenoplectus californicus</i>	123
ANEXO N° 3	125
TABLAS DE ANÁLISIS PARA DE COMPARACIONES MÚLTIPLES DEL PROGRAMA INFO STAT - STATISTICAL	125
ANEXO 3.1 ANÁLISIS DE COMPARACIONES MÚLTIPLES DE TUKEY DEL COMPORTAMIENTO DE <i>Schoenoplectus californicus</i> PARA BIOFILTROS LP.....	126
ANEXO 3.2 ANÁLISIS DE COMPARACIONES MÚLTIPLES DE TUKEY DEL COMPORTAMIENTO DE <i>Schoenoplectus californicus</i> PARA BIOFILTROS P.....	127
ANEXO 3.3 ANÁLISIS DE COMPARACIONES MÚLTIPLES DE TUKEY DEL COMPORTAMIENTO DE <i>Schoenoplectus californicus</i> PARA BIOFILTROS DE TASA HIDRÁULICA 1 (0,5 m ³ /m ² * d).....	128
ANEXO 3.4 ANÁLISIS DE COMPARACIONES MÚLTIPLES DE TUKEY DEL COMPORTAMIENTO DE <i>Schoenoplectus californicus</i> PARA BIOFILTROS DE TASA HIDRÁULICA 2 (1,0 m ³ /m ² * d).....	129
ANEXO 3.5 ANÁLISIS DE COMPARACIONES MÚLTIPLES DE TUKEY DEL COMPORTAMIENTO DE <i>Schoenoplectus californicus</i> PARA BIOFILTROS DE TASA HIDRÁULICA 3 (1,5 m ³ /m ² * d).....	130

ANEXO 3.6 ANÁLISIS DE COMPARACIONES MÚLTIPLES DE TUKEY DE LA ELIMINACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA PARA BIOFILTROS L	131
ANEXO 3.7 ANÁLISIS DE COMPARACIONES MÚLTIPLES DE TUKEY DE LA ELIMINACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA PARA BIOFILTROS P	131
ANEXO 3.8 ANÁLISIS DE COMPARACIONES MÚLTIPLES DE TUKEY DE LA ELIMINACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA PARA BIOFILTROS LP	132
ANEXO 3.9 ANÁLISIS DE COMPARACIONES MÚLTIPLES DE TUKEY DE LA ELIMINACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA PARA BIOFILTROS DE TASA HIDRÁULICA 1 ($0,5 \text{ m}^3/\text{m}^2 \text{ d}$).....	132
ANEXO 3.10 ANÁLISIS DE COMPARACIONES MÚLTIPLES DE TUKEY DE LA ELIMINACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA PARA BIOFILTROS DE TASA HIDRÁULICA 2 ($1,0 \text{ m}^3/\text{m}^2 \text{ d}$).....	133
ANEXO 3.11 ANÁLISIS DE COMPARACIONES MÚLTIPLES DE TUKEY DE LA ELIMINACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA PARA BIOFILTROS DE TASA HIDRÁULICA 3 ($1,5 \text{ m}^3/\text{m}^2 \text{ d}$).....	133
ANEXO N° 4	134
ACTIVIDADES DE DIVULGACIÓN CIENTÍFICA.....	134

ÍNDICE DE TABLAS

TABLA 2.1. COMPOSICIÓN PROMEDIO DE AGUA RESIDUAL DOMÉSTICA.....	8
TABLA 2.2 PROBLEMAS AMBIENTALES RELACIONADOS A LA DESCARGA DE AGUAS RESIDUALES SIN TRATAMIENTO.....	12
TABLA 2.3 RESUMEN DE COSTOS HIPOTÉTICOS PARA EL MANEJO DE AGUAS RESIDUALES DE UNA COMUNIDAD RURAL (ADOPTADO DE USEPA, 1997).....	16
TABLA 2. 4 COMPOSICIÓN Y DIMENSIONES DEL MATERIAL FILTRANTE....	21
TABLA 2. 5 CARACTERÍSTICAS DE LAS CÁSCARAS DE MANÍ	23
TABLA 2. 6 RANGO ÓPTIMO PARA EL CRECIMIENTO DE <i>Eisenia foetida</i>	26
TABLA 2. 7 RANGO ÓPTIMO PARA EL CRECIMIENTO DE <i>Schoenoplectus californicus</i>	30
TABLA 2.8 CARÁCTERÍSTICAS DE SISTEMAS DE BIOFILTRACIÓN PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES	34
TABLA 3.1 CARACTERÍSTICAS FÍSICO QUÍMICA DEL INFLUENTE.....	42
TABLA 3.2 COMPOSICIÓN FÍSICO-QUÍMICA DE LAS CÁSCARAS DE MANÍ	43
TABLA 3.3 CONCENTRACIONES DE CÁSCARA DE MANÍ UTILIZADAS EN ENSAYOS DE TOXICIDAD AGUDA Y CRÓNICA PARA <i>Eisenia foetida</i> Y <i>Schoenoplectus californicus</i>	44
TABLA 3. 4 CONDICIONES DE LOS BIOFILTROS.....	50
TABLA 3.5 CONDICIONES DE ENSAYOS DE TOXICIDAD EN <i>Eisenia foetida</i>	53
TABLA 3.6 COMPOSICIÓN DE MEDIO STEINBERG.....	54
TABLA 3.7 CONDICIONES DE ENSAYOS DE TOXICIDAD EN <i>Schoenoplectus californicus</i>	55
TABLA 3.8 COMPOSICIÓN DEL AGUA RESIDUAL DOMÉSTICA SINTÉTICA.....	57
TABLA 4.1 TOXICIDAD AGUDA Y CRÓNICA DE CÁSCARA DE MANÍ EN <i>Eisenia foetida</i> Y <i>Schoenoplectus californicus</i>	73

TABLA 4. 2 CARACTERÍSTICAS FÍSICO QUÍMICA DEL EFLUENTE.....	74
TABLA 4.3 PARÁMETROS DE OPERACIÓN DEL SISTEMA DE BIOFILTRACIÓN.....	75
TABLA 4.4 COEFICICENTES DE CORRELACIÓN DE SPEARMAN DEL DESARROLLO DE <i>Schoenoplectus Californicus</i>	93

ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA 2.1 ETAPAS DE TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL	14
FIGURA 2.2 CAPAS DE UN BIOFILTRO	19
FIGURA 2.3 CICLO DE VIDA DE <i>Eisenia foetida</i>	26
FIGURA 3.1 CARACTERÍSTICAS DEL SISTEMA DE BIOFILTRACIÓN	46
FIGURA 3.2 PRIMERA ETAPA DE ACLIMATACIÓN	47
FIGURA 3.3. ACLIMATACIÓN DE LOMBRICES Y MACRÓFITAS	48
FIGURA 3.4 SEGUNDA ETAPA DE ACLIMATACIÓN.....	49
FIGURA 3.5 ESQUEMA EXPERIMENTAL DEL SISTEMA DE BIOFILTRACIÓN.....	51
FIGURA 3.6 ENSAYOS DE TOXICIDAD EN <i>Eisenia foetida</i>	54
FIGURA 3.7 ENSAYOS DE TOXICIDAD EN <i>Schoenoplectus californicus</i>	56
FIGURA 4.1 CURVA DOSIS-RESPUESTA PARA <i>Eisenia foetida</i> EXPUESTA A CÁSCARAS DE MANÍ	63
FIGURA 4.2 EFECTOS CRÓNICOS DE <i>Eisenia foetida</i> A LOS 35 DÍAS DE EXPOSICIÓN DE CÁSCARA DE MANÍ	65
FIGURA 4.3 PORCENTAJE DE INHIBICIÓN DEL CRECIMIENTO APICAL A LOS 7 DÍAS DE EXPOSICIÓN DE CÁSCARA DE MANÍ.....	67
FIGURA 4.4 EFECTOS CRÓNICOS A LOS 56 DÍAS DE EXPOSICIÓN DE CÁSCARA DE MANÍ	69
FIGURA 4.5 DENSIDAD POBLACIONAL DE <i>Eisenia foetida</i>	78
FIGURA 4.6 PESO DE <i>Eisenia foetida</i> EN BIOFILTROS DE CÁSCARA DE MANÍ	80
FIGURA 4.7 CRECIMIENTO APICAL DE <i>Schoenoplectus californicus</i>	81
FIGURA 4.8 CRECIMIENTO BASAL DE INDIVIDUOS DE <i>Schoenoplectus</i> <i>californicus</i>	83
FIGURA 4.9 COMPORTAMIENTO DE CLOROFILA a DE INDIVIDUOS <i>Schoenoplectus californicus</i>	84
FIGURA 4.10 COMPORTAMIENTO DE CLOROFILA b DE INDIVIDUOS <i>Schoenoplectus californicus</i>	85
FIGURA 4.11 ABUNDANCIA RELATIVA DE <i>Schoenoplectus californicus</i>	87

FIGURA 4. 12 ELIMINACIÓN DE DQO EN BIOFILTROS DE CÁSCARA DE MANÍ	90
FIGURA 4.13 ELIMINACIÓN DE SÓLIDOS VOLÁTILES EN BIOFILTROS DE CÁSCARA DE MANÍ	91
FIGURA 4.14 RELACIÓN LINEAL DEL CRECIMIENTO DE <i>Schoenoplectus californicus</i> EN EL BIOFILTRO P1	94
FIGURA 4.15 RELACIÓN LINEAL DEL CRECIMIENTO DE <i>Schoenoplectus californicus</i> EN EL BIOFILTRO P2	95
FIGURA 4.16 RELACIÓN LINEAL DEL CRECIMIENTO DE <i>Schoenoplectus californicus</i> EN EL BIOFILTRO P3.....	96
FIGURA 4.17 RELACIÓN LINEAL DEL CRECIMIENTO DE <i>Schoenoplectus californicus</i> EN EL BIOFILTRO LP3.....	97

RESUMEN

El proyecto evalúa el comportamiento de *Eisenia foetida* y *Schoenoplectus californicus* en biofiltros de cáscara de maní para remover contaminantes de las aguas residuales domésticas.

Inicialmente se realizaron ensayos de toxicidad aguda (Concentración letal media CL_{50} y Concentración efectiva media CE_{50}) y crónica (Concentración sin efecto observado NOEC y Concentración más baja de efecto observado LOEC) en *Eisenia foetida* y *Schoenoplectus californicus*. Una vez determinados los efectos toxicológicos de la cáscara de maní en los individuos fue seleccionada la concentración de cáscara de maní empleada como medio filtrante en el sistema de biofiltración. El modelo experimental estuvo comprendido por nueve biofiltros, donde se evaluaron tres condiciones distribuidas de la siguiente manera: biofiltros P (medio filtrante y macrófitas), biofiltros L (medio filtrante y lombrices) y biofiltros LP (medio filtrante, macrófitas y lombrices). Cada condición operó a diferentes tasas hidráulicas; 0,5; 1,0 y 1,5 $m^3/m^2 \cdot d$. El sistema fue alimentado con agua residual doméstica sintética y monitoreado durante 11 semanas. La respuesta fisiológica de lombrices y macrófitas fue evaluada mediante parámetros alométricos: peso, densidad de lombrices adultas, juveniles y cocones para *Eisenia foetida* y altura apical, diámetro basal, abundancia relativa, número de hojas, clorofila a y b para *Schoenoplectus californicus*. De manera paralela se evaluó la eliminación de materia orgánica, mediante la medición de la DQO y SV.

Los resultados de toxicidad aguda en *Eisenia foetida* y *Schoenoplectus californicus* correspondieron a concentraciones de $CL_{50}=97\%$ (v/v) y $CE_{50}=78,7\%$ (v/v) de cáscara de maní. Respecto a la toxicidad crónica no se evidenciaron afecciones a nivel reproductivo para *Eisenia foetida*; mientras que para *Schoenoplectus californicus*, los resultados mostraron la disminución de clorofila a y b, con concentraciones NOEC y LOEC del 12,5% y 25% (v/v) de cáscara de maní, respectivamente.

Los resultados del análisis de parámetros alométricos medida en lombrices y macrófitas en biofiltros de cáscara de maní, mostraron un mayor crecimiento de *Schoenoplectus californicus* en la altura apical (41,8 cm), diámetro basal (15,1 mm), clorofila a y b (1,4 y 0,5 mg/g), abundancia relativa (1768 indiv/m²) y número de hojas (53) en el biofiltro LP cuando operó a una tasa hidráulica de 0,5 m³/m²*d. Mientras que el mayor crecimiento de biomasa (74 g), densidad de lombrices adultas (10316 indiv/m³), juveniles (64251 indiv/m³) y cocones (10316 indiv/m³) de *Eisenia foetida* se presentó en el biofiltro LP cuando operó a 1,5 m³/m²*d. La mayor eficiencia eliminación de DQO y SV se presentó el biofiltro LP operado a 0,5 m³/m²*d, cuyos valores promedios fueron 82,4% y 58,1%, respectivamente.

Palabras clave: toxicidad, cáscaras de maní, biofiltración, aguas residuales domésticas.

ABSTRACT

The project is intended to assess the *Eisenia foetida* and *Schoenoplectus californicus* behavior under the peanut's shells bio-filters to remove domestic wastewater pollutants.

First, trials were in acute (Lethal Concentration LC_{50} and Effective Concentration EC_{50}) and chronic (No Observed Effect Concentration NOEC and Lowest Observed Effect Concentration LOEC) toxicity in *Eisenia foetida* and *Schoenoplectus californicus*. Following the identification of toxicological effects, there was set the peanut shells concentration tested as a filter-aid in the bio-filtration system. The experimental model covered nine different bio-filters, evaluating the following three conditions: P bio-filters (filtrate mean and macrophytes), L bio-filters (filtrate mean and earthworms), and LP bio-filters (filtrate mean, macrophytes, and earthworms). For each of test condition, the distinct hydraulic rates were 0.5, 1.0 and 1.5 m^3/m^2 -day. The system was fed with synthetic domestic wastewater, monitoring closely for 11 weeks. The behavior of earthworms and macrophytes was assessed by using allometric parameters, such as; weight and density of adult's, juvenile, and cocoons worms for *Eisenia foetida* on the one hand, and apical height, basal bore, relative abundance, number of leaves, a and b chlorophyll for *Schoenoplectus californicus* on the other hand. Concurrently, the removal of organic matter was tested by using Oxygen Chemical Demand (OCD) and Volatile Solids (VS) measurements.

The results of the *Eisenia foetida* and *Schoenoplectus californicus* acute toxicity are concentrations of $LC_{50}=97\%$ (v/v) and $EC_{50}=78.7\%$ (v/v) peanut shells. With regard to chronic toxicity, no significant reproductive affectation was observed for *Eisenia foetida*, whilst for *Schoenoplectus californicus*, the results showed a significant decline of chlorophyll a and b with NOEC and LOEC concentration of 12.5% and 25% (v/v) of peanut shells respectively.

The results of the allometric parameters analysis showed a larger growth in *Schoenoplectus californicus* on apical height (41.8 cm), basal bore (15.1 mm), a

and b chlorophyll (1.4 y 0.5 mg/g), relative abundance (1768 indiv/m²), and number of leaves (53) operating to 0.5 m³/m²-day hydraulic rate in LP bio-filter. Meanwhile, the major part of biomass (74 g), density of adult's (10316 indiv/m³), juvenile (64251 indiv/m³), and cocoons (10316 indiv/m³) worms for *Eisenia foetida* operating to 1.5 m³/m²-day in LP bio-filter. The greater removal efficiency of OCD and SV was presented in LP bio-filter, operating to 0.5 m³/m²-day, the average values of which were 82,4% and 58,1% respectively.

Keywords: toxicity, peanut shells, bio filtration, domestic wastewater.

PRESENTACIÓN

El presente proyecto de titulación constituye un estudio del comportamiento de *Eisenia foetida* y *Schoenoplectus californicus* en biofiltros de cáscara de maní para la eliminación de contaminantes de aguas residuales domésticas. El estudio está conformado por cinco capítulos, estructurados de la siguiente manera:

El capítulo 1 de introducción comprende los antecedentes, justificación, el alcance y los objetivos generales y específicos planteados en la investigación.

El capítulo 2 corresponde al marco teórico, donde se describen la generación y caracterización de aguas residuales domésticas, problemas ambientales asociados a su disposición sin un tratamiento previo y los fundamentos teóricos de los sistemas de biofiltración para la depuración de agua residual.

El capítulo 3 describe la metodología desarrollada en la parte experimental, que comprende dos etapas, la realización de pruebas toxicológicas agudas y crónicas de cáscaras de maní en *Eisenia foetida* y *Schoenoplectus californicus* mediante ensayos “batch” y la construcción, puesta en marcha, estrategia de operación y monitoreo de los biofiltros. Además incluye los protocolos para la evaluación de efectos toxicológicos en los organismos, descripción del proceso de análisis del comportamiento de *Eisenia foetida* y *Schoenoplectus californicus*, la determinación de la eficiencia de eliminación de contaminantes de agua residual doméstica.

El capítulo 4 presenta los resultados y discusión de los ensayos toxicológicos agudos y crónicos de las cáscaras de maní en los organismos bioindicadores, la evaluación del comportamiento de *Eisenia foetida* y *Schoenoplectus californicus* y la eliminación de materia orgánica en biofiltros de cascara de maní.

Finalmente, el capítulo 5 expone las conclusiones y se proponen recomendaciones que permitirán desarrollar futuras investigaciones.

SÍMBOLOGÍA Y SIGLAS

AOAC	Association of Official Agricultural Chemists
Ca (NO₃)₂·4H₂O:	Nitrato de calcio tetra hidratado
CE₅₀:	Concentración efectiva media
CH₄:	Metano
CL₅₀:	Concentración letal media
CO₂:	Dióxido de carbono
COVs:	Compuestos orgánicos volátiles
DBO₅:	Demanda biológica de oxígeno
DQO:	Demanda química de oxígeno
FAO:	Food and Agriculture Organization
FeCl₃·6H₂O:	Cloruro férrico hexa hidratado
H₃BO₃:	Ácido bórico
Hab-eq:	Habitante equivalente
INEC:	Instituto Nacional de Estadística y Censos
ITC:	Instituto Tecnológico de Canarias
K₂HPO₄:	Fosfato di potásico
KH₂PO₄:	Fosfato mono potásico
KNO₃:	Nitrato de potasio
LOEC:	Lowest observed effect concentration (Concentración más baja de efecto observado)
MgSO₄·7H₂O:	Sulfato de magnesio hepta hidratado
MnCl₂·4H₂O:	Cloruro de manganeso tetra hidratado
N₂O:	Óxido nitroso
Na₂ MoO₄·2H₂O:	Molibdato sódico di hidratado
Na₂-EDTA·2H₂O:	Etilendiamina tetra acético de sodio hidratado
Na₂HPO₄:	Fosfato di sódico
NH₃-N:	Amoniacó
NH₄⁺-N:	Amonio
NMP:	Número más probable
NO₂⁻:	Dióxido de nitrógeno

NO₃⁻:	Nitrato
NOEC:	No Observed Effect Concentration (Concentración sin efecto observado)
NT:	Nitrógeno total
NTK:	Nitrógeno total Kjeldahl
OD:	Oxígeno disuelto
OECD:	Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos
PCB:	Policlorobifenilos
PET:	Tereftalato de polietileno
pH:	Potencial de hidrógeno
PO₄³⁻:	Fosfatos
PT:	Fósforo total
SDT:	Sólidos disueltos totales
SS:	Sólidos suspendidos
SST:	Sólidos suspendidos totales
ST:	Sólidos totales
SV:	Sólidos volátiles
UNESCO:	Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura
WSP:	Water and Sanitation Program (Programa de Agua y Saneamiento)
ZnSO₄.7H₂O:	Sulfato de zinc hepta hidratado

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN

1.1 ANTECEDENTES

El acelerado crecimiento poblacional y la actividad industrial han ocasionado un incremento en la demanda global del agua y, como consecuencia, la generación de elevados volúmenes de aguas residuales (Fernández et al., 2000). A nivel mundial, el volumen anual de agua extraída corresponde a 3928 km³, de los cuales el 56% (2212 km³/año) es liberado al ambiente en forma de aguas residuales municipales, industriales y de origen agrícola, sin tratamiento o tratamiento inadecuado (UNESCO, 2017). En Ecuador se estima que la generación de agua residual municipal alcanza 0,46 km³ (FAO, 2016), de los que corresponden un 76% de la red pública de alcantarillado en áreas urbanas y 23% en zonas rurales. El porcentaje de aguas residuales municipales recolectadas tratadas es de un 35% (0,16 km³/año) (Mateo-Sagasta, 2017).

Las aguas residuales domésticas se caracterizan por presentar sólidos (350 a 1200 mg/L Sólidos totales ST), materia orgánica (250 a 1000 mg/L Demanda Química de Oxígeno DQO y 110 a 400 mg/L Demanda Biológica de Oxígeno DBO₅), nutrientes (20 a 85 mg/L nitrógeno total NT y 15 a 4 mg/L fósforo total PT) y patógenos (10⁴ a 10⁶ células/mL coliformes totales CT y 10³ a 10⁵ células/mL coliformes fecales CF) (Trapote et al., 2016; Cabral, 2010). La descarga de aguas residuales sin tratar genera impactos negativos en el ambiente (degradación de ecosistemas acuáticos, bioacumulación de toxinas, reducción de la biodiversidad y aumento de emisiones de gases de efecto invernadero), actividades productivas (disminución de la productividad agrícola e industrial) y salud humana (proliferación de enfermedades) (Fernández et al., 2000; UNESCO, 2017; Mateo-Sagasta, 2017).

El factor económico es el principal impedimento para la masificación de la infraestructura sanitaria, de modo que la selección de una tecnología de tratamiento requiere considerar procesos de fácil operación y mantenimiento, gasto energético mínimo o nulo y que reduzcan la gestión de lodos de desecho. Además, el tratamiento de agua residual debe incluir procesos que garanticen un funcionamiento estable frente a variaciones de caudal y carga contaminante del afluente (Water and Sanitation Program [WSP], 2006; Instituto Tecnológico de Canarias [ITC], 2017). Frente a esta perspectiva, los sistemas no convencionales como la biofiltración, se presenta como alternativa para el tratamiento descentralizado y/o rural de aguas residuales domésticas (Garzón et al., 2012).

La biofiltración es un sistema pasivo que consiste la depuración del de contaminantes orgánicos e inorgánicos a través de mecanismos físicos, químicos y biológicos, tales como: filtración, adsorción, absorción, intercambio iónico, biodegradación, asimilación de nutrientes y desinfección (ITC, 2017; Sosa et al., 2014). En un biofiltro se produce la interacción entre el medio filtrante, agua y organismos. Cuando el agua residual entra en contacto con el material filtrante, la materia orgánica es eliminada a través de procesos de sedimentación. A su vez, los macroorganismos heterótrofos/autótrofos y microorganismos, fortalecen la eliminación de contaminantes mediante la degradación y estabilización de la materia orgánica, adsorción de contaminantes e inactivación de patógenos (Arora et al., 2014a; Singh et al., 2014)

El medio filtrante puede estar compuesto de cualquier material inerte (arena, antrasita, carbón orgánico y grava) u orgánico (turba, aserrín, fibra de coco, vermicomposta y bagazo de caña de azúcar) (Sosa, 2014; Pacheco, 2015; Arora et al., 2014a; Garzón et al., 2012). Las cáscaras de maní son residuos agrícolas que presentan características que permiten utilizarlas como material filtrante en el tratamiento de aguas residuales, tales como: área superficial específica elevada ($268 \text{ m}^2/\text{m}^3$), pH neutro (6,8), gran capacidad de retención de agua (2,8 kg/kg peso seco) y alto contenido de nutrientes como: nitrógeno (4.368 mg/kg), fósforo (369,93 mg/kg) y potasio (1.747,70 mg/kg) (Ramírez et., 2010; Ramírez, 2008).

La interacción simbiótica entre organismos permite la eliminación de materia orgánica y nutrientes del agua residual. Las especies típicas de macrófitas más usadas en sistemas de depuración son *Phragmites australis*, *Typha angustifolia*, *Canna indica* y *Schoenoplectus californicus*, organismos que poseen características fisiológicas específicas (aerénquimas), que permiten que éstas soporten condiciones anóxicas debido a condiciones de saturación de humedad e inundación y cuya función como organismos foto-autotróficos es fijar y asimilar carbono y nutrientes para transformarlos en biomasa vegetal y energía (Sarango y Sanchez, 2016; Cronk y Frennessy, 2001). Por otro lado, las especies de lombrices empleadas en biofiltros son especies epigeas (*Eisenia foetida*, *Eisenia andrei*, *Perionyx sansibaricus*) que se desarrollan en la superficie de suelos y como organismos detritívoros utilizan la materia orgánica como fuente de alimento y energía para su crecimiento (Ali et al., 2014, Hernández, 2009). Estas características específicas de este grupo de anélidos, permiten que se desarrollen en ambientes aerobios/anóxicos y hace posible su uso en biofiltración (Liu et al., 2012).

Las características de los organismos utilizados en los sistemas de biofiltración influye en el rendimiento de la tecnología de filtración, lográndose eficiencias de eliminación de 80% en DQO, 58% en nitrógeno total, 93% en amonio y 74% en fósforo total, como consecuencia de la relación simbiótica entre organismos detritívoros y macrófitos, dentro del tratamiento de agua residual doméstica (Wang et al., 2011; Wang et al., 2015; Xu et al., 2013a).

1.2 JUSTIFICACIÓN

La biofiltración es un proceso biológico que aprovecha la capacidad que tiene el material filtrante, plantas, lombrices y microorganismos, de fijar y descomponer ciertos contaminantes presentes en el agua residual. Este proceso natural es llevado a cabo en tecnologías como: humedales construidos, filtros de cama orgánica y vermifiltros (Garzón et al., 2012; Andrados et al., 2014; Zhao et al., 2014).

En un sistema de biofiltración, el medio filtrante actúa como una barrera física de sólidos, favorece la proliferación de microorganismos y además permite la

adsorción y absorción de ciertos contaminantes (Sosa, 2014). Esta investigación utilizará cáscaras de maní como lecho filtrante, representando una alternativa novedosa para el tratamiento de aguas residuales domésticas. Estos residuos han sido utilizados en su mayoría como adsorbentes naturales para la eliminación de metales (cadmio, cobre, níquel, plomo, zinc, cromo) (Gupta, et al., 2009). Adicionalmente, se ha reportado su uso para la remoción de metanol ($30 \text{ kg/m}^3 \text{ d}$) en una corriente de aire contaminada. (Ramirez et al., 2010).

Por otro lado, la interacción entre organismos permite la biodegradación y estabilización de la materia orgánica, adsorción de contaminantes e inactivación de patógenos (Arora et al., 2014a). En este sentido, se han realizado muy pocos estudios sobre la acción combinada de depuración con lombrices y macrófitas en sistemas de tratamiento de agua residual (Samal et al., 2017a). Al respecto, Tomar y Suthar (2011), utilizaron *Perionyx sansibaricus* y *Cyprus rotundus*, para tratar aguas residuales urbanas, mostrando una eliminación de DQO del 90%, Sólidos disueltos totales (SDT) del 99,8%, Sólidos suspendidos totales (SST) del 88,6%, Nitratos (NO_3^-) del 92,7% y 98,3% de Fosfatos (PO_4^{3-}). Asimismo, Wang et al., (2010a) para el tratamiento de aguas residuales domésticas emplearon *Phragmites australis* y *Eisenia foetida*, reportando remociones de DQO, sólidos suspendidos (SS), amonio (NH_4^+-N) y fósforo total (PT) de 90,2%, 92,5%, 92,1%, 91,4%, respectivamente. De igual forma, Chen et al., (2016) utilizaron *Canna indica* y *Eisenia foetida* para el tratamiento de lodos de desecho, obteniendo eliminaciones de DQO entre el 62% al 81% y PT entre el 72% a 80%. Por otro lado, estos sistemas contribuyen en la eliminación de patógenos mediante mecanismos físico-químicos como: filtración, sedimentación y adsorción (Soto, 2016; García, 2010; Samal et al., 2017a).

La tasa hidráulica es uno de los parámetros que influye en la eliminación de la materia orgánica y nutrientes (Cardoso et al., 2011; Xing et al., 2010). Sosa (2015) menciona que el incremento de la tasa hidráulica aplicada en un biofiltro, produce efectos cortantes en las capas superficiales del empaque orgánico ocasionando su desprendimiento. Esta desintegración del material orgánico produce la reducción del área superficial del biofiltro y como resultado ocasiona la disminución de la eficiencia del sistema (Medina, 2012). Al respecto, la bibliografía

reporta la utilización de bajas tasas hidráulicas en sistemas de biofiltración sobre cama orgánica, las cuales se encuentran en un rango entre 0,2 a 2,5 m³/m²*d (Vigueras et al., 2013; Batista et al., 2013; Cardoso et al., 2011; Kumar et al., 2014; Chicaiza et al., 2017). Por tal razón, este estudio evaluó tres tasas hidráulicas (0,5; 1,0 y 1,5 m³/m²*d) para el funcionamiento de las columnas de biofiltración.

En este contexto, esta investigación evalúa la respuesta fisiológica de *Eisenia foetida* y *Schoenoplectus californicus* en biofiltros de cáscara de maní. Los resultados de la experimentación serán reportados mediante la evaluación de parámetros alométricos (altura, diámetro, peso), variables continuas que permiten cuantificar la sensibilidad toxicológica de organismos expuestos a la presencia de elementos potencialmente tóxicos (Arts et al., 2008; Castillo, 2004).

1.3 ALCANCE

La presente investigación plantea el uso de lombrices (*Eisenia foetida*) y macrófitas (*Schoenoplectus californicus*) en biofiltros de cáscaras de maní a escala laboratorio. El modelo experimental consiste en el diseño de nueve columnas de biofiltración, alimentadas con agua residual doméstica sintética, como alternativa para el tratamiento en zonas rurales.

El estudio evalúa la respuesta fisiológica de *Eisenia foetida* y *Schoenoplectus californicus*, expuestos en biofiltros que utilizan como lecho filtrante residuos oleaginosos como la cáscara de maní, durante un periodo de 11 semanas. La evaluación del sistema se realiza mediante el análisis de parámetros alométricos de las especies *Eisenia foetida* y *Schoenoplectus californicus* y el análisis de la eliminación de materia orgánica del agua residual doméstica antes y después del sistema de biofiltración.

Los resultados obtenidos ayudarán a determinar la compatibilidad y efectos ecotoxicológicos de estos organismos en un sustrato de cascaras de maní y su influencia de forma indirecta en el tratamiento pasivo del agua residual.

La investigación busca obtener resultados preliminares que favorecerán el escalamiento de estas tecnologías, entendiendo que los distintos componentes,

principalmente el biótico, puede verse influenciados por variaciones que requieren comprobación previa a nivel laboratorio. Además, el estudio genera información de las condiciones operativas de este tipo de tecnologías, lo que permitirá extrapolar la información a condiciones reales para su utilización en tratamiento del agua residual en importantes sectores socioeconómicos.

Por otro lado, el aprovechamiento de residuos oleaginosos como las cáscaras de maní permite contribuir en la adecuada gestión de residuos, generados en el sector agrícola y la disminución del impacto sobre el ambiente.

1.4 OBJETIVOS

1.4.1 OBJETIVO GENERAL

Evaluar el comportamiento de *Eisenia foetida* y *Schoenoplectus californicus* en biofiltros de cáscara de maní mediante ensayos *batch* y continuos a escala laboratorio para determinar efectos ecotoxicológicos y niveles de compatibilidad de ambos organismos con el medio de soporte propuesto.

1.4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Establecer el potencial ecotoxicológico de la cáscara de maní en las especies *Eisenia foetida* y *Schoenoplectus californicus* mediante ensayos *batch* de ecotoxicidad que permitan el cálculo de la concentración letal media (CL₅₀), con la finalidad de evaluar efectos agudos de los organismos.
- Determinar las propiedades ecotoxicológicas subletales de la cáscara de maní en las especies *Eisenia foetida* y *Schoenoplectus californicus*, a través de ensayos *batch* de ecotoxicidad, con la finalidad de evaluar efectos crónicos y definir el nivel de compatibilidad de los organismos con el medio filtrante.
- Identificar el comportamiento de *Eisenia foetida* y *Schoenoplectus californicus* en biofiltros de cáscara de maní, mediante ensayos continuos operados con agua residual doméstica sintética, para evaluar los efectos ecotoxicológicos combinados a largo plazo en sistemas de biofiltración.

CAPÍTULO 2

MARCO TEÓRICO

2.1 GENERACIÓN Y CARACTERIZACIÓN DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS

La disponibilidad del agua se encuentra relacionada intrínsecamente a su calidad, ya que su deterioro puede reducir los distintos usos del recurso hídrico (UNESCO, 2017). La producción de aguas residuales está ligada, en gran medida por la densidad poblacional, patrones de consumo, costumbres de la población y crecimiento económico (FAO, 2013). En América Latina, se estima que de los 18,98 km³ de agua residuales que se recolectan al año, únicamente el 6% recibe un tratamiento adecuado antes de su descarga (Oalkey, 2011).

Las aguas residuales son aquellos desechos líquidos que presenta características físicas, químicas o biológicas, que no le permiten ser utilizadas para consumo, actividades domésticas, industriales o agrícolas (Romero et al., 2009). De manera específica, las aguas residuales domésticas están compuestas de aguas provenientes de la cocina, lavandería y la actividad metabólica humana (Boutin y Eme, 2016). El agua residual doméstica está constituida por un 99,9% de agua y sólo de un 0,1% de sólidos suspendidos, coloidales y disueltos (Díaz et al., 2012). Éste material sólido está compuesto por un 70% de fracción orgánica (proteínas, carbohidratos y grasas) y 30% inorgánica (detritos, minerales, sales, metales) (Mara, 2013). El volumen y concentración de las aguas residuales se encuentran en función de su procedencia y sus componentes, por lo que las aguas residuales son diferenciadas en urbanas y rurales (Vera, 2012).

La composición del agua residual es descrita en base a un conjunto de parámetros físicos, químicos y biológicos (Osorio et al., 2011). Las características físicas para determinar impurezas en el agua residual son medibles a través las propiedades organolépticas: temperatura, color, olor, sólidos sedimentables,

suspendidos, disueltos o coloidales (Vera, 2012; Orozco et al., 2011). La fracción de materia orgánica biodegradable es medible en función de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) y la Demanda Biológica de Oxígeno (DBO₅) (Orozco et al., 2011). Además, en el agua residual también se evalúa el contenido de nutrientes presentes en las diferentes formas de nitrógeno: Nitrógeno total (NT), Nitrógeno orgánico (N-Orgánico), Nitrógeno Kjeldahl (NTK), Nitritos (NO₂⁻), Nitratos (NO₃⁻) y Amonio (NH₄⁺); así como también formas de fósforo: fósforo total (PT), fosfatos (PO₄-3) y fósforo orgánico (P-Orgánico) (Vera, 2012; Bux, 2013). En cuanto a los constituyentes biológicos, las aguas residuales presentan organismos patógenos medibles a través de los indicadores: coliformes totales (CT) y coliformes fecales (CF) (Vera, 2012).

La Tabla 2.1 presenta la composición promedio del agua residual doméstica descrita en la bibliografía.

TABLA 2.1. COMPOSICIÓN PROMEDIO DE AGUA RESIDUAL DOMÉSTICA

Parámetros [mg/L]	Grado de Contaminación		
	Baja	Media	Alta
Sólidos totales	200-350	500-720	1000-1200
Sólidos totales fijos	80-130	150-300	300-600
Sólidos totales volátiles	120-170	200-400	600-700
Sólidos en suspensión	100	200-300	350-500
Sólidos en suspensión fijos	20-30	50	75-100
Sólidos en suspensión volátiles	70	150-250	275-400
Sólidos disueltos	100-250	200-500	500-850
Sólidos disueltos fijos	50-145	100-300	200-525
Sólidos disueltos volátiles	50-105	100-200	300-325
Sólidos sedimentables	40	180	250
Sólidos sedimentables fijos	25	110	150
Sólidos sedimentables volátiles	15	70	100
DBO ₅	100-110	200-220	300-400
DQO	160-250	450-500	800-1000
Oxígeno disuelto	0.2	0.1	0

Parámetros [mg/L]	Grado de Contaminación		
	Baja	Media	Alta
Aceites y grasas	50	100	150
Nitrógeno total	20-25	40-50	85-90
Amonio	12-15	25-30	50
Nitritos	0	0-0,05	0,05-0,10
Nitratos	0,10	0,20	0,40
Fósforo total	2-6	7-10	15-20
Fósforo orgánico	1-2	3	5
Fósforo inorgánico	3-4	5-7	10-15
Alcalinidad (CaCO ₃)	50	100	200
Ph	6-9	6-9	6-9
Coliformes totales [NMP/100mL]	<10 ⁸	10 ⁸ -10 ⁹	>10 ⁹

Fuente: Orozco et al., (2011), Osorio et al., (2011), Bux, (2013)

Elaborado por: Jennifer Tejedor

2.2 PROBLEMAS AMBIENTALES RELACIONADOS A LA DESCARGA DE AGUAS RESIDUALES SIN TRATAMIENTO

La descarga de aguas residuales domésticas al ambiente sin un tratamiento previo puede provocar una serie de efectos negativos entre lo que se destacan los siguientes:

a) Contaminación de agua

El vertido de aguas residuales domésticas puede generar problemas ambientales debido al aporte excesivo de nutrientes (Vera, 2012). El aumento de nutrientes como nitrógeno y fósforo, aceleran el crecimiento de algas y plantas acuáticas, dando lugar a la eutrofización del cuerpo de agua (Ruiz, 2017). La acumulación de nutrientes produce una disminución de la disponibilidad de oxígeno disuelto, que puede provocar la muerte de la vida acuática (Abella y Martínez, 2012). Por otro lado, el aporte excesivo de nutrientes favorece la proliferación de cianobacterias, lo que puede causar la disminución de la biodiversidad y efectos

en la salud pública, como consecuencia de la producción de toxinas (Grmela et al., 2014; Cantoral et al., 2017).

b) Contaminación de suelo

A nivel mundial, la extracción de agua dulce ha presentado un incremento, de 600 km³/año en 1900 a cerca de 4000 km³/año en 2010 (FAO, 2014). La agricultura es el sector que muestra una mayor extracción y uso consuntivo de agua, con más de un 70% del total (UNESCO, 2017). De manera similar, en Ecuador se evidencia un fuerte uso del agua para riego, pues se destina un 81,43% (8,08 km³/año) de extracción de agua para la producción agrícola (FAO, 2005). El uso de grandes volúmenes de agua dulce para la irrigación de cultivos ha contribuido que a nivel internacional aumente el interés por el uso de aguas residuales (Al-Jaboobi et al., 2014). El aprovechamiento de aguas residuales en la agricultura permite el aporte de materia orgánica, macronutrientes (nitrógeno y fósforo) y oligoelementos (sodio y potasio) en cultivos, favoreciendo el incremento de la fertilidad de los suelos (Silva et al., 2008). Sin embargo, su uso sin un previo tratamiento puede ocasionar el deterioro de la calidad del suelo, asociado a la migración de contaminantes como metales pesados y mutagénicos, que pueden contribuir a la modificación de las propiedades hidrodinámicas del suelo, salinización, fijación y migración de contaminantes en suelo y plantas (Akpor y Muchie, 2010; Murcia et al., 2014).

c) Contaminación de aire

La contaminación del aire por vertido de aguas residuales se genera por la liberación de productos de la biotransformación de materia orgánica, pues su acumulación puede provocar condiciones óptimas para la producción de gases (CO₂ y CH₄) por acción de microorganismos aerobios y anaerobios (Canchala, 2014). Cuando existe un excesivo aporte de materia orgánica y nutrientes hacia un cuerpo de agua (eutrofización), el sistema tiende a externalizar los excedentes de carbono, hacia la atmósfera en forma de gases y a los sedimentos en forma de materia orgánica e inorgánica carbonatada (Palau et al., 2010). De igual manera, se produce la liberación de óxido nitroso (N₂O) en sistemas eutróficos, producto de la nitrificación y desnitrificación microbiana, su emisión dependerá de la

interacción simultánea entre factores como: pH, temperatura, nitrógeno inorgánico, disponibilidad de carbono y la presencia de microorganismos (Wang, et al., 2009). Por otro lado, la descarga de aguas residuales puede producir olores desagradables, debido a la presencia de sulfuro de hidrógeno, producto de la degradación de sulfatos a sulfitos (D'Alesandri, 2012).

d) Daños a la salud pública

La descarga de agua residual sin tratar puede favorecer la propagación de organismos patógenos como virus, bacterias, protozoos y helmintos, lo que resulta un riesgo para la salud pública (Silva et al., 2008). Los efectos nocivos derivados de la contaminación microbiológica incluyen brotes de enfermedades como cólera, gastroenteritis, disentería y diarreas agudas transmitidas por vectores, el agua y alimentos (UNESCO, 2017). De acuerdo con la Organización Mundial de la Salud, se estima que el 10% de la población consume alimentos irrigados con agua residual sin tratar, asimismo se registra que el 4% de muertes anuales están asociadas a la insalubridad del agua o falta de saneamiento (Rodríguez et al., 2016). La Tabla 2.2 describe los posibles impactos en el ambiente y en la salud de los seres humanos, por la descarga de aguas residuales sin previo tratamiento.

TABLA 2.2 PROBLEMAS AMBIENTALES RELACIONADOS A LA DESCARGA DE AGUAS RESIDUALES SIN TRATAMIENTO

COMPARTIMIENTO	POSIBLES EFECTOS
AGUA	Disminución de oxígeno disponible 1 - 3 mg/L OD puede presentar efectos subletales sobre el crecimiento de peces, < 1 mg/L muerte de peces
	Aumento de materia orgánica biodegradable 6 - 12 mg/L DBO ₅ subletal para peces, > 12 mg/L DBO ₅ muerte de peces por asfixia
	Eutrofización > 0,4 mg/L NH ₃ -N letal para muchas especies de peces y langostinos 0,02 - 1 mg/L NO ₂ letal para algunas especies de peces > 90 mg/L NO ₃ ⁻ tóxico para peces
	Aporte de nutrientes > 1,4 mg/L Na ₂ HPO ₄ produce severas alteraciones a nivel branquial en peces de la especie <i>S. multipunctata</i>
SUELO	Proliferación de cianobacterias Efectos nocivos de anatoxina-a sobre la tasa de respiración en crustáceos, rotíferos y peces en un rango de 0,5 a 20 µg/mL y para <i>Daphnia magna</i> de 3 a 10 µg/mL > 1 µg/L de microcistinas (MC-LR) puede producir intoxicación y envenenamiento letal agudo en seres humanos
	Migración de contaminantes > 7 mg/kg Cd puede disminuir la germinación de las semillas, el contenido de lípidos y el crecimiento de las plantas.
	Acumulación de metales en plantas > 3200 mg/kg Cr reduce la actividad enzimática y el crecimiento de las plantas, ocasiona daño a la membrana, clorosis y daño radicular > 2 mg/L Cu inhibe la fotosíntesis, el crecimiento de las plantas y el proceso reproductivo; reduce el área de la superficie de los tilacoides
	> 5 mg/kg Hg reduce la actividad fotosintética, la captación de agua y las enzimas antioxidantes, acumulación de fenol

SUELO	Acumulación de metales en plantas	> 850 mg/kg Ni reduce la germinación de semillas, la acumulación de masa seca, la producción de proteínas, clorofilas y enzimas. > 150 mg/kg Pb reduce la producción de clorofila y el crecimiento de las plantas > 200 mg/L Zn reduce la germinación de las semillas.
	Cambios en propiedades del suelo	Salinidad > 3 dS/m disminuye la actividad de microorganismo en el suelo, afecta en el crecimiento de plantas y productividad de suelo
	Migración de contaminantes	pH pH debe encontrarse entre 6 - 9, valores fuera de este rango puede afectar el desarrollo y crecimiento de las plantas, asociado a la disponibilidad de nutrientes en el suelo,
AIRE	Generación de emisiones gaseosas	Acidificación de ecosistemas 0,003 g NH ₃ / m ³ de agua residual es liberado al ambiente, lo que puede producir la acidificación de suelos y océanos
	Transmisión de enfermedades	Diarrea 1,8 millones de muertes al año, están relacionadas a enfermedades diarreicas, siendo un 90% niños menores de 5 años Cólera Entre 21000 y 143000 muertes al año, se debe a la ingestión de fuentes de agua contaminada con heces que contienen el bacilo de cólera Paludismo 1,3 millones de personas cada año mueren como consecuencia del paludismo Helminthiasis intestinales 133 millones de personas presentan graves infecciones a causa de helmintos intestinales Esquistosomiasis 160 millones de personas padecen esquistosomiasis, relacionada con la falta de servicios de abastecimiento de agua potable.
SOCIAL		

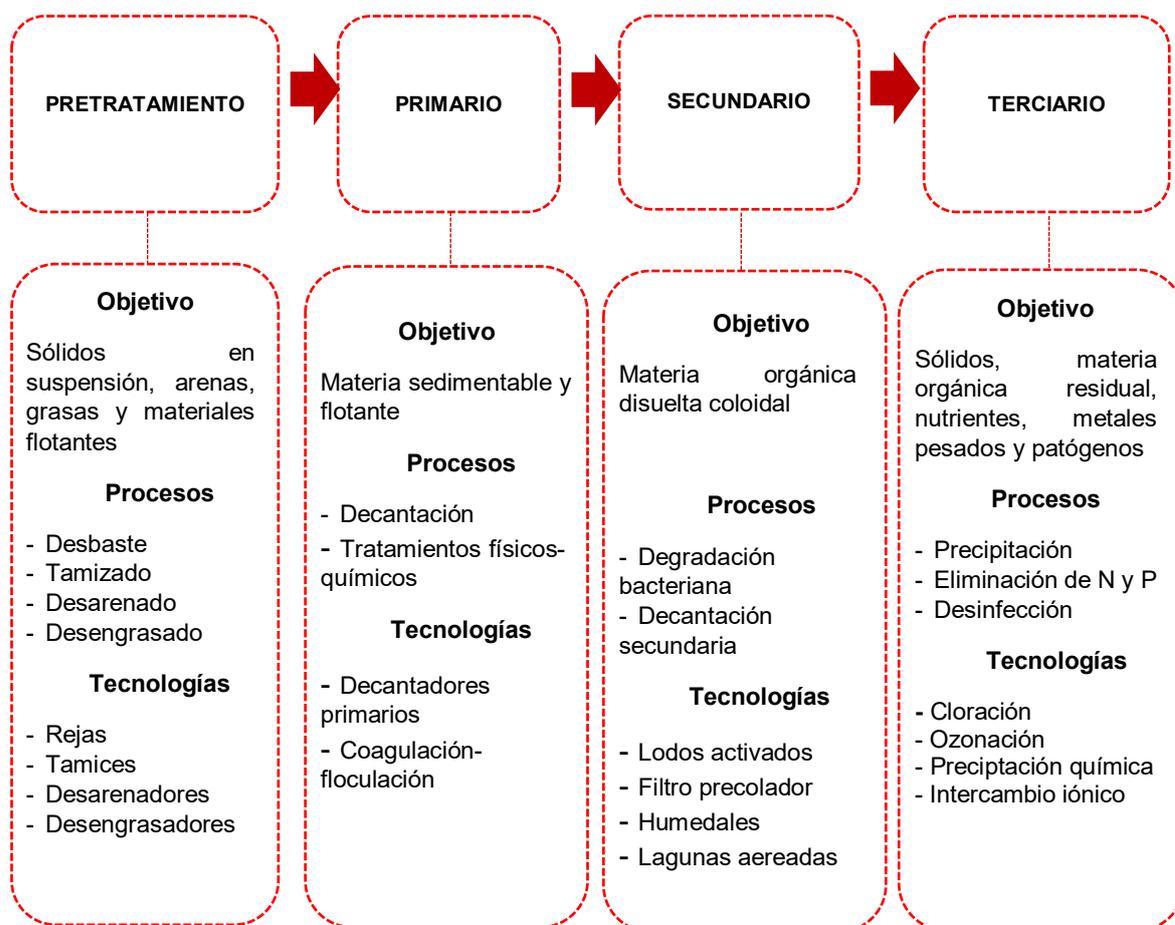
Fuente: Bhatnagar, (2013), Rueda, (2014), Rodrigues da Silva et al., (2004), Cantoral et al., (2017), Akpor y Muchie (2010), Hussain et al., (2017), Duran et al., (2014), Castro, (2011), Veliz et al., (2009), Huanca y Gálvez, (2015), OMS, (2004), OMS, (2019)

Elaborado por: Jennifer Tejedor

2.3 TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

El tratamiento de aguas residuales domésticas tiene como objetivo la eliminación de contaminantes, estableciendo condiciones que puedan alcanzar los límites permisibles, que responden a normas y estándares nacionales o internacionales (Díaz et al., 2012). El objetivo del tratamiento es que al final el agua tratada pueda ser descargada de forma segura a los cauces receptores (De la Peña et al., 2013). Los procesos de tratamiento de aguas residuales constan de una serie de etapas, encaminadas a la eliminación de contaminantes específicos: pretratamiento, primario, secundario y terciario (Orozco et al., 2011), presentados en la Figura 2.1.

FIGURA 2.1 ETAPAS DE TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL



Fuente: Noyola et al., (2000), Orozco et al., (2011), Ramalho (2003).

Elaborado por: Jennifer Tejedor

El tratamiento de agua residual puede catalogarse como tratamiento centralizado, que consiste en un saneamiento colectivo, donde todos los usuarios se encuentran conectados a una red de saneamiento, este tipo de sistema incluye procesos avanzados de recolección, transporte y tratamiento de agua residual antes de su descarga o reutilización, por lo que implican instalaciones con altos costos de operación y mantenimiento (Massoud et al., 2009; Díaz, 2018). Por lo contrario, los sistemas descentralizados se presentan como una alternativa económicamente factible para el tratamiento local del agua, el cual corresponde a un saneamiento autónomo o individual, donde el agua residual exclusivamente de un grupo de usuarios es conducida a una pequeña planta depuradora, donde es tratada, de tal manera que permita su reutilización en actividades que no exijan altos estándares de calidad (Caicedo, 2014; Díaz, 2018).

2.3.1 SISTEMAS DESCENTRALIZADOS PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

El saneamiento descentralizado de aguas residuales es un concepto que abarca la recolección, tratamiento, eliminación y/o reutilización de aguas residuales tratadas en la fuente de generación o próxima a la misma (Suriyachan et al., 2012). Esta estrategia de gestión descentralizada no sólo hace posible la depuración de aguas residuales, sino que además permite la recuperación de los recursos contenidos en las aguas residuales, que incluyen: nutrientes (principalmente nitrógeno y fósforo), producción de energía (biogás) y agua (Capodaglio, 2017; Guest et al., 2010). Los sistemas descentralizados son generalmente utilizados para poblaciones menores a 2000 habitantes. Estos sistemas son más rentables para zonas rurales, pues presentan costos de implementación relativamente bajos como resultado de líneas de alcantarillado más cortas o, en ciertos casos, se puede prescindir de ellas, tecnología simple y costos de operación, mantenimiento y recuperación limitados (Vera, 2012; Capodaglio, 2017). Por otro lado, los sistemas centralizados requieren un capital masivo, asociado a procesos que involucran alta tecnología y gran capacidad de tratamiento (Suriyachan et al., 2012). La Tabla 2.3 presenta los costos estimados para sistemas centralizados y descentralizados en la gestión de aguas residuales para una comunidad rural hipotética.

TABLA 2.3 RESUMEN DE COSTOS HIPOTÉTICOS PARA EL MANEJO DE AGUAS RESIDUALES DE UNA COMUNIDAD RURAL (ADOPTADO DE USEPA, 1997)

SISTEMA	COSTO DE CAPITAL TOTAL (US\$)	COSTO ANUAL DE OPERACIÓN Y MANTENIMIENTO (US\$)	COSTO TOTAL ANUAL (US\$)
Sistema centralizado	2,324,840 – 3,750,530	29,740 – 40,260	216,850 – 342,500
Sistema descentralizado cercano a la fuente (alcantarillado por gravedad, pequeño diámetro)	598,100	7,290	55,500
Sistema descentralizado en el sitio	510,000	13,400	54,500

Fuente: Massoud et al., (2009).

Elaborado por: Jennifer Tejedor

Los tanques sépticos son sistemas descentralizados tradicionalmente utilizados para tratar el agua residual en áreas de bajos ingresos. Estos sistemas funcionan como un bioreactor anaerobio que produce la digestión parcial de materia orgánica y acumulación de partículas inertes (Moussavi et al., 2010). Los tanques sépticos presentan una baja conversión de compuestos orgánicos, pues se estima que hasta el 50% de la materia se descompone en estos sistemas, por lo que la reutilización del agua residual tratada es limitada (Capodaglio, 2017). Asimismo, las pequeñas plantas basadas en lodos activados son utilizadas en zonas rurales, este tratamiento consiste en poner en contacto las aguas residuales con una población bacteriana en una suspensión floculenta, en un sistema aerado y agitado mecánicamente (Noyola et al., 2000; ITC, 2017). Esta tecnología presenta altas eficiencias de eliminación de materia orgánica y nutrientes entre 85% al 95% DQO, 90% al 98% DBO₅ y SST, 25% al 95% NT y PT (Charpentier, 2014). Sin embargo, los lodos activados producen grandes volúmenes de lodos de desecho, que suponen gastos de tratamiento, correspondientes al 50% y 60% de los costos operativos totales en las plantas (Guo et al., 2013).

Por otro lado, los sistemas de tratamiento naturales son tecnologías desarrolladas preferentemente para su uso en sistemas descentralizados. Estos sistemas reproducen el efecto depurador de procesos naturales (fotosíntesis, filtración, asimilación de nutrientes, adsorción, reacciones bioquímicas, etc), para el tratamiento de agua residual (Singh et al., 2014). Estos procesos se desarrollan a velocidad natural, únicamente en un “reactor-sistema”, por lo que no requieren la intervención de agentes artificiales (equipo electromecánico), presentando un bajo consumo energético ($< 0,2 \text{ kWh/m}^3$) (Saavedra, 2017; ITC, 2017; Vera, 2012). No obstante, estas tecnologías requieren de grandes superficies de terreno ($>1,5\text{m}^2/\text{hab-eq}$) y tiempo de retención prologando de aproximadamente 1 día (Singh et al., 2014; ITC, 2017; Konnerup et al., 2009). Estos tratamientos naturales son de fácil operación y mantenimiento, por lo que los procedimientos pueden ser desarrollados por personal no especializado, lo que involucra una reducción de costos (Vera, 2012). Entre estas las tecnologías se desatacan: lagunaje, humedales, filtros sobre cama orgánica, vermifiltración y biofiltración.

2.4 BIOFILTRACIÓN

La biofiltración es un sistema de tratamiento natural que reproduce el principio de un filtro biológico constituido por diferentes extractos de materiales orgánicos e inorgánicos, permitiendo la eliminación de contaminantes y la degradación de materia orgánica (Reyes, 2016; Samal et al., 2017b). En un biofiltro se produce la interacción entre el medio filtrante, agua y organismos. Existen diferentes tipos de biofiltros de acuerdo al componente biótico presente, de los que se incluyen a biofiltros sobre cama orgánica, humedales artificiales y vermifiltros (Andrados et al., 2014). Un biofiltro sobre cama orgánica aprovecha la capacidad que tiene el medio para absorber y adsorber diferentes contaminantes (Garzón et al., 2012), un humedal artificial aprovecha la capacidad fitodepuradora de las macrófitas enraizadas en el lecho filtrante, facilitando la asimilación de nutrientes y el aporte de oxígeno al sustrato (Delgadillo, 2010), por último en un vermifiltro, las lombrices son los organismos que ejercen la capacidad de depuración, al permitir la estabilización y degradación de materia orgánica (Samal et al., 2017a).

2.4.1 MEDIO FILTRANTE

La biofiltración, consiste en la filtración del agua residual, a través de una columna vertical, que contiene un lecho filtrante, el efluente va percolando por el sustrato hasta ser recogido por la parte inferior de los filtros (Morales et al., 2017). La calidad final del efluente está ligada al tipo de material filtrante, el cual tiene la finalidad de adsorber y absorber diferentes contaminantes, además favorece la proliferación de comunidades microbianas y retiene los sólidos dentro del sistema de tratamiento, al actuar como una barrera física (Sosa et al., 2014).

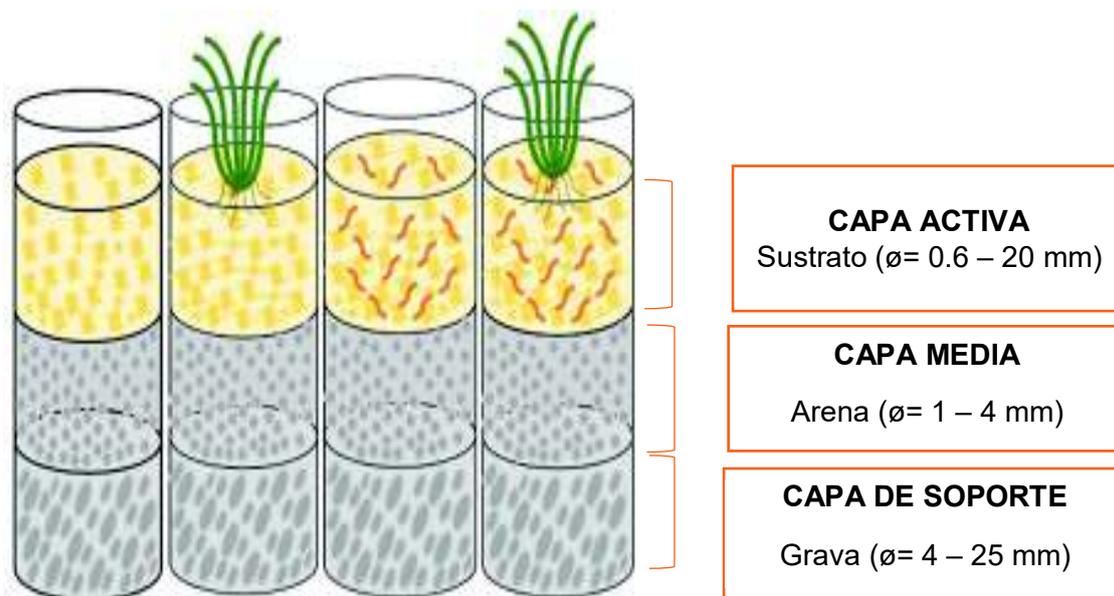
En este sentido, la selección del material filtrante es de gran importancia, por lo que éste debe cumplir con los siguientes requisitos:

- Estructuralmente resistente y liviano, de manera que soporte su peso y el de la biopelícula adherida a la superficie.
- Presentar una alta porosidad ($>0,40$) y elevada superficie específica ($>100 \text{ m}^2/\text{m}^3$), que permita la implantación de microorganismos y evite la colmatación del filtro.
- Favorezca la proliferación microbiana, para reducir el tiempo de estabilización del biofiltro.
- Elevada capacidad de retención de agua, que garantice la proliferación de microorganismos, por lo que la humedad debe encontrarse entre 40 y 60%. (Sosa et al., 2014; Algeciras et al., 2002; Torres et al., 2003; López et al., 2013; Lindarte y Zárate, 2015)

En el material filtrante ocurren procesos de sedimentación y retención de materia orgánica, que favorecen la formación de la biopelícula (Cardoso et al., 2011). La adhesión de microorganismos al sustrato se lleva a cabo por la producción de polímeros extracelulares y de estructuras como los pilis y flagelos que ayudan a los microorganismos a fijarse en el material de soporte (Medina, 2012). Cuando existen condiciones adecuadas (temperatura, humedad y aireación) y se dispone de los nutrientes necesarios para el desarrollo de la comunidad microbiana, las moléculas orgánicas presentes en el agua residual son metabolizadas al entran en contacto con la superficie de la biopelícula (Sosa, 2015).

Un biofiltro puede estar constituido por una o más capas de diferentes materiales, sean estos orgánicos o inorgánicos. Generalmente, se ha reportado el uso de tres capas descritas a continuación en la Figura 2.2:

FIGURA 2.2 CAPAS DE UN BIOFILTRO



Fuente: Samal et al., (2017b), Arora et al., (2014b), Kumar et al., (2015a), Cardoso et al., (2011), Xing et al., (2012), Arora et al., (2015).

Elaborado por: Jennifer Tejedor

La primera capa denominada capa activa, está conformada por un material orgánico que actúa como un adsorbente natural, capaz de fijar las sustancias contaminantes al sustrato (Salazar, 2005; Garzón et al., 2012). Además, esta capa constituye una fuente de carbono y nutrientes para las comunidades de microorganismos y macroorganismos heterótrofos/autótrofos (Xu et al., 2006; Arora et al., 2014a). La relación simbiótica entre los organismos, fortalece la degradación de materia orgánica, presente en el sustrato y el efluente, ésta es utilizada como fuente de alimento y transformada en biomasa y energía, para los procesos metabólicos de los organismos (Salazar, 2005; Xu et al., 2006). Los materiales orgánicos con mayor frecuencia empleados en estos sistemas son: turba (Couillard, 1994), aserrín (Reyes, 2016), vermicomposta (Arora et al., 2014a; Kumar et al., 2015a), residuos de poda (Garzón, 2015). Los diámetros de partículas se encuentran en un rango entre 0,6 a 20 mm (Samal et al., 2017b;

Arora et al., 2014b; Kumar et al., 2015a; Cardoso et al., 2011; Xing et al., 2012). En la capa activa se produce un proceso oxidativo, donde las comunidades de microorganismos realizan la degradación bioquímica de la materia orgánica, mientras que las lombrices son las encargadas de degradar y estabilizar el sustrato, a través de excavación, fragmentación y mineralización de la materia orgánica (Hernández, 2009, Arora et al., 2015; Arora et al., 2014b). La materia orgánica estabilizada (humus), enriquecida con elementos nutritivos como nitrógeno, fósforo y potasio, presenta características adecuadas para la proliferación de organismos y estimulación del crecimiento de plantas (Hernández, 2009; Kumar et al., 2015a; Albornoz y Ortega, 2017).

La segunda capa se denomina capa media, ésta permite la filtración del efluente, proporciona espacio para la aireación y actúa como una barrera al paso del fluido, al retener y atrapar partículas, permitiendo que la fracción orgánica sea biológicamente degradada (Gualteros y Chacon, 2015; Tomar y Suthar, 2011). En la capa media, los materiales más empleados, son los que presentan alta porosidad (>80%), condición favorecida por la acción de las lombrices, que al movilizarse por el sustrato, fragmentan la materia orgánica de esta capa y aumentan la porosidad y capacidad de adsorción (Albornoz y Ortega, 2017; Hernández, 2009; Sosa et al., 2014). El material más frecuente empleado en esta capa es la arena, con un diámetro de partícula entre 1 a 4 mm (Samal et al., 2017b; Arora et al., 2015; Kumar et al., 2015a).

La tercera capa se denomina capa de soporte, la cual funciona como material permeable que permite la salida del efluente (Cervantes, 2012). Esta capa está compuesta por grava de distinta granulometría, su diámetro oscila entre 4 a 25 mm (Arora et al., 2015; Cardoso et al., 2011). El material debe presentar alta resistencia a la biodegradación biológica, tolerar el peso de las capas superiores y favorecer la colonización de comunidad microbianas (Castillo, 2015).

Por otra parte, se han reportado estudios donde emplean biofiltros a base de una cama orgánica, utilizando sólo la capa activa para el tratamiento de aguas residuales. Batista et al., (2013) trabajó con biofiltros de 1,2 m de altura, utilizando como sustrato en cada filtro: aserrín (diámetro de partícula $\varnothing = 2-5$ mm), bagazo

de caña de azúcar ($\varnothing = 6-10$ mm) y composta ($\varnothing = 2-5$ mm), donde determinaron que el material con mejor desempeño es el aserrín ($\varnothing = 2-5$ mm), para tratar aguas residuales domésticas. Por su parte, Vigueras et al., (2013), utilizó fibra de agave, para tratar aguas residuales municipales en biofiltros de 2 m de altura. Garzón y Buelna (2011), tratan aguas residuales sanitarias (lavabos y sanitarios), utilizando biofiltros de 2 m de altura en base a residuos de poda de tabachin y jacaranda. Además, Xing et al., (2012) emplea pellets de cerámica ($\varnothing = 10-20$ mm), en filtros de 1,2 m de altura, para tratar lodos residuales. De igual manera, Zhao et al., (2010), utiliza ceramsite ($\varnothing = 6-9$ mm), en filtros de 1 m de altura. La Tabla 2.4 describe la configuración, composición y dimensiones de los lechos filtrantes para el tratamiento de aguas residuales.

TABLA 2.4 COMPOSICIÓN Y DIMENSIONES DEL MATERIAL FILTRANTE

TIPO DE AGUA RESIDUAL	COMPOSICIÓN		DIMENSIONES			FUENTE	
	Capas	Material	Tamaño de la partícula	Altura capas (m)	Altura total (m)		Área (m ²)
Agua residual sintética de la industria láctea	activa	compost : suelo de jardín (1:3)	600 - 800 μ m	0,2			Samal et al., (2017b)
	media	Arena	0 - 1 mm	0,2	0,9	0,56	
	soporte	Grava	6 - 8 mm	0,2			
Agua residual doméstica sintética	activa	vermicompost	-	0,1			Arora y Kazmi (2015)
	media	Arena	1 - 2 mm	0,05			
	soporte	Grava	4 - 6 mm	0,05	0,3	0,015	
Agua residual doméstica sintética	activa	vermicopost maduro	600 - 800 μ m	0,2			Arora et al., (2014b)
	media	Arena	1 - 2 mm	0,15	0,8	0,256	
	soporte	Grava	6 - 8 mm	0,15			
Agua residual doméstica sintética	activa	vermicopost maduro+ grava*	* 6 - 8 mm	0,3			Arora et al., (2014a)
	media	Arena	1 - 2 mm	0,1	0,6	0,045	
	soporte	Grava	12 - 14 mm	0,15			

TIPO DE AGUA RESIDUAL	COMPOSICIÓN		DIMENSIONES			FUENTE	
	Capas	Material	Tamaño de la partícula	Altura capas (m)	Altura total (m)		Área (m ²)
Agua residual municipal	activa	residuos orgánicos	10 - 20 mm	0,05	1,1	0,24	Cardoso et al., (2011)
		vermicomposta estabilizada	5 - 10 mm	0,4			
	media	tezontle piedras volcánicas	12,7 - 25 mm	0,5			
	soporte	grava triturada de roca caliza	19,05 - 25,4 mm	0,18			
Agua residual doméstica sintética	activa	viruta+vermicompost	1 - 5 mm	0,1	0,55	0,1	Chicaiza (2017)
	media	arena	1 - 2 mm	0,2			
	soporte	grava	10 - 25 mm	0,25			
Agua residual doméstica sintética	activa	vermicopost maduro	600 - 800 µm	0,1	0,25	0,015	Kumar et al., (2015a)
	media	material de río+madera+bolas de cristal+bolas de barro	6 - 8 mm	0,05			
		arena	2 - 4 mm	0,05			
	soporte	Grava	10 - 12 mm	0,05			
Agua residual doméstica	activa	compost	2 - 5 mm	1,2	1,2	2	
Agua residual doméstica	activa	Aserrín	2 - 5 mm	1,2	1,2	2	Batista et al., (2013)
Agua residual doméstica	activa	bagazo de caña de azúcar	6 -10 mm	1,2	1,2	2	
Agua residual municipal	activa	fibra de agave	-	1,8	2	1,16	Viguera et al., (2013)
Agua residual (sanitaria y lavabos)	activa	residuos de poda de tabachin y jacaranda	-	2	2	64	Garzón y Buelna (2011)
Lodos	activa	pellets de cerámica	10 - 20 mm	0,05	1,2	0,75	Xing et al., (2012)
Lodos	activa	ceramsite	6 - 9 mm	0,05	1	0,63	Zhao et al., (2010)

Elaborado por: Jennifer Tejedor

- **Cáscaras de maní**

La agricultura puede generar una cantidad considerable de residuos, que tienen poco o ningún valor (Wilson et al., 2006). La biofiltración, permite revalorizar los residuos, al utilizarlos como biosorbentes, para el tratamiento del agua residual, aprovechando la capacidad natural que tiene la biomasa para inmovilizar compuestos disueltos en el agua contaminada (Witek et al., 2011).

El Ecuador produce una gran variedad de productos agrícolas, debido a las características del suelo, ubicación geográfica y condiciones favorables del clima (Basantes, 2015). El maní es un cultivo leguminoso de gran importancia socioeconómica, al representar una fuente de ingreso para pequeños productores, que cubren con el consumo interno, para la industria de aceites comestibles y confites (Ayala, 2009). De acuerdo con el INEC (2017), el Ecuador produce anualmente, alrededor de 4928 t de maní, de los cuales el 25% (1232 t) representa la cáscara del producto agrícola. Este residuo oleaginoso, presenta características físico químicas adecuadas para ser empleadas como lecho filtrante, tales como: área superficial elevada, pH neutro, gran capacidad de retención de agua y alto contenido de nutrientes que favorecen el crecimiento microbiano. La Tabla 2.5 presenta las características de las cáscaras de maní.

TABLA 2.5 CARACTERÍSTICAS DE LAS CÁSCARAS DE MANÍ

Área superficial	268 m ² /m ³
pH	6,8
Capacidad de retención de agua	2,8 kg/kg peso seco
Nitrógeno	4368 mg/kg
Fósforo	369,93 mg/kg
Potasio	1747,70 mg/kg

Fuente: Ramírez et al., (2010); Ramírez et al., (2008).

Elaborado por: Jennifer Tejedor

Las cáscaras de maní son residuos lignocelulósicos compuestos principalmente de celulosa (35% a 45%), hemicelulosa (23% a 30%), lignina (27% a 33%), proteína (6% a 11%), carbohidratos (2,5%) y ceniza (4,7%) (Gatani et al., 2010). Debido a su alto contenido de lignina, son consideradas como un material recalcitrante, que lo hace resistente a la biodegradación en condiciones ambientales naturales (Zaaba et al., 2018) y lo protege contra el ataque de enzimas hidrolíticas (Anike et al., 2016).

Las cáscaras de maní han sido utilizadas en mayor medida como adsorbentes de metales pesados. Li et al., (2007), reportaron la utilización de cáscaras de maní modificadas con ácido sulfúrico para la adsorción de iones metálicos, mostrando una capacidad máxima de adsorción de 29,1 mg/g para Pb (II), 7,7 mg/g para Cr (III) y 10,2 mg/g Cu (II). Mientras que Witek et al., (2011) alcanzaron la máxima capacidad de adsorción de 25,4 mg/g para Cu (II) y 27,9 mg/g para iones de Cr (III), bajo condiciones óptimas (pH = 5,0, concentración de biomasa = 10 g / L; temperatura = 20 °C y tiempo de contacto = 1 h). Por otra parte, estos residuos han sido utilizados para el tratamiento de emisiones gaseosas, Ramirez et al., (2010), reportaron tasas de eliminación de metanol de hasta 30 kg/m³d de una corriente de aire contaminada.

2.4.2 COMPONENTE BIÓTICO

La biofiltración es un sistema natural basado en la interacción entre organismos heterótrofos/autótrofos (lombrices/macrófitos) y microorganismos, que fortalecen la biodegradación de la materia orgánica y la inactivación biológica de organismos patógenos presentes en el agua residual (Arora et al., 2014a; Kumar et al., 2015; Samal et al., 2017a; Ragusa et al., 2004).

a) Lombrices de tierra

- **Características generales**

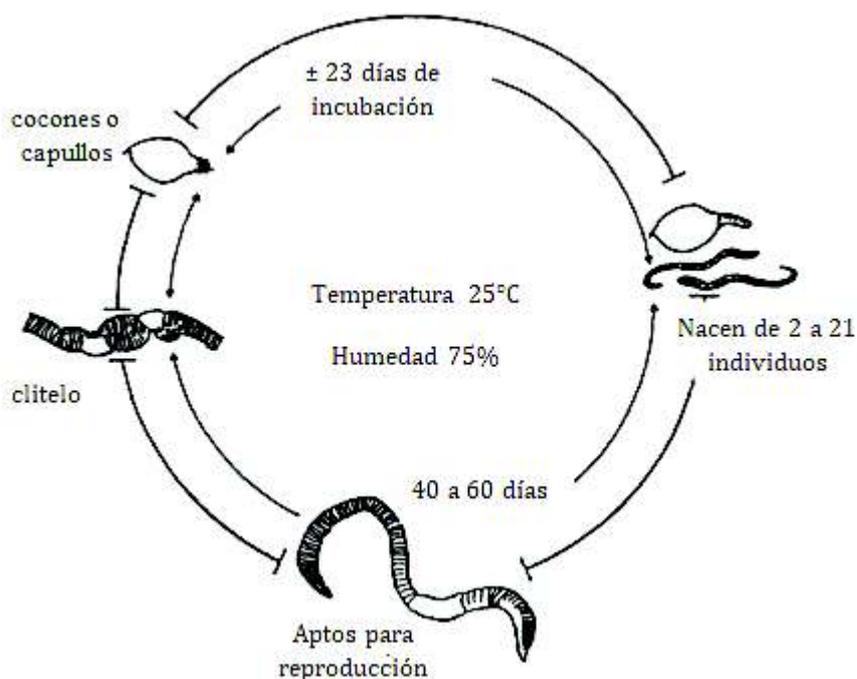
Las lombrices están clasificadas con el filo Anélido, clase de lo Oligoquetos, familia *Lombricidae*, la especie más utilizada en estos sistemas de tratamiento es la *Eisenia foetida*, también conocida como lombriz roja californiana (Albornoz y

Ortega, 2017; Manrique y Piñeros, 2016). Esta especie presenta un cuerpo alargado, cilíndrico, segmentado, con simetría bilateral, con un peso entre 1 y 1,2 g, es un organismo fotosensible, presenta respiración cutánea y hermafrodita incompleta (Hernández, 2009; Salazar, 2005; Albornoz y Ortega, 2017).

La lombriz *Eisenia foetida* es una especie epigea que habita en las superficies de los suelos y acumulaciones de materia orgánica (Albornoz y Ortega, 2017). Este organismo solo excava en el sustrato a 30 cm de profundidad, dividiéndolo en tres segmentos: la parte superior es donde se alimentan, en el medio ocurre la ovoposición y finalmente en la parte inferior evacuan sus excrementos (Hernández, 2009).

La lombriz *Eisenia foetida* presenta determinadas características que le permite sobrevivir: es una especie eurífoga, pues se alimenta de una amplia gama de residuos. Es una especie muy prolífica, debido a su alta tasa de reproducción anual, ya que cada 3 meses duplica su población. (Salazar, 2005; Albornoz y Ortega, 2017; Acosta, 2017). El apareamiento de *Eisenia foetida* ocurre cada 7 días, de donde se obtienen entre 1 y 2 cocones o capullos (Saavedra, 2007). Después de 14 a 21 días de incubación, los cocones eclosionan y nacen entre 2 a 21 larvas por capullo, dependiendo de las condiciones en las que se desarrollen los organismos (Salazar, 2005). Finalmente, las lombrices tardan alrededor de 60 días en alcanzar su madurez sexual, tornándose de un color rojo oscuro (Venter y Reinecke, 1988). Las lombrices en etapa adulta presentan un abultamiento o clitelo, cuya función está relacionada con su reproducción sexual (Hernández, 2009). El ciclo de vida de *Eisenia foetida* se muestra en la Figura 2.3.

FIGURA 2.3 CICLO DE VIDA DE *Eisenia foetida*



Fuente: Venter y Reinecke (1988)

Elaborado por: Jennifer Tejedor

La lombriz *Eisenia foetida* es una especie tolerante a cambios bruscos de temperatura, humedad y pH. La Tabla 2.6 describe las condiciones para el desarrollo de la especie.

TABLA 2.6 RANGO ÓPTIMO PARA EL CRECIMIENTO DE *Eisenia foetida*

PARÁMETRO	ÓPTIMO	RANGO DE TOLERANCIA
Temperatura	20 – 25 °C	5 – 29 °C
Humedad	60 - 75%	55 - 90%
pH	6,5 – 7,5	4 – 9

Fuente: Sinha et al., (2008); Albornoz y Ortega, (2017); Hernández, (2009); Salazar, (2005).

Elaborado por: Jennifer Tejedor

Si las condiciones de temperatura y humedad del sustrato no son las adecuadas, las lombrices entran en un periodo de latencia, donde los organismos solo se alimentan para sobrevivir, afectando la reproducción y la producción de humus (Albornoz y Ortega, 2017; Salazar, 2005). Por lo contrario, si el pH no se encuentra entre los rangos de tolerancia, la reproducción y supervivencia no se ven afectadas, pues las lombrices presentan una capacidad natural para actuar como agente amortiguador y neutralizador de pH, a esto se suma la reducción del pH, como consecuencia del contacto entre el agua residual y el CO₂ producto de la respiración de estos organismos (Arora y Kazmi, 2015; Arora et al., 2014b; Sinha et al., 2008; Kumar et al., 2015a).

- **Importancia en sistemas de tratamiento de aguas residuales**

Las lombrices son organismos que permiten la degradación y estabilización de la materia orgánica, mediante la digestión enzimática, de la fracción orgánica presente en el agua residual. (Arora et al., 2014b; Arora y Kazmi, 2015). La agregación de materia orgánica estabilizada en el lecho, le confiere una mayor retención de humedad, mayor protección contra la erosión y aumento de la porosidad del sustrato (Albornoz y Ortega, 2017; Hernández, 2009).

Además, la incorporación de lombrices de tierra en los biofiltros permite mantener la permeabilidad del lecho, a través de sus movimientos migratorios, pues al moverse verticalmente por el sustrato, van consumiendo el material orgánico retenido en el filtro, integrándolo en el lecho en forma de humus, lo que produce una modificación de sus propiedades físicas (Salazar, 2005; Albornoz y Ortega, 2017). Adicionalmente, la acción excavadora de las lombrices en el filtro proporciona un incremento en área específica del sustrato de hasta 800 m²/g y una fracción de huecos de hasta 60%, que impide la colmatación del lecho y facilita la oxigenación del medio filtrante (Albornoz y Ortega, 2017; Tomar y Suthar, 2011; Hernández, 2009).

- **Interacción con microorganismos**

En un vermifiltro se producen la relación simbiótica entre lombrices y microorganismos (bacterias, hongos, protozoos). Los microorganismos son los

encargados de la degradación bioquímica del sustrato, mientras que las lombrices de tierra degradan y homogeneizan el material mediante acciones musculares del intestino y la liberación de fluidos celómicos al material ingerido (Parra y Chiang, 2013; Arora y Kazmi, 2015).

El cuerpo de la lombriz actúa como un filtro biológico, en su intestino ocurren tanto procesos de fraccionamiento como de enriquecimiento enzimático y microbiano, que aceleran la degradación y mineralización del residuo (Hernández, 2009; Albornoz y Ortega, 2017). Las lombrices albergan millones de microorganismos biodegradadores en su intestino. Cuando el material es ingerido por las lombrices, la cantidad de bacterias y actinomicetos aumenta hasta 1000 veces, de tal manera que al excretarlo, el sustrato presenta un número mayor de microorganismos (Acosta, 2017; Kumar et al., 2015a). A su vez, este proceso es reforzado por la síntesis enzimática del material ingerido, pues las enzimas presentes en el intestino de las lombrices, tienen la capacidad de degradar celulosa, proteínas, almidón y azúcares (Arora et al., 2014a). Entre las especies encontradas en la flora bacteriana y vermicompost, generado por las lombrices, se destacan: *Pseudomonas*, *Paenibacillus*, *Azoarcus*, *Spiroplasm*, *Acaligenes* y *Acidobacterium*, los cuales presentan la capacidad de degradar diferentes sustancias orgánicas, incluso se ha dado el PCB y la dieldrina (Sinha et al., 2008).

Por otro lado, el fluido celómico tiene propiedades antibacterianas, que inhibe el crecimiento de patógenos (bacterias, hongos, protozoos y nematodos), produciendo un medio filtrante estéril e inodoro. (Arora et al., 2014b; Kumar et al., 2015a; Arora et al., 2014a). Según Sinha et al., (2008) se ha reportado una producción de antibióticos, como la penicilina, de tal modo que permiten la remoción de patógenos, coliformes fecales, *Salmonella* spp., virus entéricos y huevos de helmintos.

b) Macrófitas

• Características generales

Una de las plantas fitodepuradoras empleadas en sistemas de tratamiento no convencionales, es la especie *Schoenoplectus californicus* conocida comúnmente como totora, perteneciente a la familia de las *Cyperaceae*, (Cuadrado, 2014).

Schoenoplectus californicus es una planta helófito, que se adapta a condiciones de saturación de humedad e inundación, resiste a fuertes limitaciones de oxígeno en el sustrato, su reproducción es vegetativa a través de células especializadas en su propagación agrupados en los rizomas, estas plantas crecen a las orillas de lagos y ríos, donde puede alcanzar profundidades de hasta 2,5 a 3 m (Delgadillo, 2010; Blanco, 2018).

Schoenoplectus californicus presenta altas tasas de reproducción, debido a que los rizomas mantienen la capacidad de brotar y crecer, aún si pierden la biomasa aérea. Además estas estructuras pueden controlar la absorción de contaminantes del sustrato y acumular reservas de agua y nutrientes, para aprovecharlos para su propagación (Blanco, 2018; de Lange et al., 1998).

Las totoras son plantas vasculares acuáticas, que actúan como un filtro biológico, asimilan nutrientes (200 a 550 kg/ha/año de nitrógeno y 30 a 150 kg/ha/año de fósforo) y los incorporan en su tejido vegetal. Además, las macrófitas captan oxígeno de la atmósfera (0,5 a 3,1 mg O₂/L) y lo conducen al sistema radicular y rizosfera, lo que propicia condiciones necesarias para el desarrollo de biopelículas de microorganismos, favoreciendo la degradación de la materia orgánica (Carvajal et al., 2018; Araya, 2012; Samal et al., 2017a; Neubauer et al., 2012).

La totora es una planta perenne, riparia, de climas templados, que presenta un rango alto de adaptación de temperaturas, pH, elevados niveles salinos y gran capacidad de soportar altos niveles de radiaciones UV (Blanco, 2018). Sin embargo, *Schoenoplectus californicus* puede inhibir su crecimiento a concentraciones superiores de 200 mg NH₄⁺/L y es más sensible en concentraciones menores a 100 mg NH₄⁺/L (Neubauer et al., 2012). La Tabla 2.7 describe las condiciones del desarrollo vegetativo de *Schoenoplectus californicus*.

TABLA 2.7 RANGO ÓPTIMO PARA EL CRECIMIENTO DE *Schoenoplectus californicus*

PARÁMETRO	RANGO DE TOLERANCIA
Temperatura	10 – 32 °C
pH	4 – 10
Salinidad	20 – 45 mg Cl / L

Fuente: Neubauer et al., (2012)

Elaborado por: Jennifer Tejedor

La totora tiene la capacidad de absorber y utilizar compuestos inorgánicos para aumentar su resistencia estructural y fortalecer sus aerénquimas, que son tejidos con grandes cavidades, responsables de la mayoría de funciones de transporte de nutrientes e intercambios de gases (Hidalgo et al, 2018).

- **Importancia en sistemas de tratamiento de aguas residuales**

Los humedales son sistemas de tratamiento que emplean macrófitas para la depuración de agua residual, donde ocurren dos principales mecanismos: (1) separación líquida/sólida, a través de procesos como: filtración, absorción, adsorción, intercambio iónico y lixiviación, y (2) transformaciones, mediante reacciones redox, floculación, precipitaciones e inclusive reacciones bioquímicas producidas en condiciones aerobias y anaerobias (Carvajal et al., 2018; Araya, 2012).

Las macrófitas son plantas emergentes acuáticas que emplean sus raíces para facilitar la formación de películas bacterianas, favorecer la filtración y adsorción de los componentes del agua residual y contribuir a la retención de nutrientes y sólidos suspendidos (Carvajal et al., 2018; Romero et al., 2009). Además, las macrófitas tienen como función la transferencia de oxígeno al sistema radicular y a la rizósfera, lo que permite la propagación de comunidades microbianas

aeróbicas, que se desarrollan en zonas cercanas a las raíces de las plantas (Araya, 2012; WSP, 2006).

Las macrófitas constituyen un almacén de carbono y nutrientes, que son absorbidos por los rizomas o las raíces, para transportarlos hacia el tallo y hojas (Soto, 2016; Xu et al., 2013b). Los nutrientes son incorporados a los tejidos de las plantas, para que puedan ser utilizados en el crecimiento y metabolismo de la planta, es así como, los macronutrientes (carbono, nitrógeno y fósforo) son destinados para funciones estructurales y fisiológicas en las plantas, mientras que el potasio y manganeso, son usados en los procesos de regulación osmótica, y los micronutrientes (molibdeno, níquel y selenio), son aprovechados en pequeñas concentraciones, para actividades enzimáticas (Carvajal et al., 2018; Soto, 2016; Blanco, 2018; Xu et al., 2013b).

- **Interacción con microorganismos**

La actividad degradadora de microorganismos dentro de un sistema de biofiltración, también brinda condiciones idóneas para el crecimiento de plantas. El sustrato estabilizado por la relación simbiótica de los organismos, contiene elementos nutritivos para plantas, éstos se encuentran en formas fácilmente asimilables tales como: nitratos, fósforo intercambiable, potasio, calcio, magnesio solubles y metabolitos biológicamente activos, que estimulan y regulan el crecimiento vegetal (Hernández, 2009; Albornoz y Ortega, 2017).

En un humedal artificial se desarrollan complejas interacciones entre plantas y microorganismos asociados (especialmente bacterias endofíticas), que producen beneficios mutuos entre los organismos involucrados (Shehzadi et al., 2015). Las plantas suministran residencia, brindan protección contra el entorno físico y proporcionan nutrientes a las bacterias endofíticas. A cambio, estas bacterias producen hormonas que estimulan el crecimiento de las plantas y mejoran la tolerancia al estrés inducido por contaminantes (Marchand et al., 2010). Estas bacterias endofíticas reducen la fitotoxicidad y evapotranspiración de contaminantes volátiles, ya que presentan vías de degradación y capacidades catabólicas no inherentes a la planta (De-Bashan et al., 2012). Por otro lado, las

raíces también viven en simbiosis con hongos micorrízicos, los cuales estimulan el crecimiento de las plantas al aumentar la absorción de nutrientes por las raíces (Marchand et al., 2010).

Por otra parte, en un sistema de biofiltración se pueden generar condiciones que propicien la eliminación de organismos patógenos, mediante procesos físicos que incluyen: la filtración y sedimentación (Saavedra, 2017; Soto, 2016), reforzados por mecanismos químicos como la adsorción, producción de oxígeno y actividad bacteriana en la rizósfera, por la exposición de toxinas y antibióticos, fijados por microorganismos, y segregados por las raíces de las plantas (García, 2010; Soto, 2016).

2.4.3 CARACTERÍSTICAS DE RENDIMIENTO

Los sistemas de biofiltración presentan un buen desempeño en el tratamiento de aguas residuales debido a los procesos físicos, químicos y biológicos, generados por la interacción entre el medio filtrante, microorganismos, organismos detritívoros y/o macrófitas. Los biofiltros sobre cama orgánica son una buena opción para el tratamiento descentralizado de aguas residuales (Vigueras et al., 2013). La bibliografía reporta altas eficiencias en la remoción de materia orgánica medida por la DQO, presentando el 78%, al utilizar astillas de mezquite para el tratamiento de aguas residuales domésticas (Sosa, 2012), 71% al emplear jacaranda y ponciana enana, para la depuración de aguas residuales sanitarias (Garzón y Buelna, 2011), 97% al utilizar turba y trozos de madera como material filtrante, para el tratamiento de aguas residuales porcinas (Garzón, 2002) y 79,7% empleando fibra de agave en aguas residuales municipales. Por su parte, los vermifiltros han demostrado ser una tecnología económica y ambientalmente preferida, que genera un efluente estable, desinfectado y desintoxicado (Samal et al., 2017a). Esta tecnología, ha alcanzado eliminaciones superiores al 80% de DQO (Wang et al., 2011), 58% en NT, 93% en $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (Wang et al., 2015) y 74% en PT (Xu et al., 2013a), en el tratamiento de agua residual doméstica. Mientras, que Xu et al., (2016) reportan eficiencias que oscilan entre 70 al 80% en DQO, 84 al 93% en NT, 80 al 92 % en $\text{NH}_4^+\text{-N}$ y 84 al 95% en PT, para el tratamiento de agua residual doméstica sintética. De manera similar, los humedales son sistemas naturales que depuran el agua contaminada por medio de plantas superiores

(macrófitas) (Delgadillo, 2010). Las eficiencias de eliminación son superiores a 68% de DQO (Bedoya, 2014), 80% de NT y 50% de PT (Solís et al., 2015), para el tratamiento de agua residual municipal. De igual forma, Akratos y Tsihrintzis (2007) reportan eficiencias superiores al 84% de DQO, 35% de $\text{NH}_3\text{-N}$ y 20% de PT en el tratamiento de agua residual doméstica sintética.

Existen pocos estudios que permiten evaluar en conjunto, la acción depuradora de macrófitas y lombrices de tierra. Las lombrices tienen la capacidad de crear macro poros, de forma que las raíces de las plantas penetren en el sustrato, lo que favorece el aumento de la comunidad microbiana en el sistema radicular y acelera la descomposición de contaminantes orgánicos (Samal et al., 2017a; Zhao et al., 2014). Las macrófitas tienen la capacidad de transferir oxígeno a las raíces, creando una condición aerobia en la rizosfera, que favorece la proliferación de una diversidad de microorganismos (heterótrofos, autótrofos, nitrificadores y bacterias oxidantes de amonio) (Samal et al., 2017a). La combinación de estas tecnologías, ha permitido el aumento en la eficiencia de remoción de NT y PT en un 10 y 7% respectivamente, lo que puede ser asociado a una mayor actividad fotosintética y captación de nitrógeno y fósforo (Xu et al., 2013b). Asimismo, se ha reportado que mientras mayor riqueza de especies de plantas mejora la eficiencia de eliminación de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ y NO_3^- , influenciado por la actividad enzimática de las plantas en estos sistemas naturales (Xu et al., 2016).

Esta tecnología también es utilizada en el tratamiento de lodos residuales, alcanzando eficiencias de remoción en un rango entre el 62 a 81% de DQO y 72 a 80% de PT, además de reportar una reducción del 40% del volumen del lodo (Chen et al., 2016). La Tabla 2.8 describe las eficiencias de eliminación de contaminantes en filtros sobre cama orgánica, vermifiltros, humedales artificiales y sistemas de biofiltración que combinan las cuatro tecnologías, para el tratamiento de agua residual.

TABLA 2.8 CARACTERÍSTICAS DE SISTEMAS DE BIOFILTRACIÓN PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

TIPO DE AGUA RESIDUAL	CONFIGURACIÓN				REMOCIÓN				FUENTE
	Material	Área m ²	Volumen m ³	Tasa hidráulica m ³ /m ² ·d	Días de operación	DQO %	N %	P %	
Agua residual de industria de jean	Capa de viruta (h=10 cm), turba (h=40 cm), arena del río (ø=4,75 mm; h=10 cm) y piedra pómez (ø=25,4 mm; h=15 cm)	0,06	0,07	-	36	79,7	-	-	Morales et al., (2017)
Agua residual de granja de puerco	Capa de cortezas, mezcla turba y trozos de madera (1:1) (h=150 cm)	0,07	10,6	0,1	180	97	NH ₄ ⁺ -N (99%)	-	Garzón (2002)
Agua residual doméstica	Astillas de mezquite	0,03	0,05	1,07	450	78	-	-	Sosa (2015)
Agua residual municipales	Fibra de agave (ø=0,15 mm; h=200 cm)	0,03	0,05	0,80	510	79,7	-	-	Vgueras et al., (2013)
Agua sanitaria escuela	Jacaranda (ø=0,5; h=2,1 cm); Poinciana enana (ø=0,5; h=2,4 cm)	64	128	0,08	360	71	NTK (93%)	PO ₄ ⁻ (11%)	Garzón y Buelna (2011)
Aguas residuales de una lavadora y lubricadora	Turbia rubia	0,24	0,08	6	90	99,38	-	-	Sánchez (2017)

TABLA 2.8. CONTINUACIÓN

TIPO DE AGUA RESIDUAL	CONFIGURACIÓN DEL SISTEMA					REMOCIÓN			FUENTE	
	Material	Especie de lombriz	Área m ²	Volumen m ³	Tasa hidráulica m ³ /m ² d	Días de operación	DQO %	N %		P %
Agua residual doméstica	Vermicompost; grava del río ($\phi=6-8$ mm); bola de barro ($\phi=5$ mm), bola de cristal ($\phi=10$ mm), carbón ($\phi=2-4$ mm)	<i>Eisenia foetida</i>	0,05	0,1	1	70	66,7	-	-	Arora et al., (2014c)
Agua residual doméstica	Compost, lecho del río ($\phi=6-8, 1-2, 10-12.5$ mm)	<i>Eisenia foetida</i>	0,25	0,075	1	90	-	NH ₃ -N (86%)	PT (98.4%)	
Agua residual doméstica sintética	Adoquines ($\phi=10-50$ mm), detritus ($\phi=3-10$ mm), arena plateada ($\phi=100-800$ μ m) Cama de lombrices: suelo artificial, relleno suelo, paja de arroz	<i>Eisenia foetida</i>	0,56	0,1	0,2	60	76,6	NH ₃ -N (77,9%), NT (65,9%)	PT (82,3%)	Wang et al., (2013)
Agua residual doméstica	Bolitas de cerámica ($\phi=3-5$ mm), Convertidor de escoria y ceniza de carbón	<i>Eisenia foetida</i>	0,05	0,03	4	140	78	NH ₄ ⁺ -N (90,3%)	PT (62,4%)	Wang et al., (2010b)

TABLA 2.8. CONTINUACIÓN

TIPO DE AGUA RESIDUAL	CONFIGURACIÓN DEL SISTEMA						REMOCIÓN			FUENTE
	Material	Especie de planta	Área m ²	Volumen m ³	Tasa hidráulica m ³ /m ² .d	Días de operación	DQO %	N %	P %	
Agua sanitaria universidad	Humedal de flujo sub superficial HFSS Grava (ø=5-20 mm; h=60 cm);	T. latifolia C. papirus.	0,28	0,31	-	-	79,4 68,1	-	-	Bedoya et al., (2014)
Agua sanitaria universidad	Humedal de flujo sub superficial HFSS grava (h=45 cm)	P. paniculatum C. articulatus	3	1,5	-	90	95,1 86,1	NT (93,4%) (81%)	PT (51,9%) (81,0%)	Solis et al., (2015)
Agua residual doméstica sintética	Humedal de flujo sub superficial HFSS MG: Grava media (ø=4-25 mm) FG: Grava fina (ø=0,25-16 mm) CO: Adoquines (ø=30-180 mm)	R: Phragmites australis C.: Typha latifolia	2,25	2,25	-	365	MG-C (89,3) MG-R (84,9) FG-R (89,5) CO-R (86,7)	NH ₃ -N MG-C (53,6%) MG-R (36,2%) FG-R (79,1%) CO-R (70,6%)	PT MG-C (58,4%) MG-R (21,1%) FG-R (81,5%) CO-R (44,5%)	Akratos y Tshrintzis (2007)
Agua residual doméstica	Humedal de flujo sub superficial HFSS Carbonilla h=8 cm; y grava (ø=2-5 mm; h=40 cm);	Heliconia psittacorum	0,0045	0,0019	0,02 (1); 0,05 (2)	760	69,8 53,6	NH ₃ -N (1: 56,7%); (2: 33,6%)	-	Gutiérrez y Peña (2011)

TABLA 2.8. CONTINUACIÓN

TIPO DE AGUA RESIDUAL	CONFIGURACIÓN DEL SISTEMA						REMOCIÓN			FUENTE	
	Material	Especie de planta	Especie de lombriz	Área m ²	Volumen m ³	Tasa hidráulica m ³ /m ² .d	Días de operación	DQO %	N %		P %
Agua residual doméstica	suelo (h=30cm); arena (ø=0.2-1 mm; h=15 cm); biocerámica (ø=20-30 mm; h=30 cm); grava (ø=20-40 mm; h=20 cm)	<i>Lolium perenne</i> L.	<i>Eisenia foetida</i>	1	0.4	0.36; 1.08; 0.36; 0.36; 0.54	336	94.2	NT (58.2%), NH ⁴ -N (93.3%)	-	Wang et al., (2015)
Agua residual doméstica	suelo (ø=400-800 µm; h=30 cm); arena plateada (ø=100-800 µm; h=10 cm); detritus finos (ø=3-4 mm; h=10 cm); adoquín (ø=4-5 cm; h=5 cm)	<i>Penstemon campanulatus</i>	<i>Eisenia foetida</i>	0.25	0.15	1	131	81.3	NH ⁴ -N (98%), NT (60.2%)	PT (98.4%)	Wang et al., (2011)
Agua residual doméstica	arena y materia orgánica (97:3 v/v)	<i>Phragmites australis</i> , <i>Typha angustifolia</i> , <i>Canna indica</i>	<i>Eisenia foetida</i>	0.56	0.28	14 L/day	240	86.9	NT (76.6%)	PT (74%)	Xu et al., (2013b)
Agua residual doméstica sintética	mezcla de arena de río (0.1-2 mm), arena Qing, arroz 97:3 (v/v) (h=50 cm)	<i>Canna indica</i> , <i>Iris japonica</i> , <i>Acorus calamus</i> L., <i>Phragmites australis</i> , <i>Zizania caducifolia</i> , and <i>Typha angustifolia</i>	<i>Eisenia foetida</i>	0.36	0.216	-	365	70-88	NT (84-93%), NH ⁴ -N (80-92%)	PT (84-95%)	Xu et al., (2016)

TABLA 2.8. CONTINUACIÓN

TIPO DE AGUA RESIDUAL	CONFIGURACIÓN DEL SISTEMA						REMOCIÓN				FUENTE
	Material	Especie de planta	Especie de lombriz	Área m ²	Volumen m ³	Tasa hidráulica m ³ /m ² *d	Días de operación	DQO %	N %	P %	
Agua residual sintética	turba y virutas de madera (99;1 v/v; h=30 cm), arena mixta (ø=0-1 mm; h=5 cm), ceramsite (ø=30 mm; h=15 cm), grava (ø=35 mm; h=5 cm) compost (ø=600-800 µm; h=20 cm); arena (ø=0-1 mm; h=20 cm); grava (ø=6-8 mm; h=20 cm); grava (ø=10-12 mm; h=20 cm)	<i>Acorus calamus</i>	<i>Eisenia foetida</i>	0,8	0,64	0,056	365	86,7	NT (85,6%)	PT (83,05%)	Zaho et al., (214b)
Agua residual sintética de la industria de leche	vermicomposta (h=25.4 cm); hojas secas (h=5.08 cm); aserrín (h=5.08); grava (ø=5-7 cm; h=5.08 cm); piedras grandes (ø=10-15 cm; h=12.7 cm)	<i>Canna indica</i>	<i>Eisenia foetida</i>	0,56	0,504	0,65	70	75.8	NT (42,6%), NH ₄ ⁺ -N (73.2%)	-	Samal et al., (2017b)
Aguas residuales urbanas	grava (ø=30 mm)	<i>Cyprus rotundus</i>	<i>Perionyx sansibaricus</i>	0,27	0,1	-	-	90	NO ₃ ⁻ (92,7%)	PO ₄ ³⁻ (98,3%)	Tomar y Suthar (2011)
Agua residual de la industria de gelatina	grava (ø=4-8 mm; h=15 cm), grava (ø=8-16 mm; h=15 cm),	<i>Canna indica</i>	<i>Eisenia foetida</i>	35	35	-	90	90,08	-	-	Sudhir et al., (2010)
Lodo		<i>Canna indica</i>	<i>Eisenia foetida</i>	0,2	0,12	-	-	62-81	-	PT (72-80%)	Chen et al., (2016)

Elaborado por: Jennifer Tejedor

2.4.4 EFECTOS ECOTOXICOLÓGICOS

Se denomina efecto toxicológico a cualquier cambio en el funcionamiento normal del organismo generado por la exposición de sustancias tóxicas (Peña et al., 2001). Los ensayos toxicológicos son una herramienta de diagnóstico, que permite determinar el potencial inherente de alguna sustancia fisiológicamente activa para producir una acción desfavorable (Chacón et al., 2013). Los efectos pueden presentarse a diferentes niveles de organización biológica, que van desde estructuras subcelulares, hasta organismos, poblaciones o comunidades (Castillo, 2004). La reacción tóxica de la sustancia dependerá de las propiedades químicas del compuesto, concentración, duración, frecuencia y su relación con el ciclo de vida del organismo (Cuevas et al., 2012; Hernández, 2014; Castillo, 2004). Los efectos tóxicos se clasifican en agudos y crónicos.

a) Toxicidad aguda

Las pruebas de toxicidad aguda determinan los efectos inmediatos inducidos en el organismo, en un periodo de exposición corto, que pueden producir la muerte, parálisis o inhibición del crecimiento (Cuevas et al, 2012). Los periodos de exposición a concentraciones letales, dependen del ciclo de vida del organismo, por lo general van de 24 a 96 horas (Piñeros y Quintero, 2008). Los ensayos de toxicidad agua son pruebas relativamente simples, de corta duración y de bajo costo, que permiten conformar una base de datos para la comparación de sensibilidad de especies a contaminantes (Ramírez y Mendoza, 2008). Los organismos son expuestos a diferentes concentraciones de la sustancia para determinar la concentración letal media CL_{50} o concentración efectiva media CE_{50} (Chacón et al., 2013).

- El CL_{50} es la concentración de la sustancia medida, a la cual el 50% de los organismos de ensayo mueren durante un tiempo de exposición determinado (Castillo, 2004).
- El CE_{50} es la concentración efectiva o de inhibición media, a la cual el 50% de los organismos de ensayo, son afectados por el contaminante (Vásquez et al., 2018).

b) Toxicidad crónica

Los ensayos de toxicidad crónica permiten establecer los efectos tóxicos a largos períodos de exposición e indican una respuesta subletal (cambios en el metabolismo, crecimiento o reproducción del organismo ensayado) (Cuevas et al., 2012). Las pruebas son complejas y requieren más tiempo a diferencia de los ensayos de toxicidad aguda, pues son diseñadas para una fracción mayor al 10% del ciclo de vida de la especie (Hernández, 2014; Castillo, 2004).

Las lombrices presentan efectos crónicos de contaminantes, al disminuir su tasa de reproducción y número de huevos producidos por la especie. Mientras que, las especies vegetales, presentan una reducción crecimiento y producción de biomasa, clorosis y daños en el sistema radical (Cuevas et al., 2012). La reacción tóxica puede ser evaluada, a través de dos indicadores:

- LOEC (Lowest Observed Effect Concentration) es la concentración más baja a la cual en la que se observa que la sustancia produce un efecto en el crecimiento, capacidad reproductiva o desarrollo de los organismos expuestos (OECD, 2015).
- NOEC (No Observed Effect Concentration) es la máxima concentración de la sustancia sin efecto en la morfología, crecimiento y reproducción de los individuos, dentro de un tiempo de exposición determinado (Castillo, 2004).

Además, estos ensayos pueden proporcionar información de teratogenicidad, es decir que se pueda producir alguna malformación en el organismo estudiado (Hernández, 2014).

2.4.4.1 PRODUCTOS DE LA MINERALIZACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA Y NITRÓGENO

El procesos de biofiltración sobre medio de soporte orgánico aprovecha la capacidad que tienen algunos materiales de tipo orgánico de fijar ciertos contaminantes del agua residual (Garzón et al., 2012); sin embargo al ser sustratos orgánicos son susceptibles a la degradación, lo que reduce su vida útil entre tres y cinco años (Sosa, 2012). Los microorganismos adheridos a la

biopelícula aprovechan de este medio orgánico, produciendo una pérdida de carbono en forma de CO_2 . Una vez que los compuestos fáciles de degradar son consumidos, otros materiales resistentes (lignina) son descompuestos lentamente y/o convertidos en compuestos húmicos (Naranjo, 2013). Asimismo, el medio filtrante es susceptible a un proceso de mineralización de N, los microorganismos son los responsables de la nitrificación del N orgánico en NH_4^+ y posteriormente a NO_3^- (Molsalve et al., 2017). Durante la descomposición de material orgánico se liberan productos de la descomposición, tales como: amonio, ácidos volátiles orgánicos y sales, que pueden dificultar o inhibir el crecimiento y desarrollo la población de anélidos y plantas en los biofiltros (Medina, 2012; Suthar, 2009).

En este sentido, se llevan a cabo pruebas de sustratos para evaluar las características fisicoquímicas y tóxicas que produzcan efectos adversos en la adaptación, crecimiento y desarrollo de lombrices de tierra y plantas (Durán y Henríquez, 2009; Gayosso et al., 2016).

CAPÍTULO 3

METODOLOGÍA

3.1 AGUA RESIDUAL Y RESIDUO

3.1.1 AGUA RESIDUAL

El sistema de biofiltración fue alimentado con agua residual doméstica de origen sintético. La composición se encuentra descrita en Almeida et al. (2017). El influente fue preparado diariamente con la finalidad de conservar sus características fisicoquímicas descritas en la Tabla 3.1.

TABLA 3.1 CARACTERÍSTICAS FÍSICO QUÍMICA DEL INFLUENTE

PARÁMETROS	AGUA RESIDUAL DOMÉSTICA SINTÉTICA	
	PROMEDIO	RANGO
pH	7,2	6,82 – 7,59
Temperatura (°C)	19,07	18,7 – 25
DQO (mg/L)	543,33	409,2 - 716,7
Sólidos Volátiles (mg/L)	345,8	240 – 496

Elaborado por: Jennifer Tejedor

3.1.2 RESIDUO OLEAGINOSO

El material utilizado en el modelo experimental fueron cáscaras de maní, los mismos que fueron recolectados de la piladora del producto agrícola procedente de sectores de Playas, Palo Blanco, El Naranjo, El Limón y Bramaderos pertenecientes al cantón Paltas de la provincia de Loja.

Las cáscaras de maní fueron sometidas a tratamiento, con la finalidad de remover posibles impurezas, para lo cual primero fueron lavadas con agua de grifo y

posteriormente con agua desionizada, hasta reducir el color del agua de lavado. Una vez terminado el ciclo limpieza, el material fue secado a 105°C durante 24 horas. Posteriormente, las cáscaras de maní fueron trituradas utilizando un molino de cuchillas y tamizadas para obtener un tamaño de partícula de 850 µm a 2 mm. Finalmente, el material fue almacenado en fundas esterilizadas y conservadas a una temperatura ambiente. Las características fisicoquímicas de las cáscaras de maní empleadas en el modelo experimental, se presentan en la Tabla 3.2.

TABLA 3.2 COMPOSICIÓN FÍSICO-QUÍMICA DE LAS CÁSCARAS DE MANÍ

Composición	Cantidad %	Método
Lignina	31,66 ± 0,61	Lignina insoluble en ácido ASTM D 1106-96
Extractivos etanol - tolueno	6,27 ± 0,20	Solubilidad en etanol-tolueno ASTM D 1107-96
Extractivos en agua	9,15 ± 0,32	Solubilidad en agua
Extractivos totales	15,42 ± 0,13	ASTM D 1110-84
Hemicelulosa	24,45 ± 0,50	Solubilidad en una solución álcali ASTM D 1109-84
Celulosa	28,47 ± 0,61	
Material volátil	79,74 ± 0,48	Gravimétrico
Carbón fijo	6,51 ± 0,67	ASTM E 872-82
Cenizas	3,81 ± 0,67	Gravimétrico ASTM D 1102-84
Humedad	9,94 ± 0,40	Gravimétrico ASTM D 4442-92
Nitrógeno	0,705 ± 0.02	AOAC International Methods

Elaborado por: Jennifer Tejedor

3.2 MODELO EXPERIMENTAL

3.2.1 ENSAYOS BATCH

Los ensayos de ecotoxicidad fueron realizados en las instalaciones del Laboratorio de Nuevos Materiales [LANUM] de la Escuela Politécnica Nacional. Los análisis evaluaron la toxicidad de cáscaras de maní en las especies *Eisenia*

foetida y *Schoenoplectus californicus*, los individuos estuvieron expuestos a pruebas de toxicidad aguda y crónica. La Tabla 3.3 presenta las concentraciones de cáscara de maní evaluadas en ensayos batch.

TABLA 3.3 CONCENTRACIONES DE CÁSCARA DE MANÍ UTILIZADAS EN ENSAYOS DE TOXICIDAD AGUDA Y CRÓNICA PARA *Eisenia foetida* Y *Schoenoplectus californicus*

Concentración de cáscara de maní	Ensayos de toxicidad aguda y crónica	
	<i>Eisenia foetida</i>	<i>Schoenoplectus californicus</i>
100% (v/v)	100% cáscara de maní	100% cáscara de maní
50% (v/v)	50% cáscara de maní y 50% suelo artificial	50% cáscara de maní y 50% grava ($\phi=10-25$ mm)
25% (v/v)	25% cáscara de maní y 75% suelo artificial	25% cáscara de maní y 75% grava ($\phi=10-25$ mm)
12,5% (v/v)	12,5% cáscara de maní y 87,5% suelo artificial	12,5% cáscara de maní y 87,5% grava ($\phi=10-25$ mm)
0% (v/v) (Control)	100% suelo artificial	100% grava ($\phi=10-25$ mm)

Elaborado por: Jennifer Tejedor

Los ensayos de ecotoxicidad de *Eisenia foetida* tuvieron una duración de 28 días, donde se analizaron efectos agudos y crónicos en los organismos a través de la evaluación de la mortalidad, peso, número de lombrices y capacidad reproductiva de los individuos. Mientras que las pruebas de toxicidad para *Schoenoplectus californicus* evaluaron los efectos en parámetros alométricos: crecimiento de altura apical, diámetro basal, número de hojas y clorofila a y b de los individuos, durante un periodo de 56 días.

Los resultados obtenidos en las pruebas de toxicidad permitieron determinar la concentración de cáscara de maní utilizada en la capa activa de los biofiltros, que corresponde al 25% (v/v) de cáscara de maní. A partir de la revisión bibliográfica se seleccionó al aserrín como el material más adecuado para conformar el sustrato de la capa activa, ya que presenta un buen desempeño en la eliminación de materia orgánica. Al respecto, Batista et al., (2013) reportan la eliminación del

80 % de DQO y 71% DBO₅ en biofiltros sobre cama orgánica para el tratamiento de aguas residuales domésticas. De igual forma, Velasco (2015) presenta altas eficiencias de eliminación del 91,1% de DQO, 81,6% DBO₅, 58,1 % de NT y 54% de PT en vermifiltros para el tratamiento de aguas residuales domésticas. Adicionalmente, el aserrín es un material que presenta una alta capacidad de adsorción de metales como el plomo, presentando una máxima eficiencia de adsorción del 96,1% Pb (II) (Tejada et al., 2016). Por tal razón, el sustrato de la capa activa estuvo conformada por una mezcla del 25% de cáscara de maní y 75% de aserrín.

3.2.2 ENSAYOS EN CONTINUO

El sistema experimental fue instalado y operado en las instalaciones de la ex Universal ubicado en la intersección de las calles Isabel La Católica y Ventimilla, junto a la Facultad de Ingeniería Eléctrica de la Escuela Politécnica Nacional. El modelo fue controlado y monitoreado diariamente durante 11 semanas. El sistema evaluó el comportamiento de *Eisenia foetida* y *Schoenoplectus californicus* en biofiltros de cáscara de maní y las características físico-químicas del efluente.

El modelo experimental estuvo constituido por nueve biofiltros, a escala laboratorio, contruidos con botellas de plástico de tereftalato de polietileno (PET) de 12 cm de diámetro, para obtener columnas de 90 cm de altura. El modelo fue alimentado por gravedad, el agua residual fue suministrada desde un tanque de distribución, constituido por una tina plástica de 75 L de capacidad, acoplada a un sistema de tubería de diámetro de $\frac{3}{4}$ " y $\frac{1}{2}$ " pulgadas, seguido de conectores en Y, provistos de mangueras procedentes de un equipo de venoclisis, con el fin de controlar el flujo continuo de agua residual desde el tanque de distribución hacia las columnas. Los biofiltros fueron forrados con plástico negro para evitar la entrada de luz y la proliferación de algas. Las columnas de biofiltración se encuentran compuestas por 3 capas, distribuidas de la siguiente manera:

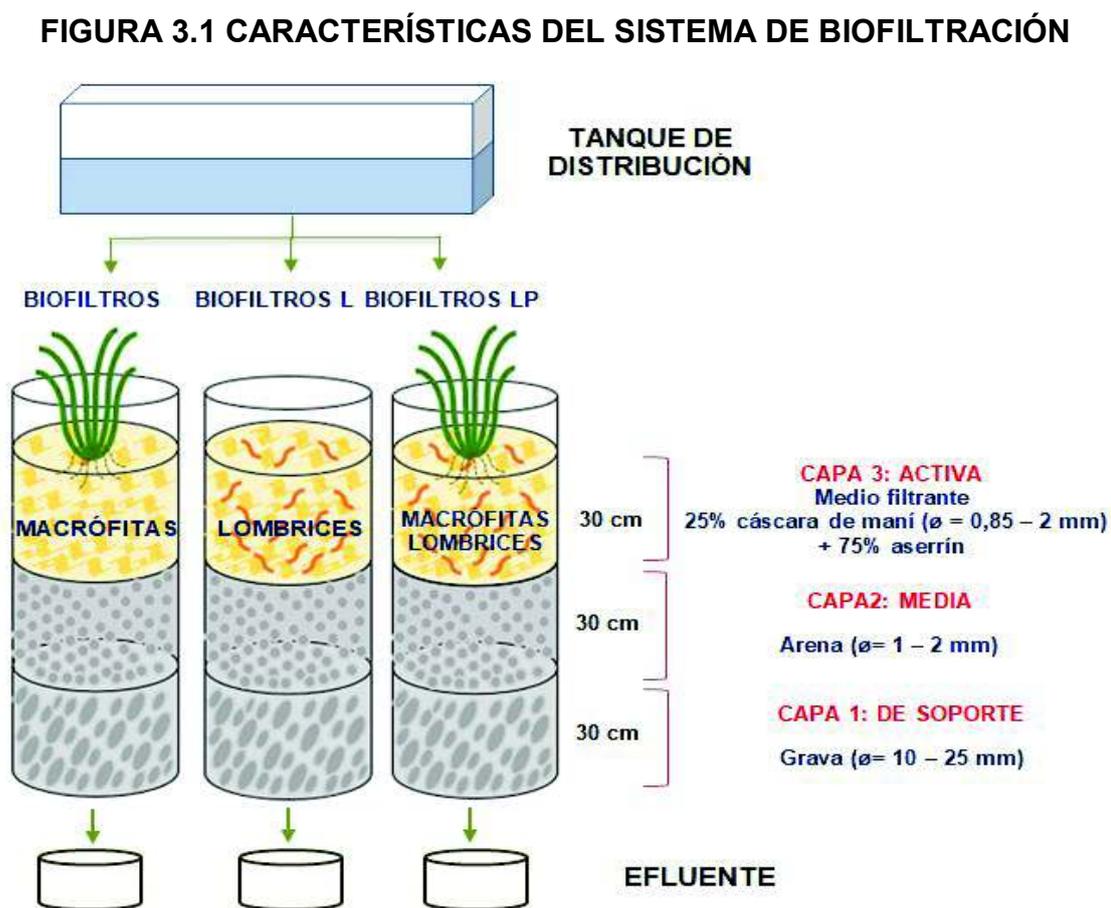
- Primera capa o capa de soporte: grava ($\varnothing = 10 - 25$ mm), con una altura de 30 cm.

- Segunda capa o capa media: arena ($\varnothing = 1 - 2$ mm), con una altura de 30 cm
- Tercera capa o capa activa: mezcla de 25% cáscara de maní y 75% aserrín, la proporción fue establecida mediante ensayos ecotoxicológicos.

El sistema de biofiltración evaluó tres condiciones dispuestos de la siguiente forma:

- Biofiltros P: medio filtrante y macrófitas (*Schoenoplectus californicus*).
- Biofiltros L: medio filtrante y lombrices (*Eisenia foetida*)
- Biofiltros LP: medio filtrante, macrófitas (*Schoenoplectus californicus*) y lombrices (*Eisenia foetida*).

La Figura 3.1 describe el sistema de biofiltración.



Elaborado por: Jennifer Tejedor

3.2.1 ACLIMATACIÓN DE INDIVIDUOS DE *Eisenia foetida* Y *Schoenoplectus californicus*

La aclimatación de los individuos se realizó durante 2 semanas, previas a la puesta en marcha del sistema de biofiltración. El acondicionamiento del modelo experimental comprendió la colonización y acumulación de microorganismos en el medio filtrante y la adaptación de los individuos a las condiciones de operación del sistema (Wang et al., 2011). La aclimatación consta de dos etapas: la primera fase se desarrolló durante un período de 5 días y consistió en la irrigación de las columnas de biofiltración pasando 1 día. El modelo experimental fue alimentado con un caudal de 5 cm³/s de agua residual durante 4 horas, permitiendo favorecer un medio propicio para el desarrollo del componente biótico, como lo muestra la Figura 3.2.

FIGURA 3.2 PRIMERA ETAPA DE ACLIMATACIÓN



Tomado por: Jennifer Tejedor

De manera simultánea, los individuos de las especies *Eisenia foetida* y *Schoenoplectus californicus* fueron aclimatados al agua residual. La densidad poblacional de la especie *Eisenia foetida* utilizada en las columnas de biofiltración

corresponde a 10 000 lombrices/m³ (Samal et al., 2017a; Arora et al., 2014a; Kumar et al., 2015a), por lo que 300 lombrices fueron inoculadas sobre una cama compuesta del 25% cáscara de maní y 75% aserrín. Las lombrices fueron alimentadas con 200 L de agua residual sintética, en recipientes de plástico de 2L de capacidad. Mientras que la densidad poblacional seleccionada para la especie *Schoenoplectus californicus* corresponde a 102 plantas/m² (Xu et al., 2013a), por lo que 20 macrófitas fueron acondicionadas con 2 L de agua residual, en recipientes de plástico de 5 L de capacidad, por una sola vez durante la primera etapa, como se observa en la Figura 3.3.

FIGURA 3.3. ACLIMATACIÓN DE LOMBRICES Y MACRÓFITAS



Tomado por: Jennifer Tejedor

La segunda etapa consistió en la adaptación de las lombrices y macrófitas a las condiciones de operación del sistema de biofiltración, que comprendió un periodo de 7 días. Los biofiltros fueron irrigados con 800 mL de agua residual doméstica sintética cada 24 horas. En la Figura 3.4 se puede visualizar el acondicionamiento de las columnas de biofiltración.

FIGURA 3.4 SEGUNDA ETAPA DE ACLIMATACIÓN



Tomado por: Jennifer Tejedor

3.2.2 ESTRATEGIA DE OPERACIÓN

El monitoreo del sistema se realizó durante 11 semanas entre los meses de octubre a diciembre del 2018. El control de los biofiltros se realizó diariamente, de modo que el caudal fue regulado 4 veces al día en intervalos de 2 horas en forma continua. Mientras que la humedad, temperatura y pH de las columnas de biofiltración fueron monitoreados 3 veces al día en intervalos de 4 horas, utilizando un medidor de humedad y temperatura de suelo XH300 Wireless (Imagintronix, 2010) y un potenciómetro digital modelo pH 6000 (Milwaukee, 2016).

El sistema fue alimentado durante 8 horas ininterrumpidas, por un período de 5 días a la semana. El modelo evaluó tres tasas hidráulicas diferentes de 0,5; 1,0 y 1,5 $\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$, que se encuentran dentro del rango de tasas hidráulicas aplicadas (0,2 a 2,5 $\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$) en sistemas de biofiltración sobre lecho orgánico (Vigueras et al., 2013; Batista et al., 2013; Cardoso et al., 2011; Kumar et al., 2014; Chicaiza et al., 2017). De tal manera, el sistema está constituido por nueve biofiltros. La Tabla 3.4 muestra la distribución de las columnas de biofiltración:

TABLA 3.4 CONDICIONES DE LOS BIOFILTROS

N°	Biofiltro	Condición	Tasa hidráulica [m ³ /m ² *d]
1	P1	medio filtrante (25 % cáscara de maní y 75% aserrín) y macrófitas	0,5
2	P2	(<i>Schoenoplectus californicus</i>)	1,0
3	P3		1,5
4	L1	medio filtrante (25 % cáscara de maní y 75% aserrín) y lombrices	0,5
5	L2	(<i>Eisenia foetida</i>)	1,0
6	L3		1,5
7	LP1	medio filtrante (25 % cáscara de maní y 75% aserrín), macrófitas	0,5
8	LP2	(<i>Schoenoplectus californicus</i>) y	1,0
9	LP3	lombrices (<i>Eisenia foetida</i>)	1,5

Elaborado por: Jennifer Tejedor

La Figura 3.5 presenta el esquema de funcionamiento del sistema de biofiltración, el agua residual es almacenada en una tina de 75 litros, para posteriormente distribuirla hacia las columnas de biofiltración. Finalmente, el agua tratada es recolectada en recipientes PET de 5 litros.

FIGURA 3.5 ESQUEMA EXPERIMENTAL DEL SISTEMA DE BIOFILTRACIÓN



1:Tanque de distribución; 2:Biofiltros P; 3:Biofiltros L; 4:Biofiltros LP; 5:Efluente

Tomado por: Jennifer Tejedor

3.2.3 COMPORTAMIENTO DE *Eisenia foetida* Y *Schoenoplectus californicus*

El control del crecimiento, maduración y reproducción de las lombrices (*Eisenia foetida*), se estableció a través del número de individuos, peso (g), presencia de clitelo (lombrices adultas) y número de cocones, al inicio y fin de la operación de los biofiltros.

El monitoreo de la evolución de las macrófitas (*Schoenoplectus californicus*) se realizó semanalmente mediante la medición de parámetros alométricos: altura

apical (cm), diámetro basal (mm), número de hojas y clorofila a y b. Además, finalizada la operación del sistema se determinó la abundancia relativa de las macrófitas (indv/m²) de los biofiltros, mediante la cuantificación de los rizomas de los individuos.

3.3 ANÁLISIS INSTRUMENTAL Y PROCEDIMENTAL

3.3.1 ENSAYOS BATCH

3.3.1.1 *Eisenia foetida*

Las pruebas de toxicidad aguda y crónica se realizaron siguiendo los criterios propuestos en OECD (2015) y en Cuevas et al., (2008). Las lombrices adultas (cliteladas) de la especie *Eisenia foetida*, fueron aclimatadas durante 7 días en suelo artificial con una composición de: 10% de turba, 20% arcilla y 70% de arena.

Previo al ensayo, los individuos fueron colocados en papel filtro humedecido, durante 3 horas para purgar el contenido intestinal, posteriormente los organismos fueron lavados con agua desionizada, secados y pesados.

a) ENSAYOS DE TOXICIDAD AGUDA EN *Eisenia foetida*

Las pruebas de toxicidad comprendieron 5 concentraciones de: 100%, 50%, 25%, 12,5% y 0% (control) (v/v) de cáscara de maní y suelo artificial, con dos réplicas por ensayo. En cada réplica se expusieron a 10 organismos de *Eisenia foetida*, con un total de 150 individuos. Los ensayos se desarrollaron en contenedores de plástico PET de 2 L de capacidad, de dimensiones: 15 cm x 22 cm x 6 cm.

A fin de determinar el CL₅₀, se desarrollaron pruebas de toxicidad aguda, las cuales tuvieron una duración de 14 días, donde fueron evaluados los parámetros como: la falta de movimiento o mortalidad de los individuos, además de cambios en el peso y características morfológicas de los organismos. En la Tabla 3.5 se describen las condiciones de las pruebas.

TABLA 3.5 CONDICIONES DE ENSAYOS DE TOXICIDAD EN *Eisenia foetida*

Contenedores	Recipientes de plástico de 15 cm x 22 cm x 6 cm
Tiempo de exposición	14 días
Temperatura	20 ± 2 °C
pH	5 – 9
Humedad	55-95%
N° de organismos por réplica	10
N° de réplicas	2
Edad de organismos	> 2 meses (cliteladas)
Efectos medidos	Mortalidad y movilidad
Control	Suelo artificial

Fuente: Cueva et al., (2008); OECD (2015).

Elaborado por: Jennifer Tejedor

b) ENSAYOS DE TOXICIDAD CRÓNICA EN *Eisenia foetida*

Los efectos crónicos de la especie *Eisenia foetida* se determinaron a través de ensayos de toxicidad crónica, donde los individuos fueron expuestos a las mismas condiciones de las pruebas de toxicidad aguda, durante un periodo de 28 días, como se puede visualizar en la Figura 3.6.

Los individuos fueron separados, contados y pesados semanalmente para evaluar el crecimiento, supervivencia y capacidad reproductiva, bajo los criterios establecidos por Cueva et al., (2008). Finalizados los 28 días, las lombrices adultas y cocones fueron retirados de los contenedores y cuantificados.

FIGURA 3.6 ENSAYOS DE TOXICIDAD EN *Eisenia foetida*

Tomado por: Jennifer Tejedor

3.3.1.2 *Schoenoplectus californicus*

Los ensayos de toxicidad aguda y crónica se realizaron siguiendo los criterios establecidos en OECD (2002) y en Park et al., (2015). Las macrófitas de la especie *Schoenoplectus californicus*, fueron aclimatadas durante 7 días en un medio de crecimiento estéril. La Tabla 3.6 describe los componentes del medio Steinberg.

TABLA 3.6 COMPOSICIÓN DE MEDIO STEINBERG

N° Solución	Composición	Solución g/L	Medio Steinberg mL/ L
I	Nitrato de potasio	KNO ₃	17.5
	Fosfato dipotásico	K ₂ HPO ₄	4.5
	Fosfato mono potásico	KH ₂ PO ₄	0.63
II	Sulfato de magnesio hepta hidratado	MgSO ₄ · 7H ₂ O	5
III	Nitrato de calcio	Ca (NO ₃) ₂ · 4H ₂ O	14.75
IV	Ácido bórico	H ₃ BO ₃	0.12
	Sulfato de zinc hepta hidratado	ZnSO ₄ · 7H ₂ O	0.18
	Molibdato sódico di hidratado	Na ₂ MoO ₄ · 2H ₂ O	0.044
	Cloruro de manganeso tetra hidratado	MnCl ₂ · 4H ₂ O	0.18
V	Cloruro férrico hexa hidratado	FeCl ₃ · 6H ₂ O	0.76
	Etilendiamina tetra acético de sodio hidratado	Na ₂ -EDTA· 2H ₂ O	1.5

Fuente: Park et al., (2015).

a) ENSAYOS DE TOXICIDAD AGUDA EN *Schoenoplectus californicus*

Las pruebas de toxicidad comprendieron 5 concentraciones del 100%, 50%, 25%, 12,5% y 0% (control) (v/v) de cáscara de maní y grava previamente lavada ($\phi = 10$ a 25 mm), con dos réplicas por ensayo. En cada réplica se expusieron a 2 organismos de *Schoenoplectus californicus*, con un total de 30 individuos. Los ensayos se desarrollaron en contenedores PET de 5 L de capacidad. Las pruebas de toxicidad aguda, tuvieron una duración de 7 días, donde fueron evaluadas diariamente medidas de crecimiento y mortalidad de los individuos, a través de parámetros alométricos: altura apical, diámetro basal, número de hojas y clorofila a y b. En la Tabla 3.7 se describen las condiciones de las pruebas.

TABLA 3.7 CONDICIONES DE ENSAYOS DE TOXICIDAD EN *Schoenoplectus californicus*

Contenedores	Recipientes de plástico de 5 L de capacidad
Tiempo de exposición	7 días
Temperatura	20 \pm 2 °C
Ph	6 – 9
N° de organismos por réplica	2
N° de réplicas	2
Edad de organismos	> 1 mes
Efectos medidos	Mortalidad y crecimiento vegetal
Control	Grava ($\phi = 10 - 25$ mm)

Fuente: Park et al., (2015); OECD (2002).

Elaborado por: Jennifer Tejedor

b) ENSAYOS DE TOXICIDAD CRÓNICA EN *Schoenoplectus californicus*

Los efectos crónicos en la especie *Schoenoplectus californicus* fueron determinados a través de ensayos de toxicidad crónica. Los individuos fueron expuestos a las mismas condiciones de las pruebas de toxicidad aguda, durante un periodo de 56 días. Los individuos fueron cultivados en un medio de

crecimiento Steinberg, con el fin de proporcionar nutrientes necesarios para el desarrollo de los organismos. Este medio de crecimiento fue renovado semanalmente para evitar la contaminación de los contenedores. La Figura 3.7 muestra las condiciones de los ensayos batch para *Schoenoplectus californicus*.

FIGURA 3.7 ENSAYOS DE TOXICIDAD EN *Schoenoplectus californicus*



Tomado por: Jennifer Tejedor

Los ensayos de toxicidad crónica evaluaron la inhibición de crecimiento, marchitamiento y mortalidad de los organismos expuestos. Las mediciones se realizaron semanalmente. Los efectos fueron determinados mediante parámetros alométricos: altura apical, diámetro basal y número de hojas. Además los ensayos evaluaron el contenido de clorofila a y b de los individuos.

3.3.2 ENSAYOS EN CONTINUO

3.3.2.1 INFLUENTE Y EFLUENTE

El agua residual doméstica utilizada para alimentar el sistema de biofiltración es de origen sintético, el influente fue preparado diariamente. La composición del agua residual doméstica sintética se encuentra descrita en la Tabla 3.8. Los componentes fueron disueltos en 500 mL de agua potable. Finalmente, la solución

madre fue aforada en un volumen de 50 L en una tina plástica de 75 L de capacidad.

TABLA 3.8 COMPOSICIÓN DEL AGUA RESIDUAL DOMÉSTICA SINTÉTICA

Reactivo	Concentración (mg/L)
Gelatina	34
Almidón	100
Azúcar	171
Leche en polvo	200
Fosfato ácido de potasio	44,5
Bicarbonato de sodio	150
Sulfato de amonio	74,2
Sulfato de magnesio	3
Jabón	3

Fuente: Almeida et al., (2017)

Elaborado por: Jennifer Tejedor

Las características de agua residual doméstica sintética fueron evaluadas semanalmente en el Laboratorio docente de Ingeniería Ambiental [LDIA] y el Laboratorio de Materia Condensada. Para tales fines se recogieron 2 muestras por semana del influente y efluente, en recipientes de plástico y refrigeradas hasta su análisis. Los parámetros evaluados en cada biofiltro fueron: DQO (determinado mediante espectrofotometría, medido 2 veces por semana) y SV (establecido por calorimetría, medido 1 vez a la semana) (APHA-AWWA-WPCF, 2005). Además, se evaluó la concentración total de compuestos fenólicos, mediante la absorbancia UV a 215 nm, utilizando como blanco una solución buffer de KH_2PO_4 (0,2 M). El contenido de compuestos fenólicos fue establecido mediante una curva de calibración elaborada a partir de cinco diluciones de fenol de concentraciones conocidas (0, 50, 100, 200 y 300 mg/L). Los compuestos fenólicos presentes en el efluente son el resultado de la interacción del sustrato de tipo orgánico y el agua

residual. La absorbancia fue medida con un espectrofotómetro UV-VIS modelo LAMBDA 365 (PerkinElmer, 2017).

3.3.2.2 EVALUACIÓN DE TOXICIDAD

El monitoreo del crecimiento y reproducción de las lombrices (*Eisenia foetida*), se realizó a través del número de individuos, peso (g), presencia de clitelo y número de cocones, al inicio y fin de la operación de los biofiltros. De tal modo los individuos fueron separados de las columnas, para posteriormente ser sometidos a un proceso de eliminación de residuos con agua desionizada, con la finalidad de cuantificarlos, pesarlos y evaluar sus características morfológicas.

Las macrófitas (*Schoenoplectus californicus*) se analizaron semanalmente mediante parámetros alométricos: altura apical (cm), diámetro basal (mm) y número de hojas. Adicionalmente, se evaluó 2 veces por semana la cantidad de clorofila a y b (mg/g), mediante espectrofotometría UV-VIS en el Laboratorio de Materia Condensada. Para tales fines, se recolectaron muestras de hojas frescas de cada biofiltro, dichas muestras fueron cortadas y maceradas para obtener 5 mg de tejido vegetal, el material fue hidratado con 100 μ L de agua desionizada y colocado en tubos de ensayo, donde se añadió 8 mL de etanol al 96%. Los tubos de ensayo fueron agitados y envueltos en papel aluminio para evitar la entrada de luz, posteriormente se dejaron reposar durante 24 horas a temperatura ambiente. Al día siguiente, las muestras fueron centrifugadas con la finalidad de separar la fracción sobrenadante y el material vegetal en cada tubo de ensayo. El contenido de clorofila a y b fue determinado mediante la absorbancia del sobrenadante a 648,6 y 664,2 nm, utilizando un espectrofotómetro UV-VIS modelo LAMBDA 365 (PerkinElmer, 2017).

3.3.4 ANÁLISIS ESTADÍSTICO

3.3.4.1 INFLUENTE Y EFLUENTE

El sistema evaluó tres tasas hidráulicas diferentes de 0,5; 1,0 y 1,5 $\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$, cada columna de biofiltración representa una condición distinta. A partir de la tasa hidráulica y área superficial del biofiltro, se calcularon los caudales respectivos:

$$\text{Tasa Hidráulica} = TH = \frac{Q}{A} \quad (3 - 1)$$

$$\text{Caudal} = Q = TH \times A \quad (3 - 2)$$

$$\text{Área superficial} = A = \pi \times r^2 \quad (3 - 3)$$

Radio del biofiltro: $r = 0,06 \text{ m}$

$$\mathbf{B1: 0,5 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}}$$

$$Q = \frac{0,5 \text{ m}^3}{\text{m}^2 \text{ d}} \times \pi \times 0,06^2 \text{ m}^2 = 0,0057 \frac{\text{m}^3}{\text{d}} = 3,9 \frac{\text{cm}^3}{\text{s}} \approx 4 \frac{\text{cm}^3}{\text{s}}$$

$$\mathbf{B2: 1,0 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}}$$

$$Q = \frac{1,0 \text{ m}^3}{\text{m}^2 \text{ d}} \times \pi \times 0,06^2 \text{ m}^2 = 0,011 \frac{\text{m}^3}{\text{d}} = 7,9 \frac{\text{cm}^3}{\text{s}} \approx 8 \frac{\text{cm}^3}{\text{s}}$$

$$\mathbf{B3: 1,5 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}}$$

$$Q = \frac{1,5 \text{ m}^3}{\text{m}^2 \text{ d}} \times \pi \times 0,06^2 \text{ m}^2 = 0,017 \frac{\text{m}^3}{\text{d}} = 11,8 \frac{\text{cm}^3}{\text{s}} \approx 12 \frac{\text{cm}^3}{\text{s}}$$

Los datos operacionales del modelo experimental y de las características fisicoquímicas del influente y efluente fueron tabulados para establecer la media y la desviación estándar de cada parámetro. Los datos de DQO y SV permitieron calcular la eficiencia de los biofiltros, a partir de la siguiente ecuación:

$$n = \frac{C_o - C_f}{C_o} \times 100\% \quad (3 - 4)$$

Donde:

n = eficiencia (%)

C_o = concentración inicial ($\frac{\text{mg}}{\text{L}}$)

C_f = concentración final ($\frac{\text{mg}}{\text{L}}$)

Los resultados fueron analizados mediante el Test de comparaciones múltiples Tukey para establecer la existencia de diferencias significativas entre la eliminación de contaminantes en los diferentes biofiltros.

3.3.4.2 COMPORTAMIENTO DE *Eisenia foetida* Y *Schoenoplectus californicus*

3.2.4.2.1 ENSAYOS BACTH

a) TOXICIDAD AGUDA

La determinación del CL₅₀ y CE₅₀, se realizó mediante los datos de toxicidad aguda de mortalidad de *Eisenia foetida* a los 14 días e inhibición del crecimiento de *Schoenoplectus californicus* a los 7 días. Los resultados fueron analizados mediante el Test Shapiro-Wilks para determinar la normalidad de los datos y los Test de Levene y Kruskal Wallis para establecer diferencias significativas. El CL₅₀ fue determinado mediante el programa Trimmed Spearman-Kärber versión 1.5, donde se determinó la correlación entre la concentración de cáscara de maní y la respuesta a la exposición. El programa presenta un límite de confianza del 95% y ajusta los datos considerando la respuesta de los controles o blancos. El CE₅₀, fue determinado mediante la curva dosis – respuesta, utilizando el programa software OriginPro 8.

b) TOXICIDAD SUBLETAL

La evaluación estadística de toxicidad subletal de *Eisenia foetida* y *Schoenoplectus californicus* se realizó utilizando el software TOXSTAT versión 3.4, a través de la comparación de grupo de datos paramétricos y no paramétricos mediante el análisis de varianza (ANOVA). Los indicadores LOEC y NOEC fueron obtenidos utilizando test de Dunnet para establecer diferencias significativas entre los ensayos que contienen cáscara de maní y el blanco o control.

3.2.4.2.2 ENSAYOS EN CONTINUO

a) DENSIDAD POBLACIONAL

El número de individuos de la especie *Eisenia foetida* fue determinada a partir de la densidad poblacional de 10 000 lombrices/m³, con este fin se inocularon 34 lombrices en la capa activa (Samal et al., 2017b; Arora et al., 2014b; Kumar et al., 2015a). Mientras que la densidad poblacional seleccionada, para las macrófitas *Schoenoplectus californicus* fue 102 plantas/m², por lo que 2 individuos fueron insertados en cada biofiltro (Xu et al., 2013b).

$$\text{DENSIDAD POBLACIONAL LOMBRICES} = D_L = 10\,000 \frac{\text{indv}}{\text{m}^3} \quad (3 - 5)$$

Diámetro del biofiltro: $d = 0,12$ m; Altura de la capa activa: $h = 0,3$ m

$$\# \text{ INDIVIDUOS}_L = D_L \left(\frac{\pi d^2}{4} \times h \right) = 10\,000 \frac{\text{indv}}{\text{m}^3} \left(\frac{\pi 0,12^2 \text{ m}^2}{4} \times 0,3 \text{ m} \right)$$

$$\# \text{ INDIVIDUOS}_L = 33,93 \approx 34 \text{ lombrices}$$

$$\text{DENSIDAD POBLACIONAL MACRÓFITAS} = D_M = 102 \frac{\text{indv}}{\text{m}^2} \quad (3 - 6)$$

$$\# \text{ INDIVIDUOS}_M = D_M \left(\frac{\pi d^2}{4} \right) = 102 \frac{\text{indv}}{\text{m}^2} \left(\frac{\pi 0,12^2 \text{ m}^2}{4} \right)$$

$$\# \text{ INDIVIDUOS}_M = 1,15 \approx 2 \text{ macrófitas}$$

b) COMPORTAMIENTO DE *Eisenia foetida* Y *Schoenoplectus californicus*

Los resultados del comportamiento de *Eisenia foetida* crecimiento, maduración y reproducción de las lombrices (peso, densidad de cocones, lombrices adultas, juveniles) fueron tabulados y se obtuvieron los valores promedios y desviación estándar de cada medición.

El comportamiento de *Schoenoplectus californicus* fue evaluado a partir de los parámetros alométricos del desarrollo vegetativo de macrófitas, tales como: altura apical, diámetro basal, número de hojas clorofila a y b.

La concentración de clorofila a y b se determinó mediante las siguientes ecuaciones, a partir de la absorbancia obtenida mediante espectrofotometría UV-VIS:

$$Ca = \frac{(13,36 A_{664,2} - 5,19A_{648,6}) \times 8,1}{DW} \text{ (mg * g}^{-1}\text{dw)} \quad (3 - 7)$$

$$Cb = \frac{(27,43 A_{648,6} - 8,12A_{664,2}) \times 8,1}{DW} \text{ (mg * g}^{-1}\text{dw)} \quad (3 - 8)$$

Donde:

$A_{664,2}$ = Absorbancia a 664,2 nm

$A_{648,6}$ = Absorbancia a 648,6 nm

DW = Peso seco del tejido vegetal extraído (mg)

Los datos alométricos de *Schoenoplectus californicus* fueron analizados mediante el Test de Tukey para determinar diferencias significativas entre los biofiltros, utilizando el programa InfoStat. Por otro lado, para establecer la relación entre los parámetros alométricos de *Schoenoplectus californicus* y la eliminación de materia orgánica, se hizo uso del método de correlación simple de Spearman, con ayuda del programa OriginPro 8.

CAPÍTULO 4

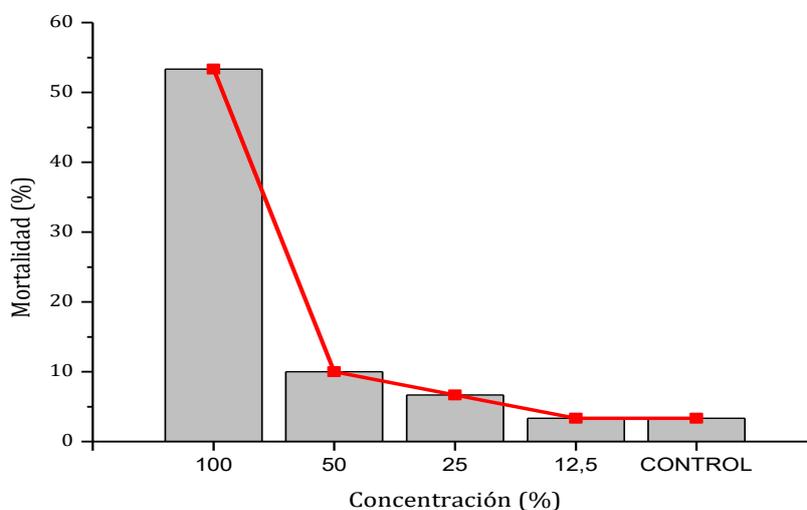
RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 ESTUDIOS ECOTOXICOLÓGICOS DE LAS CÁSCARAS DE MANÍ EN *Eisenia foetida* Y *Schoenoplectus californicus*

4.1.1 ENSAYOS DE TOXIDAD AGUDA EN *Eisenia foetida*

Los resultados de los ensayos de toxicidad aguda en *Eisenia foetida* se muestran en el ANEXO 1, donde se expresan el número de organismo muertos, porcentaje de mortalidad y concentraciones evaluadas. La Figura 4.1 resume la curva dosis respuesta para *Eisenia foetida* expuesta a diferentes concentraciones de cáscara de maní. La prueba de toxicidad aguda establecida por la OECD (2015) sugiere un periodo de 14 días para evaluar los efectos de mortalidad en los individuos; no obstante, los ensayos mostraron resultados significativos a partir de la semana 5 (35 días), por lo que los datos de este período se encuentran representados en la gráfica.

FIGURA 4.1 CURVA DOSIS-RESPUESTA PARA *Eisenia foetida* EXPUESTA A CÁSCARAS DE MANÍ



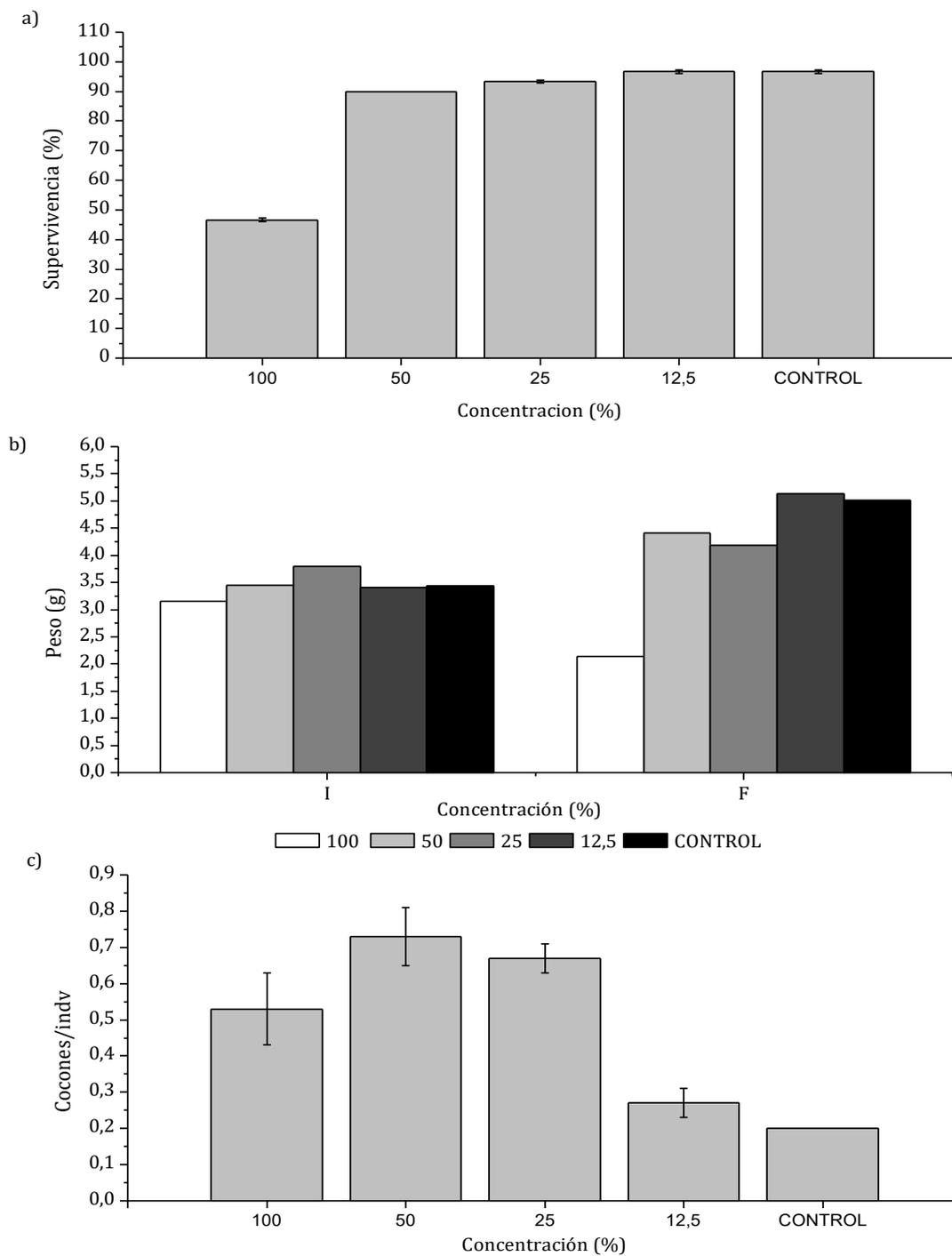
Elaborado por: Jennifer Tejedor

Los resultados reportaron un aumento en el porcentaje de mortalidad de los individuos de *Eisenia foetida* a medida que aumenta la concentración de cáscara de maní; de manera que, a una concentración del 100% (v/v) de cáscara de maní, se presenta un 53% de individuos *Eisenia foetida* muertos, como se puede apreciar en la Figura 4.1. El análisis estadístico utilizando el Test de normalidad de Shapiro-Wilks y el test de homogeneidad de Kruskal Wallis, mostraron que no existe una distribución normal en los datos obtenidos ($p < 0,05$) y que existen diferencias significativas ($p < 0,05$) en los ensayos realizados a diferentes concentraciones a los que fueron expuestos los individuos, por lo que para determinar el CL_{50} , se utilizó el método de Spearman-Kärber, el cual permitió realizar el análisis estadístico para resultados no paramétricos, reportando un valor de CL_{50} de 97% (v/v) de cáscara de maní ($0,97 \text{ cm}^3$ cáscara de maní/ cm^3 suelo artificial) para la exposición de cáscara de maní en *Eisenia foetida*, con intervalos de confianza al 95% entre 0,74 y 1,28 cáscara de maní/ cm^3 suelo artificial. Al respecto, Suthar (2009) reporta el 16,7% de mortalidad de *Eisenia foetida* expuesta a residuos vegetales provenientes de un supermercado, compuesto principalmente por frutas, verduras y hojas secas, durante un período de 21 días. La tasa de mortalidad de los individuos se ve influenciada por los cambios en la composición del sustrato, asociada a la degradación del material orgánico, ya que durante el proceso de descomposición se producen gases tóxicos (metano, amoníaco, dióxido de nitrógeno) y productos intermedios (ácidos orgánicos), que pueden causar cambios en el entorno químico del sustrato (pH, solubilidad y la disponibilidad de sales, reducción de la tasa de producción de enzimas de la microflora asociada) y en consecuencia la disminución en la supervivencia de los individuos (Suthar y Singh, 2007; Suthar, 2009).

4.1.2 ENSAYOS DE TOXIDAD CRÓNICA EN *Eisenia foetida*

Los efectos crónicos fueron evaluados a través de la respuesta de supervivencia y reproducción de *Eisenia foetida*, expuestos a diferentes concentraciones de cáscara de maní durante un período de 35 días, los resultados se encuentran representados en la Figura 4.2.

FIGURA 4.2 EFECTOS CRÓNICOS DE *Eisenia foetida* A LOS 35 DÍAS DE EXPOSICIÓN DE CÁSCARA DE MANÍ



Elaborado por: Jennifer Tejedor

La Figura 4.2a refleja el porcentaje de supervivencia de los individuos de *Eisenia foetida*, donde se observa que a una concentración del 100% (v/v) de cáscara de maní, se presentó un mayor porcentaje de mortalidad, donde sobrevivieron un promedio de 5 individuos (46,7%) a los 35 días; mientras que a concentraciones menores del 50% (v/v) de cáscara de maní, se aprecia un porcentaje de supervivencia superior al 90% (v/v). Romero et al., (2018), reportan un decremento en la población de lombrices adultas al final del ensayo, lo cual atribuyen a la elevada relación de C/N (164) que presentan las cáscaras de maní, siendo el rango óptimo entre 20-30, por lo que valores superiores puede ocasionar un efecto en el crecimiento poblacional y desarrollo individual de los organismos, lo que puede explicar un menor porcentaje de supervivencia de los individuos (46,7%) y la disminución de su peso (32,1%) en la concentración del 100% (v/v) de cáscara de maní (Figura 4.2b). Por el contrario, las concentraciones de 12,5%, 25%, 50% y control (0%) (v/v) presentaron un incremento en la biomasa de los individuos, siendo la concentración del 12,5% (v/v) de cáscara de maní, la que presenta un mayor crecimiento (50,7%).

La Figura 4.2c presenta el número de cocones por individuo, lo que indica la capacidad reproductiva de *Eisenia foetida* a los 35 días (ANEXO 1), donde se puede apreciar el incremento en la reproducción de *Eisenia foetida* desde la prueba control (suelo artificial) hasta la concentración de 50% (v/v) de cáscara de maní, encontrándose en un rango desde 0,2 hasta un valor de 0,7 de cocones/individuo, respectivamente. Sin embargo, la capacidad reproductiva decrece a una concentración del 100% (v/v), respecto a las concentraciones del 25 y 50% (v/v) % cáscara de maní, disminuyendo a un valor de 0,5, sin embargo presenta una mayor número de cocones por individuo, en comparación al control. Al comparar entre la Figura 4.2b y 4.2c, se determinó una relación inversa entre el peso de los individuos al final del ensayo y la producción de cocones, es decir, que a mayor peso por individuo existe una mayor tasa de reproducción. Esta relación inversa, coincide con lo reportado por Durán y Henríquez (2009), quienes establecieron en sus resultados, que a medida que en el peso de individuos se incrementaba, la reproducción mostró una tendencia a decrecer, lo que puede

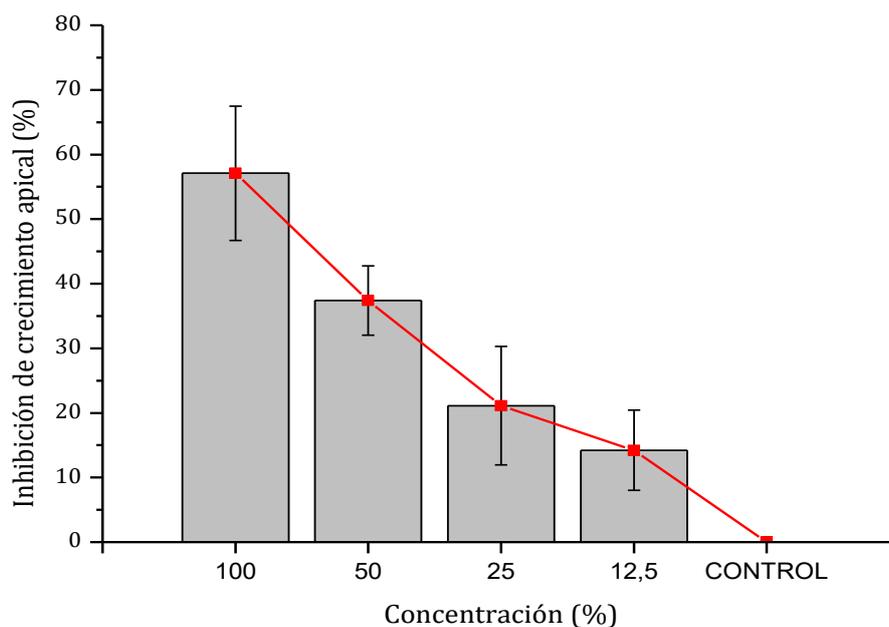
explicar que a una concentración del 100% (v/v), se evidencie un mayor número de cocones por individuo (0,5), en comparación con el control (0,2).

El análisis estadístico de la capacidad reproductiva de *Eisenia foetida*, mediante el test de normalidad de Shapiro – Wilks y el test homogeneidad de Kruskal Wallis, mostró que los resultados no presentan una distribución normal ($p < 0,05$) y no existe diferencias significativas ($p > 0,05$) entre el control y las concentraciones evaluadas, es decir que los datos no reflejaron que exista una relación entre los parámetros reproductivos de *Eisenia foetida* en las cáscaras de maní, por lo que no se pudo definir los valores de NOEC y LOEC.

4.1.3 ENSAYOS DE TOXIDAD AGUDA EN *Schoenoplectus californicus*

Los datos de toxicidad aguda de cáscara de maní en *Schoenoplectus californicus* se muestran en el ANEXO 2, donde muestran el porcentaje de inhibición de crecimiento de la altura apical. La prueba de toxicidad aguda se evaluó en un periodo de 7 días, la respuesta toxicológica se encuentra representada en la Figura 4.3.

FIGURA 4.3 PORCENTAJE DE INHIBICIÓN DEL CRECIMIENTO APICAL A LOS 7 DÍAS DE EXPOSICIÓN DE CÁSCARA DE MANÍ



Elaborado por: Jennifer Tejedor

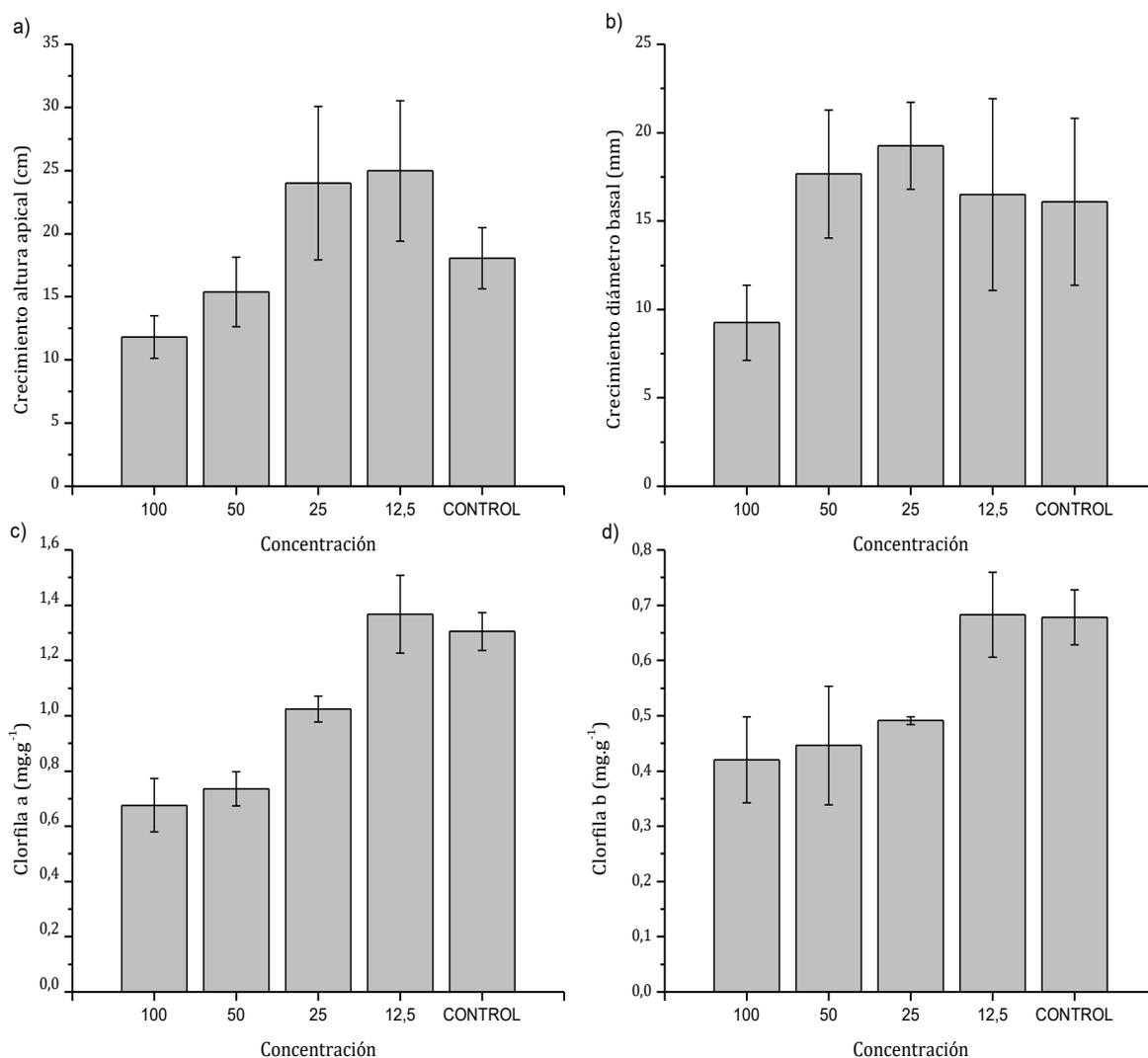
De acuerdo con la Figura 4.3 el porcentaje de inhibición del crecimiento apical presentó un incremento en proporción a las concentraciones de cáscara de maní utilizadas, siendo la concentración del 100% (v/v) la que presenta mayor porcentaje de inhibición del 57%. El análisis de varianza utilizando el Test de normalidad de Shapiro-Wilks y el test de homogeneidad de Levene, determinaron una distribución normal ($p > 0,05$) y la existencia de diferencias significativas ($p < 0,05$) entre el control y las concentraciones a los que fueron expuestos los individuos. El valor de CE_{50} obtenido para *Schoenoplectus californicus* fue de 78,7% (v/v) cáscara de maní (0,79 cm³ cáscara de maní/cm³ grava)

La inhibición del crecimiento vegetativo de los individuos puede estar asociada a la composición química del sustrato, pues la presencia de sustancias orgánicas e inorgánicas, producto de la degradación de materia orgánica, pueden causar alteraciones en el pH, aumento en relación de C:N o salinidad (Helfrich et al., 1998; Camacho et al., 2017). Además, ciertos residuos agrícolas, como las cáscaras de maní, se caracterizan por contener compuestos fenólicos en su estructura, por lo que la presencia de dichos compuestos pueden afectar el desarrollo vegetativo de plantas (Helfrich et al., 1998). Al respecto, Tejada y Rodríguez (2008) reportan la inhibición del 65 y 47% de la elongación de la radícula y vástago en individuos de la especie *Echinochloa cruz-galli*, expuestos a concentraciones de 108 ppm de compuestos fenólicos extraídos de residuos de amaranto.

4.1.4 ENSAYOS DE TOXIDAD CRÓNICA EN *Schoenoplectus californicus*

El desarrollo vegetativo de *Schoenoplectus californicus* se encuentra representado mediante el crecimiento de la altura apical, diámetro basal, clorofila a y b (ANEXO 2). La Figura 4.4 indica la respuesta de los parámetros alométricos a la exposición de cáscaras de maní a diferentes concentraciones, durante un período de 56 días.

FIGURA 4.4 EFECTOS CRÓNICOS A LOS 56 DÍAS DE EXPOSICIÓN DE CÁSCARA DE MANÍ



Elaborado por: Jennifer Tejedor

La Figura 4.4a representa el crecimiento apical de los individuos de *Schoenoplectus californicus* a diferentes concentraciones, donde se muestra un incremento en el desarrollo vegetativo en las concentraciones de 12,5 y 25% (v/v), en un 25 y 29 cm, respectivamente, en comparación con el control (18 cm). Sin embargo, el crecimiento disminuyó a concentraciones mayores del 25 v/v%, hasta 11,9 cm en la concentración del 100% (v/v) de cáscara de maní. Al respecto, Omidi et al., (2017) reportan el incremento en el crecimiento de altura en *Viola* spp. al reemplazar el 50 y 100% de suelo por compost de cáscara de maní (19,5 y

21,3 cm), en comparación con el control (17,4 cm), este incremento en el crecimiento de los individuos es atribuido a la disminución de la densidad aparente y aumento de porosidad del sustrato. Por otro lado, Mohammadi et al., (2015) informan un mayor crecimiento en la altura de *Dracaena marginata* en tratamientos de compost de cáscara de maní al 15, 30 y 45% (23,6; 22,7 y 20,6 cm) en comparación con el control (19,1 cm), a partir de concentraciones del 60 y 100% de cáscara de maní, reportan una disminución en el crecimiento (18,7 y 11,7 cm), asociado a elevada presencia de poros y disminución de la capacidad de retención de agua en el sustrato. Khomami et al., (2019), reportan un mayor crecimiento en la altura de *Dieffenbachia amoena* en concentraciones de 15, 30 y 45% (29,8; 30,1 y 28,8 cm) en comparación con el control (28,6 cm); sin embargo, a una concentración del 100% se presenta la altura final más baja (25,9 cm).

El efecto en el crecimiento del diámetro basal se encuentra representado en la Figura 4.4b, donde se muestra un incremento en el diámetro desde el control (16,1 mm) hasta una concentración del 25 % (v/v) de cáscara de maní (19,3 mm); no obstante a concentraciones superiores se presenta una disminución en el desarrollo basal de *Schoenoplectus californicus*. La máxima concentración del 100% (v/v) indica una disminución del crecimiento hasta 9,3 mm, en comparación con el control. Mohammadi et al., (2015), reportan un aumento en el diámetro de la corona de *D. marginata* en tratamientos de compost de cáscara de maní al 15, 30, 45, 60 y 100% en comparación con el control. El mayor diámetro de corona se presenta a una concentración del 30% (2,4 cm); sin embargo, a medida que el contenido de cáscara de maní aumenta hasta el 100%, el diámetro de la planta presenta una disminución en su crecimiento (1,58 cm). De igual manera, Khomami et al., (2019), registran un mayor diámetro de *D. amoena* en el tratamiento del 30% (11,7 mm) y el menor diámetro en 100% (v/v) de cáscara de maní y azolla (7,7 mm), en comparación con el control (8,3 mm).

El Test de normalidad de Shapiro-Wilks y el test de homogeneidad de Levene, establecieron una distribución normal ($p > 0,05$) y revelaron que no existen diferencias significativas ($p > 0,05$) entre el control y las concentraciones

evaluadas, para los resultados de crecimiento apical y diámetro basal, por lo que no se pudo definir los valores de NOEC y LOEC.

Por otro lado, la figura 4.4c muestra la respuesta de la clorofila *a* en los individuos de *Schoenoplectus californicus*. El mayor contenido de clorofila *a* se presenta en la concentración del 12,5 % (v/v) (1,4 mg/g), en comparación con el control (1,3 mg/g). Las concentraciones de 25, 50 y 100 % (v/v) de cáscara de maní muestran una disminución en el contenido de clorofila *a*, siendo la concentración del 100% la que presenta un menor contenido de clorofila *a* (0,68 mg/g). El análisis de normalidad de Shapiro – Wilks determinó una distribución normal ($p > 0,05$) de datos y el posterior test de Dunnett's mostró diferencias significativas ($p < 0,05$) entre el control y las concentraciones del 25, 50 y 100 % (v/v) de cáscara de maní evaluadas. Por tanto, el LOEC para la disminución de clorofila *a* es una concentración del 25% (v/v) y el NOEC corresponde a una concentración del 12,5 % (v/v) de cáscara de maní.

De igual forma, el contenido de clorofila *b* de los individuos de *Schoenoplectus californicus* a diferentes concentraciones de cáscara de maní, presentan un incremento en la concentración del 12,5 % (v/v) (0,68 mg/g), en comparación con el control (0,67 mg/g). No obstante, a concentraciones superiores del 12,5% (v/v), se puede apreciar una disminución en el contenido de clorofila *b* hasta un valor de 0,42 mg/g, a una concentración del 100% (v/v) de cáscara de maní. Los análisis estadísticos de normalidad de Shapiro – Wilks y el test de Dunnett's, determinaron una distribución normal ($p > 0,05$) y la existencia de diferencias significativas ($p < 0,05$), entre el control y las concentraciones del 25, 50 y 100% (v/v) de cáscara de maní. Por tanto, el LOEC para la disminución de clorofila *b* es a una concentración del 25% (v/v) y el NOEC corresponde a una concentración del 12,5 % (v/v) de cáscara de maní.

4.1.5 COMPARACIÓN DE RESULTADOS DE TOXICIDAD DE CÁSCARA DE MANÍ EN *Eisenia foetida* Y *Schoenoplectus californicus*

La Tabla 4.1 muestra los efectos toxicológicos agudos y crónicos de cáscara de maní en *Eisenia foetida* y *Schoenoplectus californicus*. Al realizar un análisis

comparativo de la toxicidad aguda de las especies ensayadas, se determinó que la sensibilidad de *Schoenoplectus californicus* es 1,2 veces mayor que *Eisenia foetida*, por lo que existe una mayor respuesta toxicológica de *Schoenoplectus californicus* a una menor concentración de cáscara de maní ($CL_{50}=78,7\%$ v/v), en comparación con *Eisenia foetida* ($CE_{50}=97\%$ v/v). Por otro lado, los ensayos de toxicidad crónica en *Eisenia foetida* no revelaron resultados concluyentes en su capacidad reproductiva, debido a que no se evidenció una reducción del número de cocones por individuo, en la máxima concentración de cáscara de maní (100% v/v), en comparación con el control. Los resultados no mostraron diferencias significativas entre las concentraciones evaluadas y el control, por lo que no se establecieron los indicadores de NOEC y LOEC para la producción de cocones. En contraste, los ensayos de toxicidad crónicos en *Schoenoplectus californicus* mostraron efectos adversos en el contenido de clorofila a y b, revelando que la concentración más baja a la que se presenta una reducción del contenido de clorofila a y b es al 25% (v/v) de cáscara de maní.

Al analizar el efecto toxicológico de la concentración del 25% (v/v) de cáscara de maní en los individuos de las especies ensayadas, se evidenció un incremento en el desarrollo de los organismos, es así que en individuos de la especie *Eisenia foetida*, los resultados mostraron un porcentaje de supervivencia del 93,3% y una capacidad reproductiva 3,4 veces mayor que el control. De igual manera, para los individuos de *Schoenoplectus californicus* revelaron una respuesta toxicológica positiva a una concentración del 25% (v/v) de cáscara de maní, los resultados mostraron un crecimiento apical y basal de 1,3 y 1,2 veces mayor respecto al control. En este sentido, la concentración del 25% (v/v) de cáscara de maní fue seleccionada para la composición del sustrato utilizado en el modelo experimental del sistema de biofiltración.

TABLA 4.1 TOXICIDAD AGUDA Y CRÓNICA DE CÁSCARA DE MANÍ EN *Eisenia foetida* Y *Schoenoplectus californicus*

INDICADORES		<i>Eisenia foetida</i>
	CL ₅₀	97% (v/v)
NOEC	Cocones/indiv	-
LOEC	Cocones/indiv	-
INDICADORES		<i>Schoenoplectus californicus</i>
	CE ₅₀	78,7% (v/v)
NOEC	Clorofila a	12,5% (v/v)
	Clorofila b	12,5% (v/v)
LOEC	Clorofila a	25 % (v/v)
	Clorofila b	25% (v/v)

Elaborado por: Jennifer Tejedor

4.2 EVALUACIÓN DEL COMPORTAMIENTO DE *Eisenia foetida* Y *Schoenoplectus californicus* EN BIOFILTROS DE CÁSCARA DE MANÍ

4.2.1 CARACTERIZACIÓN FÍSICO QUÍMICA DEL AGUA RESIDUAL

4.2.1.1 Caracterización físico química del efluente

Los resultados de la caracterización físico química de los efluentes de los biofiltros L, P y LP se muestran en la Tabla 4.2 donde se presentan los valores promedio y la desviación estándar de las parámetros medidos durante 10 semanas.

TABLA 4.2 CARACTERÍSTICAS FÍSICO QUÍMICA DEL EFLUENTE

BIOFILTROS	PARÁMETROS			
	pH	Temperatura (°C)	DQO (mg/L)	SV (mg/L)
L1	7,22 ± 0,33	19,06 ± 2,29	64,71 ± 22,31	152,6 ± 66,57
L				
L2	6,94 ± 0,25	19,25 ± 2,12	87,63 ± 45,1	204,25 ± 40,29
L3	6,71 ± 0,29	19,06 ± 2,31	134,54 ± 65,59	185,2 ± 68,23
P1	7,24 ± 0,35	19,02 ± 2,34	100,25 ± 32,26	130,65 ± 46,43
P				
P2	7,06 ± 0,22	19,04 ± 2,34	102,88 ± 51,54	187,65 ± 76,08
P3	6,83 ± 0,16	10,03 ± 2,35	120,21 ± 72,53	215,8 ± 70,90
LP1	7,19 ± 0,29	19,04 ± 2,35	87,46 ± 31,66	150 ± 67,49
LP				
LP2	6,99 ± 0,3	19,04 ± 2,35	101,38 ± 59,28	188 ± 79,21
LP3	6,90 ± 0,24	19,05 ± 2,37	136,08 ± 68,17	200,2 ± 68,49

L: medio filtrante y lombrices (*Eisenia foetida*); **P:** medio filtrante y macrófitas (*Schoenoplectus californicus*); **LP:** medio filtrante, macrófitas (*Schoenoplectus californicus*) y lombrices (*Eisenia foetida*); **Tasa hidráulica 1:** 0,5 [m³/m²*d]; **Tasa hidráulica 2:** 1,0 [m³/m²*d]; **Tasa hidráulica 3:** 1,5 [m³/m²*d]

Elaborado por: Jennifer Tejedor

Por otro lado, en el sistema de biofiltración fueron controladas las características operacionales del funcionamiento del sistema. La Tabla 4.3 describe los parámetros evaluados durante un período de monitoreo de 11 semanas, tales como: tasa hidráulica, pH, temperatura y humedad.

TABLA 4.3 PARÁMETROS DE OPERACIÓN DEL SISTEMA DE BIOFILTRACIÓN

BIOFILTROS		PARÁMETROS			
		Tasa hidráulica (m ³ /m ² *d)	pH	Temperatura (°C)	Humedad (%)
L	L1	0,46 ± 0,02	7,24 ± 0,11	21,31 ± 1,72	80,64 ± 8,09
	L2	0,94 ± 0,02	7,30 ± 0,12	21,13 ± 1,68	88,00 ± 7,82
	L3	1,44 ± 0,02	7,25 ± 0,10	20,99 ± 1,77	89,48 ± 7,03
P	P1	0,46 ± 0,02	7,35 ± 0,19	21,11 ± 1,49	69,63 ± 5,72
	P2	0,94 ± 0,01	7,43 ± 0,20	21,20 ± 1,68	69,78 ± 6,38
	P3	1,42 ± 0,03	7,39 ± 0,19	21,04 ± 1,79	69,61 ± 5,23
LP	LP1	0,46 ± 0,02	7,27 ± 0,16	21,39 ± 1,76	75,30 ± 5,80
	LP2	0,95 ± 0,02	7,26 ± 0,16	21,52 ± 1,78	80,31 ± 6,59
	LP3	1,41 ± 0,03	7,31 ± 0,15	21,40 ± 1,77	79,05 ± 6,46

L: medio filtrante y lombrices (*Eisenia foetida*); **P:** medio filtrante y macrófitas (*Schoenoplectus californicus*); **LP:** medio filtrante, macrófitas (*Schoenoplectus californicus*) y lombrices (*Eisenia foetida*); **Tasa hidráulica 1:** 0,5 [m³/m²*d]; **Tasa hidráulica 2:** 1,0 [m³/m²*d]; **Tasa hidráulica 3:** 1,5 [m³/m²*d]

Elaborado por: Jennifer Tejedor

El comportamiento de *Eisenia foetida* y *Schoenoplectus californicus* depende de los parámetros operacionales dentro de cada columna de biofiltración. Las especies *Eisenia foetida* y *Schoenoplectus californicus* son organismos que presentan altos rangos de tolerancia a diferentes condiciones ambientales. Los rangos de aceptación de *Eisenia foetida* se encuentran entre un intervalo de 5 a 29°C de temperatura, 55 a 90% de humedad y el pH de 4 a 9 (Albornoz y Ortega, 2017; Salazar, 2005). Mientras que la especie *Schoenoplectus californicus* puede

tolerar condiciones ambientales de 16 a 27 °C de temperatura, pH de 4 a 9 y habitan en condiciones de saturación de humedad (Delgadillo, 2010; Araya, 2012; Blanco, 2018). Por lo tanto, el modelo experimental proporcionó las condiciones adecuadas para el desarrollo y reproducción de los individuos evaluados. EL sistema de biofiltración operó en un rango de temperatura de 20,9 a 21,5 °C, pH de 7,2 a 7,4 y humedad de 69,6 a 89,4%, valores que se encuentran dentro de los rangos tolerables para los individuos de las especies *Eisenia foetida* y *Schoenoplectus californicus*.

4.2.2 CARACTERÍSTICAS DEL COMPORTAMIENTO DE *Eisenia foetida* Y *Schoenoplectus californicus*

4.2.2.1 Crecimiento de la población y biomasa de individuos de *Eisenia foetida*

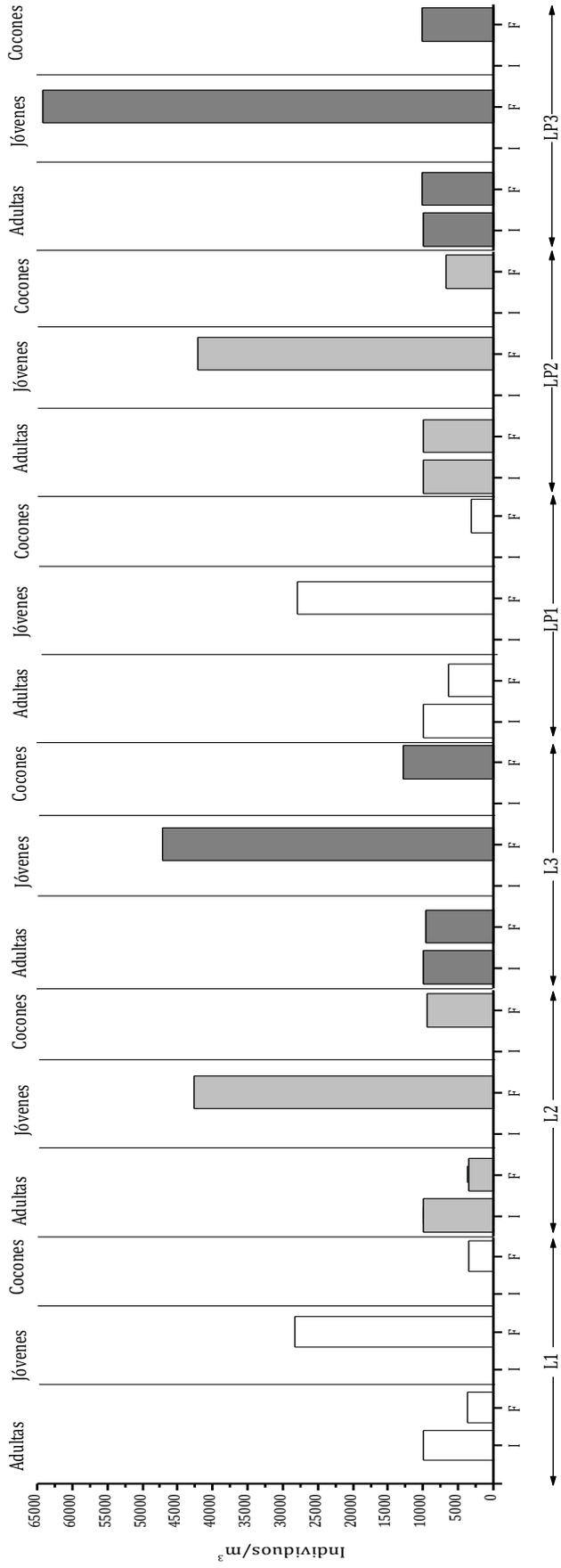
La Figura 4.5 representa la densidad poblacional de individuos de *Eisenia foetida* de lombrices adultas, jóvenes y cocones al inicio y final de la etapa experimental. Los biofiltros L y LP iniciaron su operación con una densidad poblacional de lombrices adultas de 10021 individuos/m³. Las columnas de biofiltración L1, L2 y L3 presentaron un decremento de la densidad poblacional de lombrices adultas al final del ensayo en continuo, correspondiente al 62%, 65% y 3%, respectivamente. El biofiltro L3 mostró una mayor densidad poblacional de lombrices adultas (9726 indiv/m³), en comparación con los biofiltros L1 (3832 indiv/m³) y L2 (3537 indiv/m³). Por lo contrario, en la tipología LP, el biofiltro LP1 mostró un decremento del 35% al final del ensayo; mientras que, el biofiltro LP2 no presentó un cambio en la densidad poblacional de lombrices adultas y el biofiltro LP3 reveló un aumento del 3% de la densidad al final de la etapa experimental. El biofiltro LP3 mostró una mayor densidad poblacional (10316 indiv/m³) en comparación con los biofiltros LP1 (6484 indiv/m³) y LP2 (10021 indiv/m³). Al realizar la comparación entre tasas hidráulicas, los biofiltros LP1, LP2 y LP3 presentaron un mayor crecimiento poblacional de lombrices adultas en comparación con los biofiltros L1, L2 y L3, respectivamente. Los hallazgos obtenidos pueden ser resultado de la actividad de las raíces en el medio, ya que éstas ayudan a mantener condiciones aeróbicas en el sustrato, como

consecuencia de la fuga de oxígeno del sistema radicular, lo que proporciona las condiciones adecuadas para el desarrollo de las lombrices (Samal, et al., 2017b).

En cuanto a la capacidad reproductiva, los resultados revelaron que en la tipología L, el biofiltro L3 presentó una mayor densidad poblacional de lombrices juveniles (47157 indiv/m^3) y cocones (12968 indiv/m^3), en comparación con los biofiltros L1 ($28294 \text{ indiv juveniles/m}^3$ y 3537 cocones/m^3) y L2 ($42736 \text{ indiv juveniles/m}^3$ y 9431 cocones/m^3). De igual manera, en la tipología LP, el biofiltro LP3 mostró una mayor densidad poblacional de lombrices juveniles (64251 indiv/m^3) y cocones (10316 indiv/m^3), en comparación con los biofiltros LP1 ($27999 \text{ indiv juveniles/m}^3$ y 3242 cocones/m^3) y LP2 ($42147 \text{ indiv juveniles/m}^3$ y 6779 cocones/m^3). Mientras que, al analizar los resultados por tasa hidráulica, los biofiltros L1 y L2, presentaron un mayor número de lombrices juveniles y cocones, en comparación con LP1 y LP2, respectivamente. Por lo contrario, en la tasa hidráulica 3, el biofiltro LP3 mostró una mayor capacidad reproductiva de lombrices juveniles y cocones, en comparación con P3.

En cuanto al peso de los individuos en los biofiltros L y LP, la Figura 4.6 representa la variación del peso total de lombrices adultas, juveniles y cocones de *Eisenia foetida* al inicio y final de la etapa experimental, donde se puede apreciar un incremento en el peso total de los individuos, en ambas tipologías L y LP. En las columnas de biofiltración L, el biofiltro L3 mostró un mayor peso total de individuos (57,9 g), seguido de L2 (46,9 g) y L1 (28,6 g). De igual forma, al comparar los biofiltros de tipología LP, la columna de LP3 mostró un mayor peso (73,9 g), seguido de LP2 (53,7 g) y LP1 (34,3 g). Por tanto, de acuerdo a los datos obtenidos, L3 y LP3 presentaron un mayor peso de los individuos, que sugieren que el incremento en la carga hidráulica estimula el crecimiento de biomasa de las lombrices. Estos resultados pueden atribuirse a que el incremento de la carga hidráulica puede producir un aumento en la humedad dentro del biofiltro (Xing, et al., 2010), proporcionando mejores condiciones ambientales para el desarrollo de las lombrices.

FIGURA 4.5 DENSIDAD POBLACIONAL DE *Eisenia foetida*



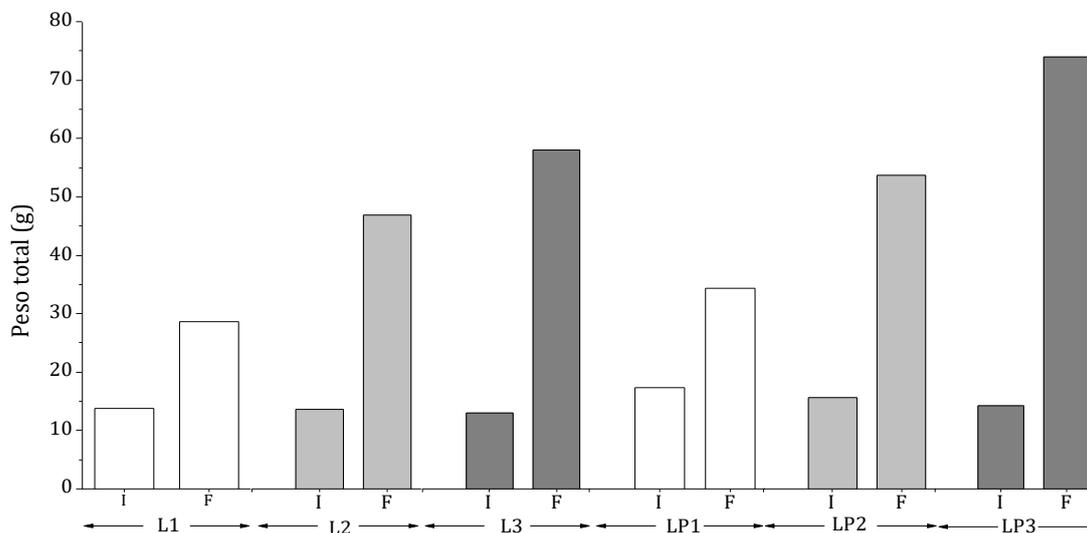
I: inicio de los ensayos en continuo; **F:** final de los ensayos en continuo; **L:** medio filtrante y lombrices (*Eisenia foetida*); **LP:** medio filtrante, macrofitas (*Schoenoplectus californicus*) y lombrices (*Eisenia foetida*); **Tasa hidráulica 1:** 0,5 [m³/m²*d]; **Tasa hidráulica 2:** 1,0 [m³/m²*d]; **Tasa hidráulica 3:** 1,5 [m³/m²*d]

Elaborado por: Jennifer Tejedor

Por otro lado, al realizar la comparación entre tasas hidráulicas, los resultados mostraron que el peso total de lombrices adultas, juveniles y cocones del biofiltro LP1 fue 1,2 veces mayor que el biofiltro P1. De igual manera, el peso de LP2 fue 1,1 veces mayor que P2. Finalmente, el peso de LP3 fue de 1,3 veces más, en comparación que el biofiltro P3. Por lo tanto, los hallazgos indican que la adición de macrófitas en biofiltros, favorecen el crecimiento de biomasa de lombrices de tierra.

Los resultados de densidad poblacional y peso de los individuos de *Eisenia foetida* presentados en esta investigación difieren con lo reportado por Samal et al., (2017b), quienes mostraron que la inserción de *C. indica* en vermifiltros, produjo la reducción del 6% y 13% en la densidad poblacional y peso de lombrices, lo que atribuyen a la ocupación del sistema radicular en el sustrato. De acuerdo a Arora et al., (2014c), al penetrar las raíces de las plantas en zonas más profundas dentro del filtro, favorecen la migración de las lombrices a zonas inferiores, donde la superficie áspera del sustrato de la arena y grava puede producir abrasiones en la piel de los individuos, afectando su supervivencia. Las diferencias presentadas por Samal et al., (2017b) y esta investigación, puede atribuirse a la altura de la capa activa, pues en los ensayos realizados en los vermifiltros, la capa activa tenía una altura de 20 cm, mientras que los ensayos llevados a cabo en los biofiltros se usó una altura de 30 cm.

FIGURA 4.6 PESO DE *Eisenia foetida* EN BIOFILTROS DE CÁSCARA DE MANÍ



I: inicio de los ensayos en continuo; **F:** final de los ensayos en continuo; **L:** medio filtrante y lombrices (*Eisenia foetida*); **LP:** medio filtrante, macrófitas (*Schoenoplectus californicus*) y lombrices (*Eisenia foetida*); **Tasa hidráulica 1:** 0,5 [$\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$]; **Tasa hidráulica 2:** 1,0 [$\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$]; **Tasa hidráulica 3:** 1,5 [$\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$]

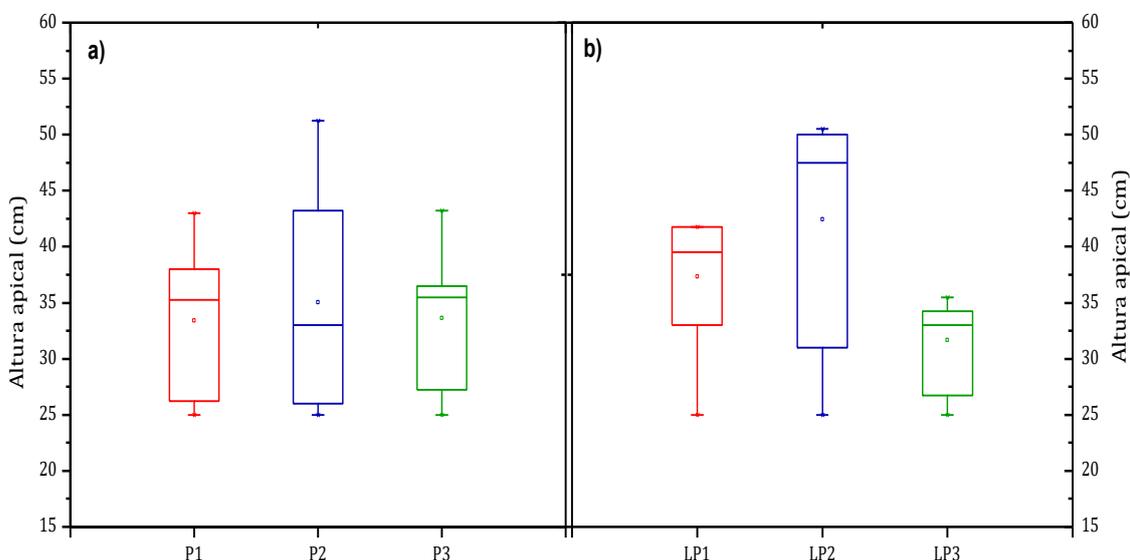
Elaborado por: Jennifer Tejedor

4.2.2.2 Crecimiento apical de individuos de *Schoenoplectus californicus*

El crecimiento apical se muestra en la Figura 4.7 para las columnas de biofiltración P y LP. Los individuos presentaron un crecimiento durante las 11 semanas que fueron evaluadas. En biofiltros P, la mayor altura apical registrada se observó en el biofiltro P2 (51,3 cm), mientras que los biofiltros P1 y P3 presentan una altura de 43,0 y 43,3 cm, respectivamente. La prueba de Tukey, reveló que no existen diferencias significativas ($p > 0,05$) entre los biofiltros P1, P2 y P3. Por otro lado, las columnas de biofiltración LP (Figura 4.5b) que incluyen individuos de las especies *Schoenoplectus californicus* y *Eisenia foetida*, mostraron diferencias significativas ($p < 0,05$) entre los biofiltros LP2 y LP3, siendo el biofiltro LP2, él que presentó una mayor altura apical de los individuos (50,5 cm), al final del ensayo. Mientras que los biofiltros LP1 y LP3 presentaron una altura correspondiente a 41,8 y 35,5 cm, respectivamente.

Al realizar el análisis comparativo por tasa hidráulica, los biofiltros LP1, LP2 y LP3 presentaron un decremento en altura apical final del 3%, 1,5% y 21,83% en comparación con P1, P2 y P3, respectivamente. Sin embargo, la prueba de Tukey determinó que no existen diferencias significativas ($p > 0,05$) entre los biofiltros P y LP, en las diferentes tasas hidráulicas evaluadas. Al respecto, Xu et al., (2013a) reportan que al adicionar lombrices (*Eisenia foetida*) a humedales construidos, los resultados presentaron un incremento significativo del 23%, 15% y 61% en la altura de plantas de *P. australis*, *T. augustifolia* y *C. indica*. Samal et al., (2017a) atribuyen el incremento de la altura de los individuos, a la acción de lombrices de tierra, debido a que estos organismos pueden mejorar la porosidad del suelo, de tal manera que proporcionan un medio adecuado para el crecimiento de las raíces de las plantas. De manera similar, Xu et al., (2013b) informan un aumento en el peso seco de tallos de *C. indica* y *P. australis* del 168 y 39% en humedales, en los que fueron adicionados individuos de *Eisenia foetida*.

FIGURA 4.7 CRECIMIENTO APICAL DE *Schoenoplectus californicus*



P: medio filtrante y macrófitas (*Schoenoplectus californicus*); **LP:** medio filtrante, macrófitas (*Schoenoplectus californicus*) y lombrices (*Eisenia foetida*); **Tasa hidráulica 1:** 0,5 [$\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$]; **Tasa hidráulica 2:** 1,0 [$\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$]; **Tasa hidráulica 3:** 1,5 [$\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$]

- a) Crecimiento apical en individuos de *Schoenoplectus californicus* en biofiltros P
 b) Crecimiento apical en individuos de *Schoenoplectus californicus* en biofiltros LP

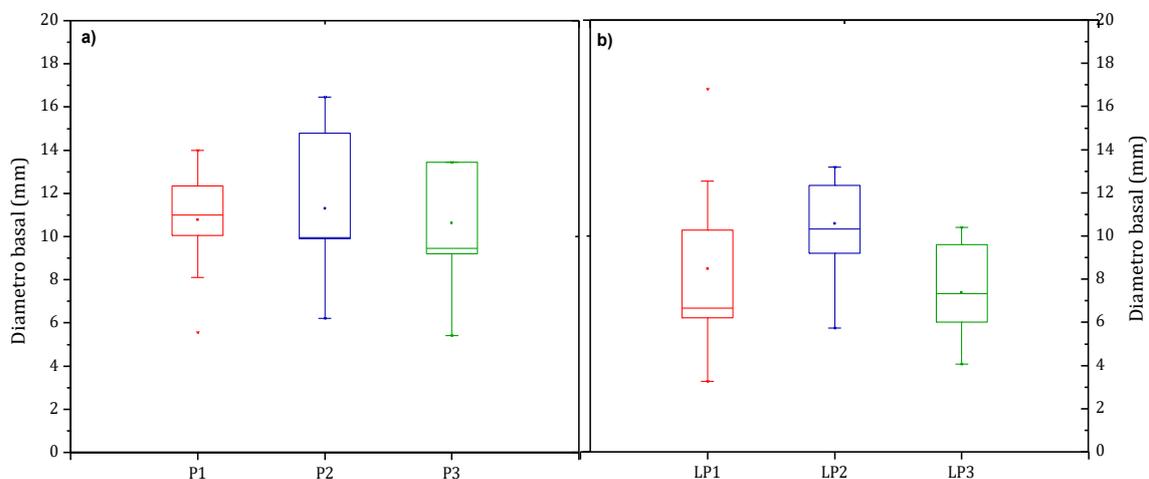
Elaborado por: Jennifer Tejedor

4.2.2.3 Crecimiento basal de individuos de *Schoenoplectus californicus*

La Figura 4.8 representa el crecimiento basal de los individuos de *Schoenoplectus californicus* en las columnas de biofiltración P y LP. En los biofiltros de tipología P, la columna P2 mostró un mayor diámetro basal de 16,5 mm, mientras que los biofiltros P1 y P3, presentaron un diámetro de 14,0 y 13,5 mm. La prueba de Tukey, para el crecimiento basal, reveló que los biofiltros P1, P2 y P3 no son significativamente diferentes ($p > 0,05$), es decir que los biofiltros P, presentaron la misma respuesta en el desarrollo alométrico de los individuos. Por otro lado, el mayor diámetro basal se obtuvo para el biofiltro LP1, correspondiente a 15,1 mm, el cual no mostró diferencias significativas con los biofiltros LP2 y LP3. Sin embargo, los biofiltros LP2 (12,4 mm) y LP3 (10,3 mm) mostraron diferencias significativas ($p < 0,05$) en el crecimiento basal.

Al realizar la comparación por tasa hidráulica, la prueba de Tukey no mostró diferencias significativas ($p > 0,05$) entre P1 (14 cm) y LP1 (15,1 cm). De manera similar, los biofiltros P2 (16,5 cm) y LP2 (12,4 cm) no son significativamente diferentes ($p > 0,05$). Por el contrario, los biofiltros P3 y LP3, presentaron diferencias significativas ($p < 0,05$), siendo P3 (13,5 mm), el biofiltro que muestra un mayor diámetro basal, en comparación con LP3 (10,3 mm). Estos resultados difieren con lo reportado por Xu et al., (2013a), quienes demuestran que la adicción de lombrices *Eisenia foetida* a humedales construidos estimulan el crecimiento de *P. australis*, *T. augustifolia* and *C. indica*, presentando un incremento del 46, 55 y 103%, respectivamente.

FIGURA 4.8 CRECIMIENTO BASAL DE INDIVIDUOS DE *Schoenoplectus californicus*



P: medio filtrante y macrófitas (*Schoenoplectus californicus*); **LP:** medio filtrante, macrófitas (*Schoenoplectus californicus*) y lombrices (*Eisenia foetida*); **Tasa hidráulica 1:** 0,5 [m³/ m²*d]; **Tasa hidráulica 2:** 1,0 [m³/ m²*d]; **Tasa hidráulica 3:** 1,5 [m³/ m²*d]

- a) Crecimiento basal en individuos de *Schoenoplectus californicus* en biofiltros P
 b) Crecimiento basal en individuos de *Schoenoplectus californicus* en biofiltros LP

Elaborado por: Jennifer Tejedor

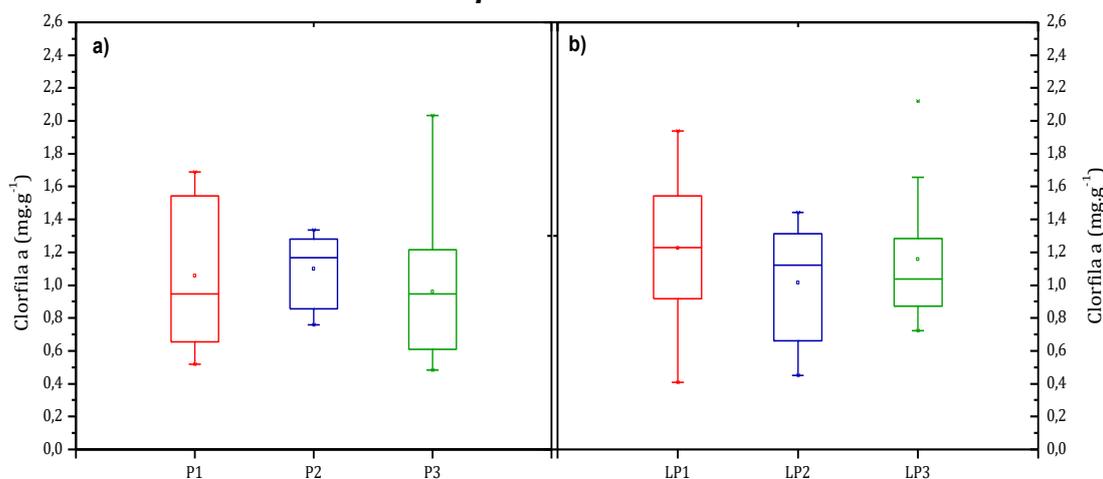
4.2.2.4 Comportamiento de clorofila a y b de individuos de *Schoenoplectus californicus*

La Figura 4.9 representa el comportamiento de la clorofila a de los individuos de *Schoenoplectus californicus* en las columnas de biofiltración P y LP. En biofiltros P, la clorofila a no presenta diferencias significativas ($p > 0,05$) en el contenido de clorofila a promedio entre P1 (1,06 mg/g), P2 (1,10 mg/g) y P3 (0,96 mg/g). De igual manera, los biofiltros LP1, LP2 y LP3, no revelaron diferencias significativas ($p > 0,05$) entre las diferentes tasas hidráulicas, presentando una concentración promedio de clorofila a correspondiente a 1,41; 1,17 y 1,33 mg/g, respectivamente.

Al comparar la concentración promedio de clorofila a por tasa hidráulica, en biofiltros de cáscara de maní, la prueba de Tukey reveló que no existen diferencias significativas ($p > 0,05$) entre P1 (1,06 mg/g) y LP1 (1,41 mg/g). De igual forma, los biofiltros P2 (1,10 mg/g) y LP2 (1,17 mg/g), no presentaron

diferencias significativas ($p > 0,05$). Finalmente, los biofiltros P3 (0,96 mg/g) y LP3 (1,33 mg/g), no son significativamente diferentes ($p > 0,05$). Por lo tanto, los resultados sugieren que ni la tipología y ni la tasa hidráulica son un condicionante del contenido de clorofila *a*, debido a que la respuesta es la misma en los diferentes tratamientos.

FIGURA 4.9 COMPORTAMIENTO DE CLOROFILA *a* DE INDIVIDUOS *Schoenoplectus californicus*



P: medio filtrante y macrófitas (*Schoenoplectus californicus*); **LP:** medio filtrante, macrófitas (*Schoenoplectus californicus*) y lombrices (*Eisenia foetida*); **Tasa hidráulica 1:** 0,5 [m³/ m²*d]; **Tasa hidráulica 2:** 1,0 [m³/ m²*d]; **Tasa hidráulica 3:** 1,5 [m³/ m²*d]

- a) Contenido de clorofila *a* en individuos de *Schoenoplectus californicus* en biofiltros P
 b) Contenido de clorofila *a* en individuos de *Schoenoplectus californicus* en biofiltros LP

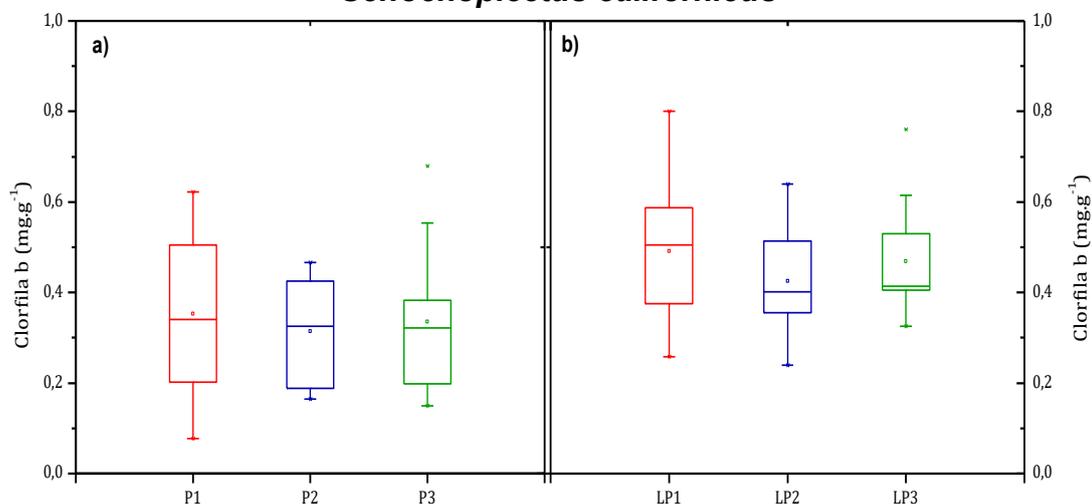
Elaborado por: Jennifer Tejedor

La Figura 4.10 representa el comportamiento de la clorofila *b* de los individuos de *Schoenoplectus californicus* en las columnas de biofiltración P y LP. La prueba de Tukey para el contenido de clorofila *b* en biofiltros de tipología P, mostraron que no existen diferencias significativas ($p > 0,05$) entre P1, P2 y P3, presentando una concentración promedio de clorofila *b* correspondiente a 0,35; 0,31 y 0,34 mg/g. De igual forma, los resultados de la concentración promedio de clorofila *b* para la tipología LP, no presentaron diferencias significativas ($p > 0,05$) entre LP1 (0,49 mg/g), LP2 (0,39 mg/g), y LP3 (0,45 mg/g).

A realizar la comparación entre las diferentes tasas hidráulicas, la prueba Tukey reveló que no existen diferencias significativas ($p > 0,05$) entre P1 (0,35 mg/g) y

LP1 (0,49 mg/g), P2 (0,31 mg/g) y LP2 (0,39 mg/g) y P3 (0,34 mg/g) y LP3 (0,45 mg/g). Por tanto, los resultados sugieren que los biofiltros P y LP, operados de diferentes tasas hidráulicas, presentaron la misma respuesta respecto al contenido de clorofila *b*. Por lo contrario, Xu et al., (2013c), informan el aumento de la tasa fotosintética de *Iris pseudacorus* en un 16% en humedales construidos asistidos por *Eisenia foetida*. De manera similar, Xu et al., (2013b) determinan que la adición de *Eisenia foetida* en humedales artificiales incrementó la tasa fotosintética de *C. indica* y *P. australis* en un 38 y 35%, respectivamente. El incremento puede estar asociado a un mayor contenido de nitrógeno mineral disponible para las plantas, como consecuencia de un aumento en la tasa de desnitrificación, resultante de la adición de lombrices de tierra (Tomar y Suthar, 2011). El nitrógeno es uno de los componentes de la clorofila, por lo que un mayor contenido de nitrógeno, puede producir un incremento de la actividad fotosintética en plantas (Xu et al., 2013b).

FIGURA 4.10 COMPORTAMIENTO DE CLOROFILA b DE INDIVIDUOS *Schoenoplectus californicus*



P: medio filtrante y macrófitas (*Schoenoplectus californicus*); **LP:** medio filtrante, macrófitas (*Schoenoplectus californicus*) y lombrices (*Eisenia foetida*); **Tasa hidráulica 1:** 0,5 [m³/ m²*d]; **Tasa hidráulica 2:** 1,0 [m³/ m²*d]; **Tasa hidráulica 3:** 1,5 [m³/ m²*d]

- a) Contenido de clorofila *b* en individuos de *Schoenoplectus californicus* en biofiltros P
 b) Contenido de clorofila *b* en individuos de *Schoenoplectus californicus* en biofiltros LP

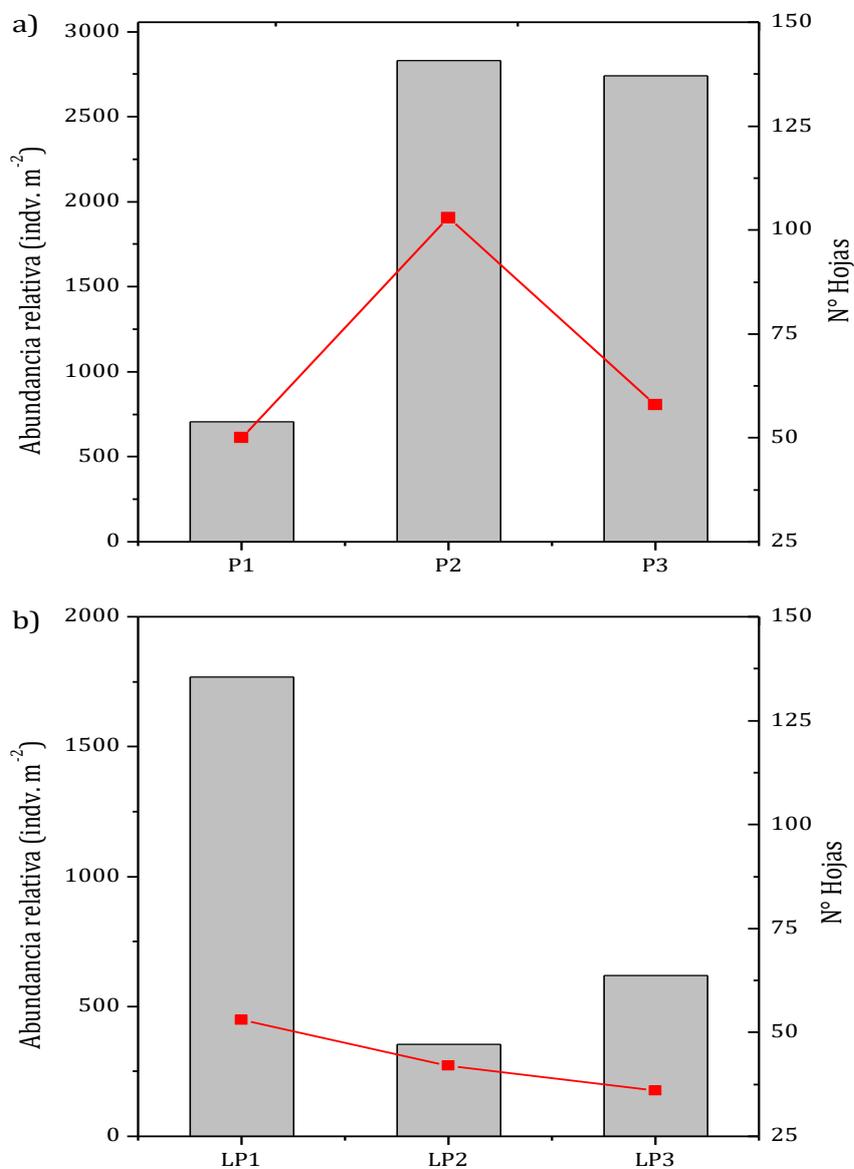
Elaborado por: Jennifer Tejedor

4.2.2.5 Abundancia relativa de *Schoenoplectus californicus*

La abundancia relativa y número de hojas de *Schoenoplectus californicus* en columnas de biofiltración P y LP se presenta en la Figura 4.11. En términos de abundancia relativa en biofiltros P, la columna P2 (2829,4 indiv/m²) presentó la mayor abundancia, en comparación con los biofiltros P3 (2741 indiv/m²) y P1 (707,4 indiv/m²). En biofiltros LP, la mayor abundancia relativa se muestra en LP1, con un valor de 1768,4 indiv/m², seguido del biofiltro LP3 (618,9 indiv/m²) y LP2 (353,7 indiv/m²). De manera similar, en términos de número de hojas, el biofiltro P2 (103) muestra un mayor número, seguido de P3 (58) y P1 (50). Mientras que LP1 (53) presenta un mayor número de hojas, en comparación con LP2 (42) y LP3 (36).

Por otra parte, al analizar la abundancia relativa comparando las tipologías en cada una de las tasa hidráulicas, los resultados presentaron que LP1 es 2,5 veces mayor que P1; mientras que LP2 y LP3 fueron 8 y 4,4 veces menores respecto a P2 y P3. De igual manera, en términos de número de hojas, el biofiltro LP1 resultó presentar 1,1 veces más hojas en comparación con P1; mientras que LP2 y LP3 redujeron su número de hojas en 2,5 y 1,6 veces, respecto a P2 y P3. Al respecto, Xu et al., (2013b) informan un incremento de la densidad y peso seco de hojas en humedales construidos asistidos por *Eisenia foetida*, lo cual está relacionado con la actividad excavadora de las lombrices, que produce un aumento de la porosidad del suelo y consecuentemente proporciona un mejor medio para el crecimiento de la raíz. El aumento de la densidad correspondió a un 18%, 59%, 44% para *C. indica*, *T. augustifolia* y *P. australis*; mientras que para el peso seco de hojas presentaron un incremento del 100%, 45% y 49%, respectivamente.

FIGURA 4.11 ABUNDANCIA RELATIVA DE *Schoenoplectus californicus*



P: medio filtrante y macrófitas (*Schoenoplectus californicus*); **LP:** medio filtrante, macrófitas (*Schoenoplectus californicus*) y lombrices (*Eisenia foetida*); **Tasa hidráulica 1:** 0,5 [m³/ m²*d]; **Tasa hidráulica 2:** 1,0 [m³/ m²*d]; **Tasa hidráulica 3:** 1,5 [m³/ m²*d]

- a) Abundancia relativa y número de hojas en individuos de *Schoenoplectus californicus* en biofiltros P
- b) Abundancia relativa y número de hojas en individuos de *Schoenoplectus californicus* en biofiltros LP

Elaborado por: Jennifer Tejedor

4.2.3 ELIMINACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA EN BIOFILTROS DE CÁSCARA DE MANÍ

4.2.3.1 ELIMINACIÓN DE LA DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO

Las eficiencias de eliminación de DQO se muestran en la Figura 4.12 en biofiltros de cáscara de maní. En biofiltros P, la mayor eliminación de DQO se presentó en P2 (81,1%), seguido de P1 (80,1%) y P3 (78,3 %). La prueba de Tukey, reveló que no existen diferencias significativas ($p>0,05$) entre los biofiltros P1, P2 y P3. Mientras que en biofiltros L, L1 presentó la mayor remoción de DQO correspondiente a 87,4 %, seguido de L2 (83,5%) y L3 (75,9%). La prueba de Tukey determinó la existencia de diferencias significativas ($p<0,05$) entre L1 y L3. Por lo contrario, en biofiltros LP la prueba de Tukey no mostró diferencias significativas ($p>0,05$) entre LP1 (82,4%), LP2 (81,7%) y LP3 (75,4%). De acuerdo a los resultados obtenidos, los biofiltros P, L y LP, con menores cargas hidráulicas 1 ($0,5 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$) y 2 ($1,0 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$), mostraron eficiencias superiores al 80%, en comparación con la carga hidráulica 3 ($0,5 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$), que reportó eficiencias entre 75,4% a 78,3% en la eliminación de DQO.

Al realizar el análisis comparativo por tasa hidráulica, la prueba de Tukey no reveló la existencia de diferencias significativas ($p>0,05$) entre L1 (87,4%), P1 (80,1%) y LP1 (82,4%). De manera similar, no se encontraron diferencias significativas entre L2 (83,5%), P2 (81,1%) y LP2 (81,7%). Finalmente, la prueba de Tukey no presentó diferencias significativas ($p>0,05$) entre L3 (75,9%), P3 (78,3%) y LP3 (75,4%). Por tanto, los resultados sugieren que los biofiltros L, P y LP, operados de diferentes tasas hidráulicas, presentaron la misma respuesta respecto a la eliminación de DQO.

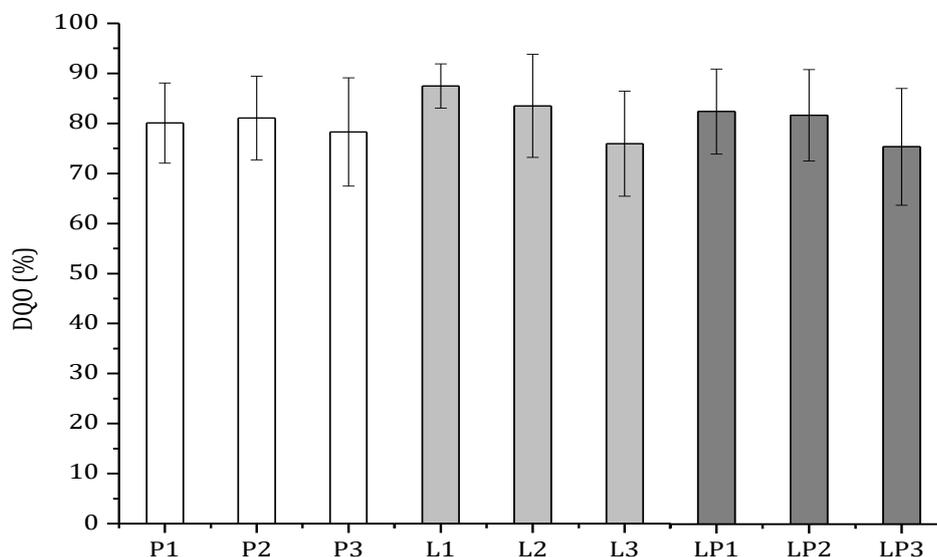
La eliminación de materia orgánica medida por la DQO en biofiltros P1 y P2, que incluyen macrófitas (*Schoenoplectus californicus*), presentaron la eliminación de 80,1% y 81,1%, respectivamente. Sin embargo, los resultados obtenidos fueron menores a los reportados por Solís et al., (2015), que registró eficiencias del 95,1% y 86,1% utilizando *Paspalum paniculatum* y *Cyperus articulatus*, en humedales de flujo sub superficial, para el tratamiento de aguas residuales

provenientes de una institución educativa. De manera similar, Akratos y Tsihrintzis (2007) reportan eliminaciones del 89,3% y 84,9% al utilizar *P. australis* y *T. latifolia*, para agua residual doméstica sintética. Por lo contrario, Bedoya (2014) obtuvo el 79,4% y 78,1% empleando *T. latifolia* y *C. papyrus* en humedales de flujo sub superficial, lo que concuerda con lo reportado en esta investigación en el biofiltro P3 (78,3%).

La remoción de DQO para biofiltros L1 y L2, que incluyen lombrices de tierra (*Eisenia foetida*), mostraron la eliminación de 87,4% y 83,5%, respectivamente. Las eficiencias obtenidas mostraron ser superiores a lo reportado por Arora et al., (2014c), quienes informaron el 66,7% de eliminación de DQO en vermifiltros asistidos por *Eisenia foetida* para el tratamiento de aguas residuales domésticas; Wang et al., (2013) registran eficiencias de 71,6% en agua residual doméstica sintética; mientras que, Wang et al., (2010b) reportan la eliminación del 78% de DQO en aguas residuales domésticas y Kumar et al., (2015b) presentan eficiencias del 81% en la eliminación de DQO para el tratamiento de aguas residuales domésticas.

La eficiencia de eliminación de DQO para biofiltros LP1 y LP2, que incluyen macrófitas y lombrices de tierra, mostraron resultados superiores al 81,7%. Estos resultados concuerdan con lo reportado por Wang et al., (2011), quienes obtuvieron 81,3% de eliminación de DQO, al utilizar *Penstemon campanulatus* y *Eisenia foetida* para el tratamiento de agua residual doméstica. Mientras que Samal et al., (2017b) informaron el 75,8% de remoción de DQO, en agua residual de la industria de leche, al emplear *Canna indica* y *Eisenia foetida*. Sin embargo, los resultados reportados en esta investigación mostraron ser inferiores a lo registrado por Wang et al., (2015), quienes reportan el 94,2% utilizando *Lolium perenne L.* y *Eisenia foetida* en agua residual doméstica; Zhao et al., (2014) informó 86,7% de eliminación de DQO en agua residual sintética, empleando *Acorus calamus* y *Eisenia foetida*; mientras que, Tomar y Suthar (2011) reportan el 90% de remoción para el tratamiento de aguas residuales urbanas, utilizando *Cyprus rotundus* y *Perionyx sansibaricus*.

FIGURA 4.12 ELIMINACIÓN DE DQO EN BIOFILTROS DE CÁSCARA DE MANÍ



L: medio filtrante y lombrices (*Eisenia foetida*); **P:** medio filtrante y macrófitas (*Schoenoplectus californicus*); **LP:** medio filtrante, macrófitas (*Schoenoplectus californicus*) y lombrices (*Eisenia foetida*); **Tasa hidráulica 1:** 0,5 [m³/ m²*d]; **Tasa hidráulica 2:** 1,0 [m³/ m²*d]; **Tasa hidráulica 3:** 1,5 [m³/ m²*d]

Elaborado por: Jennifer Tejedor

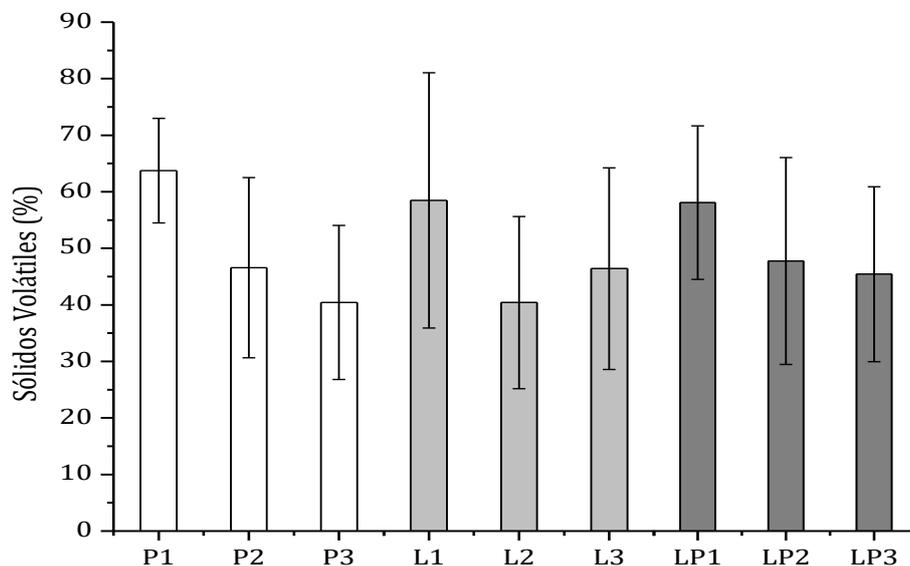
4.2.3.2 ELIMINACIÓN DE SÓLIDOS VOLÁTILES

Las eficiencias de eliminación de SV se muestra en la Figura 4.13 en biofiltros de cáscara de maní. En biofiltros P, la mayor eliminación de SV se presentó en P1 (63,7%), seguido de P2 (46,6%) y P3 (40,2%). La prueba de Tukey, reveló que no existen diferencias significativas ($p > 0,05$) entre los biofiltros P1, P2 y P3. Mientras que en biofiltros L, la mayor remoción de SV se presentó en L1 (58,5%), seguido de L3 (46,4%) y L2 (40,4%). La prueba de Tukey determinó la existencia de diferencias significativas ($p < 0,05$) entre L1 y L3. Por lo contrario, en biofiltros LP la prueba de Tukey no mostró diferencias significativas ($p > 0,05$) entre LP1 (58,1%), LP2 (47,8%) y LP3 (45,4%). Los resultados mostraron que la mayor eliminación de SV se encuentra en los biofiltros P1, L1 y LP1, lo que se atribuye a una baja tasa hidráulica (0,5 m³/m²*d). Mientras mayor sea la carga hidráulica, menor es el tiempo de retención, que reduce el tiempo de contacto entre el agua residual,

rizosfera, lombrices de tierra y microorganismos, encargados de los procesos de depuración, dentro del filtro (Solís, 2014). En este sentido, el efluente requiere de un mayor tiempo de contacto con el biofilm, para permitir la adsorción, transformación y reducción de contaminantes (Samal et al., 2017a)

Al realizar el análisis comparativo por tasa hidráulica, la prueba de Tukey no reveló la existencia de diferencias significativas ($p > 0,05$) entre P1 (63,7%), L1 (58,5%) y LP1 (58,1%). De manera similar, no se encontraron diferencias significativas entre LP2 (47,8%), P2 (46,6%) y LP2 (40,4%). Finalmente, la prueba de Tukey no presentó diferencias significativas ($p > 0,05$) entre L3 (46,4%), LP3 (45,4%) y P3 (40,4%). Por tanto, los resultados sugieren que los biofiltros L, P y LP, operados de diferentes tasas hidráulicas, presentaron la misma respuesta respecto a la eliminación de SV.

FIGURA 4.13 ELIMINACIÓN DE SÓLIDOS VOLÁTILES EN BIOFILTROS DE CÁSCARA DE MANÍ



L: medio filtrante y lombrices (*Eisenia foetida*); **P:** medio filtrante y macrófitas (*Schoenoplectus californicus*); **LP:** medio filtrante, macrófitas (*Schoenoplectus californicus*) y lombrices (*Eisenia foetida*); **Tasa hidráulica 1:** 0,5 [$\text{m}^3 / \text{m}^2 \cdot \text{d}$]; **Tasa hidráulica 2:** 1,0 [$\text{m}^3 / \text{m}^2 \cdot \text{d}$]; **Tasa hidráulica 3:** 1,5 [$\text{m}^3 / \text{m}^2 \cdot \text{d}$]

Elaborado por: Jennifer Tejedor

4.2.4 RELACIÓN ENTRE LA ELIMINACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA Y EL COMPORTAMIENTO VEGETATIVO DE *Schoenoplectus californicus*

Los resultados de correlación de Spearman entre los parámetros alométricos de los individuos de *Schoenoplectus californicus* y contaminantes presentes en el efluente de biofiltros P y LP, se presentan en la Tabla 4.4, donde se muestran los coeficientes de correlación y significancia. La correlación de Spearman debe cumplir con dos condiciones para que exista una relación entre los parámetros evaluados: el valor absoluto del coeficiente de Spearman debe ser superior a 0,7 y la significancia debe ser menor a 0,05.

En las columnas de biofiltración P, los resultados revelaron una relación lineal en el biofiltro P1 (Figura 4.14) entre el DQO - Crecimiento apical, con un coeficiente de Spearman de 0,71 y un nivel de significancia de 0,02. El crecimiento apical de *Schoenoplectus californicus* es directamente proporcional con la concentración de DQO en el efluente, es decir que mientras menor sea el crecimiento de la planta se obtendrá un menor contenido de DQO en el efluente, y por consiguiente una mayor eficiencia. La remoción de nutrientes y contaminantes del agua en humedales es atribuido a la actividad de las plantas, ya que estas los incorporan en su tejido vegetal (Solís, 2014); sin embargo, su capacidad es limitada, por lo que la biomasa vegetal debe ser retiradas continuamente, con la finalidad de mantener la eficiencia de la captura de los componentes en el agua residual (Pazán y Trelles, 2018).

TABLA 4. 4 COEFICIENTES DE CORRELACIÓN DE SPEARMAN DEL DESARROLLO DE *Schoenoplectus Californicus*

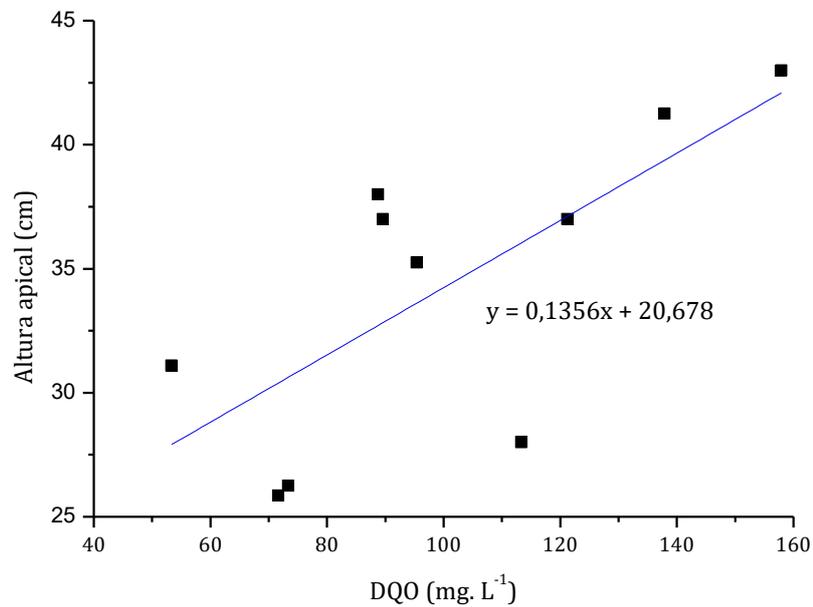
	P1			P2			P3			LP1			LP2			LP3		
Desarrollo vegetativo	DQO	SSV	FENOLES	DQO	SSV	FENOLES	DQO	SSV	FENOLES	DQO	SSV	FENOLES	DQO	SSV	FENOLES	DQO	SSV	FENOLES
S	0,71	0,02	0,63	-0,18	0,33	0,78	0,22	0,28	0,84	0,39	0,14	0,60	-0,43	-0,39	0,40	0,20	0,49	0,72
Sig	0,02	0,96	0,05	0,63	0,35	0,01	0,54	0,43	0,002	0,27	0,71	0,07	0,22	0,26	0,25	0,58	0,15	0,02
S	0,62	0,04	0,63	-0,15	0,32	0,82	0,22	0,28	0,77	0,42	0,05	0,57	-0,52	-0,54	0,29	0,16	0,58	0,68
Sig	0,06	0,91	0,05	0,67	0,37	0,004	0,53	0,43	0,01	0,22	0,89	0,08	0,13	0,11	0,41	0,66	0,08	0,03
S	0,66	-0,02	0,62	-0,21	0,29	0,78	0,29	0,19	0,89	0,48	0,14	0,65	-0,41	-0,42	0,39	0,21	0,43	0,66
Sig	0,04	0,95	0,06	0,56	0,41	0,01	0,41	0,61	0,001	0,16	0,70	0,04	0,23	0,23	0,26	0,57	0,22	0,04
S	-0,45	-0,21	-0,48	0,27	-0,66	-0,15	0,62	0,26	0,36	0,04	-0,36	0,10	0,26	0,23	0,42	0,31	-0,09	0,08
Sig	0,19	0,57	0,16	0,45	0,04	0,68	0,05	0,47	0,31	0,91	0,30	0,78	0,47	0,52	0,23	0,38	0,82	0,83
S	-0,21	-0,40	-0,39	0,20	-0,64	-0,05	0,47	0,30	0,28	0,19	-0,55	0,33	0,64	0,22	-0,01	0,44	0,38	0,39
Sig	0,56	0,26	0,26	0,58	0,04	0,88	0,17	0,40	0,43	0,60	0,10	0,35	0,04	0,55	0,97	0,21	0,28	0,27

P: medio filtrante y macrófitas (*Schoenoplectus californicus*); **LP:** medio filtrante, macrófitas (*Schoenoplectus californicus*) y lombrices (*Eisenia foetida*); **Tasa hidráulica 1:** 0,5 [m³/m²*d]; **Tasa hidráulica 2:** 1,0 [m³/m²*d]; **Tasa hidráulica 3:** 1,5 [m³/m²*d]

S: Coeficiente de Spearman **Sig:** Nivel de Significancia

Elaborado por: Jennifer Tejedor

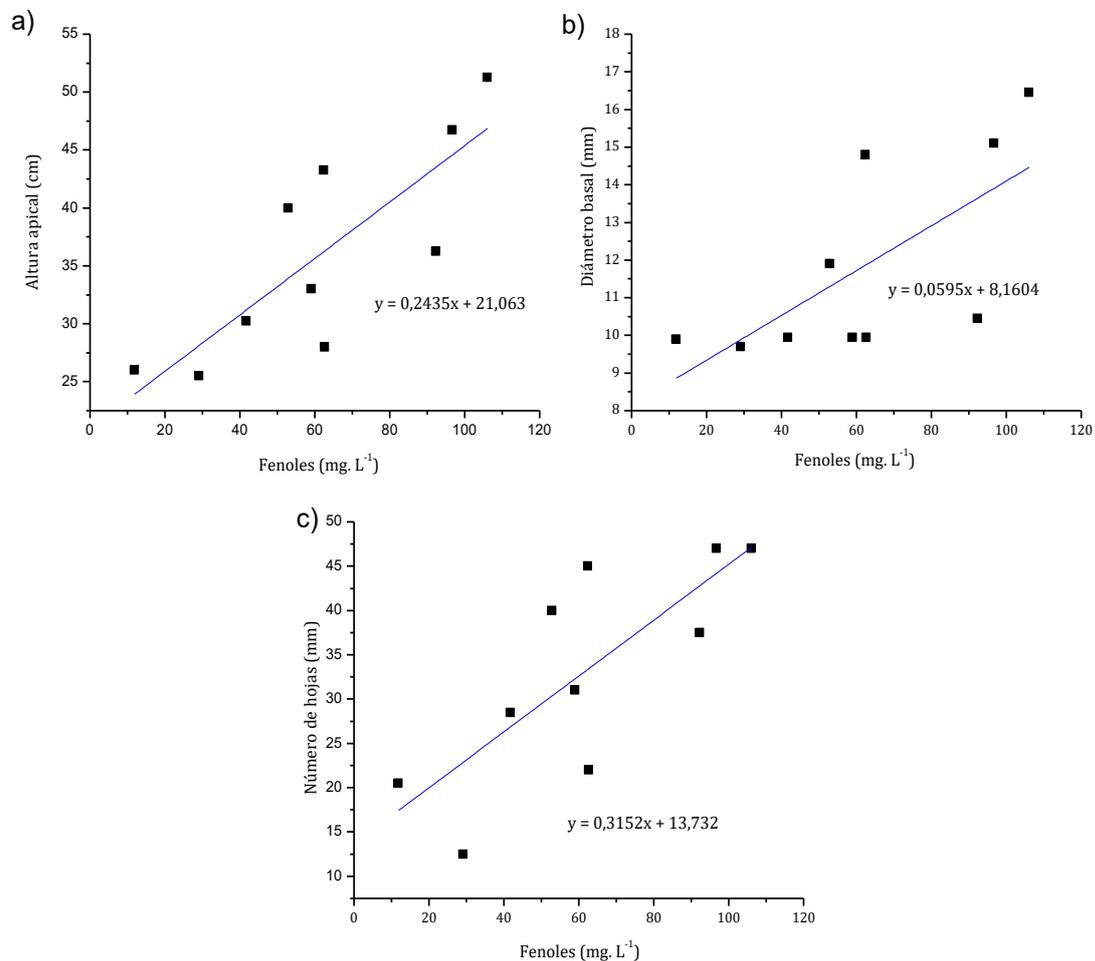
FIGURA 4.14 RELACIÓN LINEAL DEL CRECIMIENTO DE *Schoenoplectus californicus* EN EL BIOFILTRO P1



Elaborado por: Jennifer Tejedor

Mientras que en el biofiltro P2 (Figura 4.15), se presentó una relación directamente proporcional entre el contenido de Fenoles – Crecimiento apical (S: 0,78 y Sig: 0,01), Fenoles – Crecimiento basal (S: 0,82 y Sig: 0,004) y Fenoles – Número de hojas (S: 0,78 y Sig: 0,01).

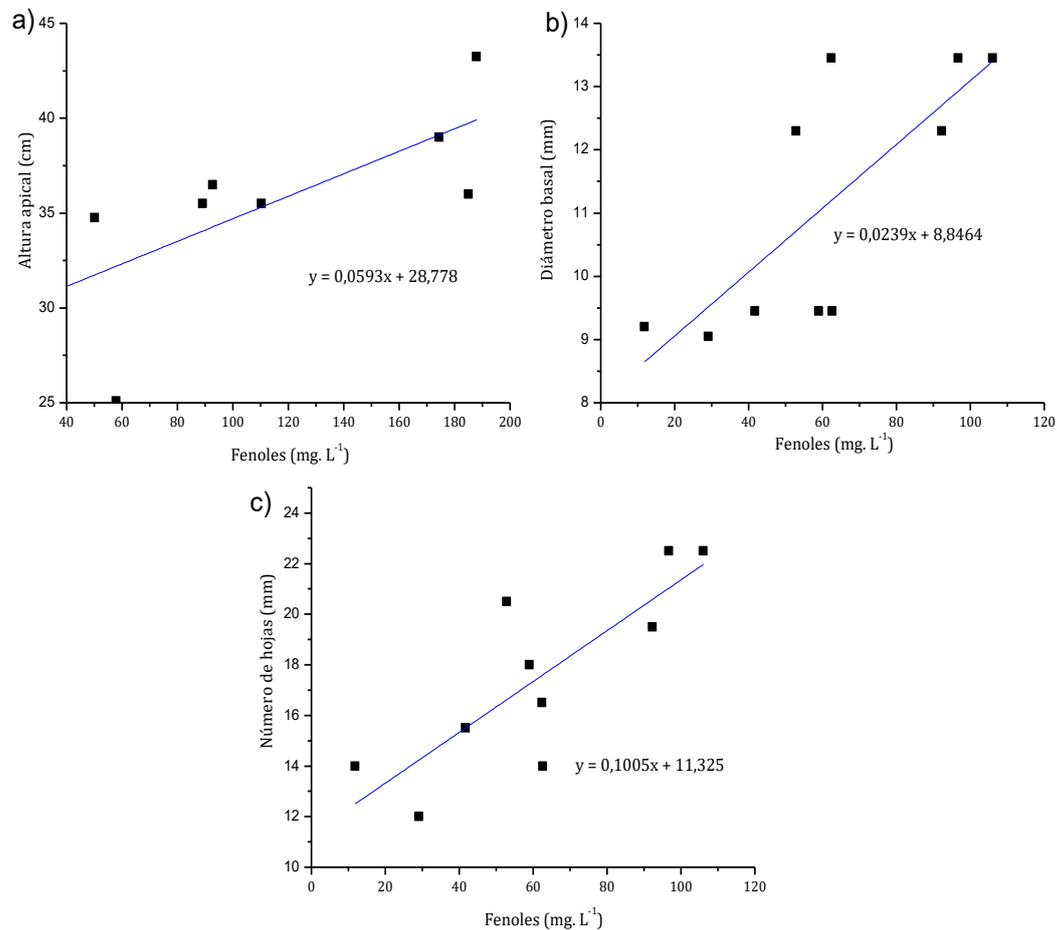
FIGURA 4.15 RELACIÓN LINEAL DEL CRECIMIENTO DE *Schoenoplectus californicus* EN EL BIOFILTRO P2



Elaborado por: Jennifer Tejedor

De igual manera, biofiltro P3 (Figura 4.16) se presentó una relación lineal entre el contenido de Fenoles – Crecimiento apical (S: 0,84 y Sig: 0,002), Fenoles – Crecimiento basal (S: 0,77 y Sig: 0,01) y Fenoles – Número de hojas (S: 0,89 y Sig: 0,001).

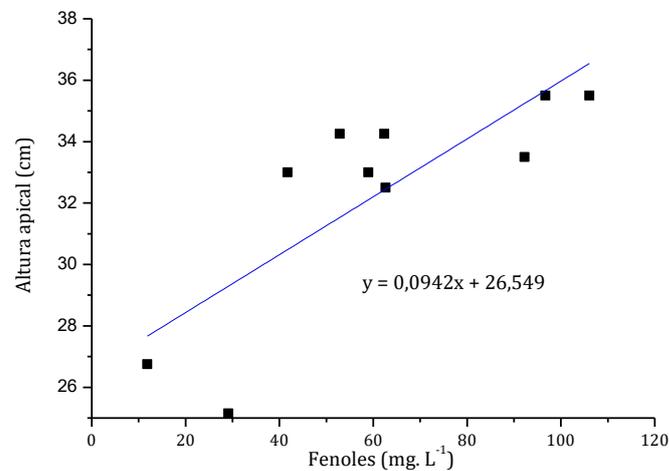
FIGURA 4.16 RELACIÓN LINEAL DEL CRECIMIENTO DE *Schoenoplectus californicus* EN EL BIOFILTRO P3



Elaborado por: Jennifer Tejedor

De manera similar, en columnas de biofiltración LP3 (Figura 4.17) mostraron una relación lineal entre la concentración de Fenoles – Crecimiento apical, con un coeficiente de Spearman de 0,72 y un nivel de significancia de 0,02.

FIGURA 4.17 RELACIÓN LINEAL DEL CRECIMIENTO DE *Schoenoplectus californicus* EN EL BIOFILTRO LP3



Elaborado por: Jennifer Tejedor

Estos resultados indican que el crecimiento apical, basal y número de hojas de *Schoenoplectus californicus* es directamente proporcional con la concentración de fenoles en el efluente. Los compuestos fenólicos presentes en el efluente son resultado del desprendimiento de cáscaras de maní, las cuales fueron utilizadas como sustrato en el sistema de biofiltración. Las cáscaras de maní pueden presentar una concentración de compuestos fenólicos entre 0,12 y 0,15 g/g (Nepote et al., 2005). Por lo tanto, de acuerdo con los resultados de correlación, mientras menor sea el crecimiento de la planta, menor es el contenido de fenoles en el efluente, esto es debido a que los compuestos fenólicos tienen acumularse en el tejido vegetal a concentraciones suficientemente altas hasta reducir el desarrollo de la planta (McClure et al., 1979).

CAPÍTULO 5

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1 CONCLUSIONES

- Las evaluaciones de toxicidad aguda demostraron mayor sensibilidad de los individuos de la especie *Schoenoplectus californicus* ($CL_{50}=78,7\%$ v/v) en comparación a *Eisenia foetida* ($CE_{50}=97\%$ v/v) expuestos a diferentes concentraciones de cáscara de maní.
- Los ensayos de toxicidad crónica en *Eisenia foetida* no revelaron afecciones en la capacidad reproductiva de los individuos, por el contrario se evidenció una respuesta toxicológica positiva con el incremento de número de cocones por individuo en todas las concentraciones (12,5; 25; 50 y 100% v/v) respecto al control. La concentración del 50% (v/v) de cáscara de maní, presentó la mayor producción de cocones (0,7 cocones/individuo).
- Mientras que los resultados de los ensayos de toxicidad crónicos en *Schoenoplectus californicus* mostraron efectos adversos en la reducción del contenido de clorofila a y b, a partir de la concentración del 25% (v/v) de cáscara de maní (LOEC).
- De acuerdo a los resultados del comportamiento de *Schoenoplectus californicus* en biofiltros de cáscara de maní, los biofiltros híbridos LP (sustrato, macrófitas y lombrices) resultaron superiores en el contenido de clorofila a (LP1=1,4; LP2=1,2; LP3=1,3 mg/g), clorofila b (LP1=0,5; LP2=0,4; LP3=0,5 mg/g). Mientras que en biofiltros P se obtuvo un mayor crecimiento apical (P1=43 P2=51, P3=43 cm), crecimiento basal (P1=14,

P2=17 P3=14 mm), abundancia relativa (P1=707, P2=2829, P3=271 indv/m²) y número de hojas (P1=50, P2=103 P3=58).

- El biofiltro LP1 (0,5 m³/m²*d) mostró un mayor desarrollo vegetativo de *Schoenoplectus californicus* en el crecimiento apical (41,8 cm), basal (15,1 mm), contenido de clorofila a (1,41 mg/g) y b (0,49 mg/g), abundancia relativa (1768 indv/m²) y número de hojas (53).
- De acuerdo al desarrollo alométrico y reproducción de *Eisenia foetida* en biofiltros de cáscara de maní, los biofiltros LP mostraron un mayor crecimiento de biomasa (LP1=34, LP2=54, LP3=74 g), densidad de lombrices adultas (LP1=6484, LP2=10021, LP3=10316 indv/m³) y juveniles (LP1=27999, LP2=42147, LP3=64251 indv/m³). Mientras que la mayor producción de cocones se obtuvo en biofiltros L (L1=3537, L2=9431, L3=12968 L3 cocones/m³).
- El biofiltro LP3 (1,5 m³/m²*d) presentó una mayor biomasa (74 g), densidad de lombrices adultas (10316 indv/m³), juveniles (64251 indv/m³) y cocones (10316 cocones/m³).
- En base a los análisis de influente y efluente en la eliminación de materia orgánica en biofiltros de cáscara de maní estuvo influenciada por la tasa hidráulica. Los biofiltros operados con una tasa hidráulica 1 (1,0 m³/m²*d) reportaron una mayor eficiencia de remoción de DQO (P1=80%, L1=87%, LP1=82) y Sólidos Volátiles (P1=64%, L1=59%, LP1=58%).
- El análisis de correlación simple para eliminación de materia orgánica medida por DQO y SV en biofiltros P, L y LP, mostró que existe relación lineal entre el crecimiento apical de *Schoenoplectus californicus* y la eliminación de DQO (S: 0,71 y p: 0,02) en el biofiltro P1.

- Las cáscaras de maní utilizadas como medio filtrante en sistemas de biofiltración mostraron efectos positivos en el desarrollo de *Eisenia foetida* y *Schoenoplectus californicus*, al favorecer su crecimiento y reproducción, *Schoenoplectus californicus* presentó un crecimiento apical y basal, abundancia relativa y contenido de clorofila a y b superiores a 41,8 cm, 10,3 mm, 354 indiv/m², 0,96 mg/g y 0,31 mg/g, respectivamente. Mientras que *Eisenia foetida* mostró un crecimiento de biomasa, densidad de lombrices adultas, juveniles y cocones superiores a 29 g, 3537 indiv/m³, 28294 indiv/m³ y 3242 cocones/m³.

5.2 RECOMENDACIONES

- Realizar pruebas de compatibilidad de sustratos con las especies a utilizar en los sistemas de biofiltración evaluando no solo la respuesta toxicológica sino que además se realice una evaluación de las características físicas como la porosidad, densidad aparente y capacidad de retención de agua.
- Evaluar la capacidad de remoción de otros residuos agrícolas, en el tratamiento de aguas residuales domésticas y su compatibilidad con los organismos depuradores *Eisenia foetida* y *Schoenoplectus californicus*.
- Realizar investigaciones usando otras especies de macrófitas o la combinación de éstas, con la finalidad de evaluar su capacidad de fitodepuración.
- Para elevar la eficiencia de eliminación de materia orgánica se puede evaluar la variación de la altura de la capa activa en el sistema de biofiltración, para conocer su influencia en la remoción de contaminantes.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abella, J., & Martínez, M. (2012). *Contribución de un afluente tributario a la eutrofización del lago de tota (Boyacá, Colombia)*. *Rev. Colomb. Quim.* 41 (2), 243-262.
- Acosta, A. (2017). *Evaluación del potencial de un sistema de vermifiltración mediante el uso de lombrices de tierra (Eisenia fétida) para el tratamiento de aguas residuales a escala de laboratorio. (Tesis de grado, magister en ingeniería- recursos hidráulicos)*. Bogotá, Colombia.
- Adrados, B., Sánchez, O., Arias, C. A., Becares, E., Garrido, L., Mas, J., Morató, J. (2014). *Microbial communities from different types of natural wastewater treatment systems: Vertical and horizontal flow constructed wetlands and biofilters*. *Water Research*, 55, 304–312.
- Akpor O. B., & M., M. (2010). *Remediation of heavy metals in drinking water and wastewater treatment systems: Processes and applications*. *International Journal of the Physical Sciences*, 5(12), 1807–1817.
- Akratos, C. S., & Tsihrintzis, V. A. (2007). *Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands*. *Ecological Engineering*, 29(2), 173–191.
- Albornoz, A. Ortega, E. (2017). *Evaluación de la eficiencia de la lombriz roja californiana E. foetida para estabilización de lodos residuales de la PTAR Salitre (Tesis de grado, ingeniería ambiental)*. Bogotá, Colombia.
- Algeciras, N., Barrera, R. Martínez, M. Pedroza, A. Reyes, C. Rodríguez, E. Rodríguez, N. Rojas, S. (2002). *Desarrollo de un sistema de biofiltración con bacterias proteolíticas y aminolíticas inmovilizadas utilizando subproductos del beneficio de café*. *Revista de la Sociedad Química de México*, 46(3), 271-276.
- Ali, U., Sajid, N., Khalid, A., Riaz, L., & Rabbani, M. (2014). *Effect of Hydrothermal Carbonization Reaction Parameters on. Environmental Progress & Sustainable Energy*, 33(3), 676–680.
- Al-Jaboobi, M., Tijane, M., El-Arighi, S., Housni, A. (2014). *Assessment of the impact of wastewater use on soil properties*. *Jorunal of Materials and Enviromental Science*, 5 (3), 747-752

- Almeida-Naranjo, C. E., Espinoza-Montero, P. J., Muñoz-Rodríguez, M. I., & Villamar-Ayala, C. A. (2017). Hydraulic Retention Time Influence on Improving Flocculation in the Activated Sludge Processes Through Polyelectrolytes. *Water, Air, and Soil Pollution*, 228(7), 1–9.
- American Public Health Association (APHA), American water works association (AWWA), pollution control federation (WPCF). 2005. *Standard methods for examination of water and wastewater*. 21th ed. Washington. 5-14.
- American Public Health Association (APHA), American water works association (AWWA), pollution control federation (WPCF). 2005. *Standard methods for examination of water and wastewater*. 21th ed. Washington. 5-47.
- Anike, F., Yusuf, M., & Isikhuemhen, O. (2016). Co-Substrating of Peanut Shells with Cornstalks Enhances Biodegradation by *Pleurotus ostreatus*. *Journal of Bioremediation & Biodegradation*, 7(1),
- Aranda, N. (2004). *Eutrofización y calidad del agua de una zona costera tropical*. (Tesis de grado, doctorado en ciencias del mar). Universidad de Barcelona, Barcelona. España.
- Arias, S., Betancur, F., Gómez, G., Salazar, J., & Hernández, M. (2010). Fitorremediación con humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales porcinas. *Informador Técnico*, 74,12-22.
- Arora, S., & Kazmi, A. A. (2015). The effect of seasonal temperature on pathogen removal efficacy of vermifilter for wastewater treatment. *Water Research*, 74, 88–99.
- Arora, S., Rajpal, A., Bhargava, R., Pruthi, V., Bhatia, A., & Kazmi, A. A. (2014b). Antibacterial and enzymatic activity of microbial community during wastewater treatment by pilot scale vermifiltration system. *Bioresource Technology*, 166, 132–141.
- Arora, S., Rajpal, A., Kumar, T., Bhargava, R., & Kazmi, A. A. (2014a). Pathogen removal during wastewater treatment by vermifiltration. *Environmental Technology (United Kingdom)*, 35(19), 2493–2499.
- Arora, S., Rajpal, A., Kumar, T., Bhargava, R., & Kazmi, A. A. (2014c). A comparative study for pathogen removal using different filter media during vermifiltration. *Water Science and Technology*, 70(6), 996–1003.

- Arts, G. Belgers, J. Hoekzema, C. Thissen, J. (2008). *Sensitivity of submersed freshwater macrophytes and endpoints in laboratory toxicity tests. Environmental Pollution*, 153, 199-206.
- Ayala, C. (2009). *Estudio de prefactibilidad para la producción y comercialización de maní (Arachis hypogaea L) en el cantón Jipijapa, provincia de Manabí. (Tesis de grado, ingeniería en agroempresas). Universidad San Francisco de Quito, Quito. Ecuador.*
- Basantes, E. (2015). *Manejo de cultivos andinos del Ecuador. Universidad de las Fuerzas Armadas ESPE. Sangolquí, Ecuador.*
- Batista, R. O., Soares, A. A., Santos, D. B. dos, Bezerra, J. M., & Oliveira, A. de F. M. (2013). *Remoção de sólidos suspensos e totais em biofiltros operando com esgoto doméstico primário para reuso na agricultura. Revista Ceres*, 60(1), 7–15.
- Bedoya, J., Ardilla, A., & Reyes, J. (2014). *Evaluación de un humedal artificial de flujo subsuperficial en el tratamiento de las aguas residuales generadas en la institución universitaria colegio mayor de Antioquia, Colombia. Rev. Int. Contam. Ambie.* 30 (3), 275-283.
- Bhatnagar, A., & Devi, P. (2013). *IPA-Under Creative Commons license 3.0 Water quality guidelines for the management of pond fish culture. International Journal of Environmental Sciences*, 3(6), 1980–2009.
- Blanco, J. A. (2018). *Suitability of Totorá (Schoenoplectus californicus (C.A. Mey.) Soják) for its use in constructed Wetlands in Areas Polluted with heavy metals. Sustainability (Switzerland)*, 11(1), 1–22.
- Boutin, C., & Eme, C. (2016). *Domestic Wastewater Characterization by Emission Source. 13eme congres spécialisé IWA on Small Water and wastewater Systems, Sep 2016, Athènes, Greece.*
- Cabral, J. (2010). *Water Microbiology. Bacterial Pathogens and Water. International Journal of Environmental Research and Public Health*, 7(10), 3657–3703.
- Caicedo, J. (2014). *Aspectos claves para la selección de esquemas descentralizados en el manejo de aguas residuales municipales en Colombia. (Tesis de grado, ingeniería sanitaria). Universidad del valle. Santiago de Cali, Colombia.*

- Camacho, F., Uribe, L., Newcomer, Q., Masters, K. & Kinyua, M. (2018). *Bio-optimización del compost con cultivos de microorganismos de montaña (MM) y lodos digeridos de biodigestor (LDBIO)*. Cuadernos de Investigación UNED, 10(2).
- Canchala, T. (2014). *Generación de gases de efecto invernadero en los sedimentos de un humedal natural eutrofizado: influencia de nutrientes (N y P)*. (Tesis de grado, maestría en ingeniería sanitaria y ambiental). Universidad del Valle, Santiago de Cali. Colombia.
- Cantoral, E., Asencio, A., & Aboal, M. (2017). *Cianotoxinas: efectos ambientales y sanitarios. Medidas de prevención*. Hidrobiológica, 27 (2), 241-251.
- Capodaglio, A. (2017). *Integrated, Decentralized Wastewater Management for Resource Recovery in Rural and Peri-Urban Areas*. Resources, 6(2), 22.
- Cardoso, L., Ramírez, E., & Garzón, M. (2011). *Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales Proyecto TC-1107*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua [IMTA]. México.
- Carvajal, A., Zapattini C., Quintero, C. (2018). *Humedales Artificiales, una alternativa para la depuración de Aguas Residuales en el Municipio de Mizque, Bolivia*. Diseño y Tecnología para el Desarrollo. 5, 88-108.
- Castillo, G. (2015). *Eliminación de nutrientes mediante tratamientos biopelícula: corrientes actuales y necesidades de investigación*. (Tesis doctoral). Universidad Politécnica de Madrid. Madrid, España.
- Castillo, G. (Ed.). (2004). *Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas. Estandarización, intercalibración, resultados y aplicaciones*. Morelos, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Castro, E., Mañas, M. P., & De Las Heras, J. (2011). *Effects of wastewater irrigation on soil properties and turfgrass growth*. Water Science and Technology, 63(8), 1678–1688.
- Cervantes, F. (2012). *Remoción de materia orgánica y toxicidad de aguas residuales de la industria cosmético - farmacéutica con un vermifiltro*. (Tesis de grado, maestro en ingeniería ambiental). Universidad Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- Chacón, M., Villamarín, S., & Álvarez, R. (2013). *Pruebas de toxicidad aguda CL (I) 50 en camarones marinos (Litopenaeus schmitti y L. vannamei)*

- utilizando efluentes industriales a la Bahía de Cartagena, Colombia. *Biosalud*. 12(2),40-59.
- Charpentier, J. (2014). *Tratamiento de aguas residuales con lodos activados*. Instituto Nacional de Tecnología Industrial. España.
- Chen, Z., Hu, S., Hu, C., Huang, L., Liu, H., & Vymazal, J. (2016). Preliminary investigation on the effect of earthworm and vegetation for sludge treatment in sludge treatment reed beds system. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(12), 11957–11963.
- Chicaiza, C. (2017). *Estudio de la influencia de la tasa hidráulica en la biodegradación de aguas residuales domésticas tratadas por sistemas no convencionales de vermifiltración. (Tesis de grado: ingeniería ambiental)*. Escuela Politécnica Nacional. Quito. Ecuador
- Couillard, D. (1994). The use of peat in wastewater treatment. *Water Research*, 28(6), 1261–1274.
- Cronk, J., & Fennessy, M. (2001). *Wetland Plants: Biology and Ecology*. Taylor & Francis Group. Abingdon. Reino Unido.
- Cuadrado, W., Vicuña, C., & Torres, E. (2014). Evaluación de la planta *Scirpus californicus* (Totora) en la eficiencia de remoción de fierro en un prototipo de humedal construido de flujo superficial. *Prospectiva Universitaria*. 11(1), 42-48.
- Cuevas, M., Ferrera, R., Roldán, A., & Rodríguez, R. (2008). Ensayo de toxicidad subcrónica con la lombriz de tierra *Eisenia andrei*. En P. Ramirez, A. Mendoza. (Ed.), *Ensayos toxicológicos para la evaluación de sustancias químicas en agua y suelo: La experiencia en México*. (pp, 275-283). México: Instituto Nacional de Ecología.
- Cuevas, M., Solís, F., & Toledo, A. (2012). Monitoreo de suelos contaminados mediante pruebas ecotoxicológicas. *Tlatemoani*. 1, 1-18.
- D'Alesandri, M. (2012). *Caracterización y tratamiento de agua residual proveniente de la planta de producción*. Universidad Simón Bolívar. Sartenejas, Venezuela.
- De la Peña, M. Ducci, J. Zamora, V. (2013). *Tratamiento de aguas residuales en México*. Banco Interamericano de Desarrollo. México.

- De Lange, P. Gardner, R. Champion, P. & Tanner, C. (1998). *Schoenoplectus californicus* (Cyperaceae) in New Zealand. *New Zealand Journal of Botany*. 36(3), 319-327.
- De-Bashan, L., Hernandez, J. & Bashan, Y. (2012). The potential contribution of plant growth-promoting bacteria to reduce environmental degradation – A comprehensive evaluation. *Applied Soil Ecology*, 61, 171-189.
- Delgadillo, O. Camacho, A. Pérez, L. Andrade, M. (2010). *Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales. Centro Andino para la Gestión y Uso del Agua [Centro AGUA]. Cochapamba, Bolivia.*
- Díaz, E., Alvarado, A., & Camacho, K. (2012). *El tratamiento de agua residual doméstica para el desarrollo local sostenible: el caso de la técnica del sistema unitario de tratamiento de aguas, nutrientes y energía (SUTRANE) en San Miguel Almaya, México. Quivera*. 14(1), 78-97. *Universidad Autónoma del Estado de México Toluca, México.*
- Díaz, M. (2008). *Ecuaciones y cálculos para el tratamiento de aguas. Ediciones Paraninfo. Madrid, España.*
- Durán, L., & Henríquez, C. (2009). *Crecimiento y reproducción de la lombriz roja (Eisenia foetida) en cinco sustratos orgánicos. Agronomía Costarricense* 33(2), 275-281.
- Fernández, J., Beascochea, E., Muñoz, J., & Fernández, D. (2000). *Manual de fitodepuración. Filtros de macrofitas en flotación. Fundación Global Nature. Madrid. España.*
- Food and Agriculture Organization [FAO]. (2005). *Ecuador. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Recuperado de http://www.fao.org/nr/water/aquastat/countries_regions/Profile_segments/E-CU-WU_esp.stm*
- Food and Agriculture Organization [FAO]. (2013). *Afrontar la escasez de agua: Un marco de acción para la agricultura y la seguridad alimentaria.*
- Food and Agriculture Organization [FAO]. (2014). *Uso del agua. Recuperado de: http://www.fao.org/nr/water/aquastat/countries_regions/Profile_segments/E-CU-WU_esp.stm*
- Food and Agriculture Organization [FAO]. (2016). *AQUASTAT Main Database, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).*

Recuperado de <http://www.fao.org/nr/water/aquastat/data/query/results.html?regionQuery=true&yearGrouping=SURVEY&showCodes=false&yearRange.fromYear=1958>

- García, J. (2010). *Efecto del uso de plantas y configuración de los sistemas en la remoción de organismos patógenos mediante el uso de humedales construidos para el tratamiento de aguas residuales domésticas en condiciones tropicales. (Tesis de grado, master en ecotecnología). Universidad Tecnológica de Pereira. Colombia.*
- Garzón, M. (2002). *Tratamiento de aguas residuales de granja de puerco por biofiltración aireada sobre cama de turba. Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental Cancún, México.*
- Garzón-Zúñiga, M. A., & Buelna, G. (2011). *Treatment of wastewater from a school in a decentralized filtration system by percolation over organic packing media. Water Science and Technology, 64(5), 1169–1177.*
- Garzón-Zúñiga, M. A., Buelna, G., & Moeller-Chávez, G. (2012). *La biofiltración sobre materiales orgánicos, nueva tecnología sustentable para tratar agua residual en pequeñas comunidades e industrias. Tecnología y Ciencias Del Agua, 3(3), 153–161.*
- Gatani, M., Argüello, R., & Sesín, S. (2010). *Materiales compuestos de cáscaras de maní y cemento. Influencia de diferentes tratamientos químicos sobre las propiedades mecánicas. Materiales de Construcción, 60(298), 137–147.*
- Gayosso, S., Borges, L., Villanueva, E., Estrada, M., Garruña, R. (2016). *Sustratos para producción de flores. Agrociencia, 50, 617-631.*
- Grmela, J., Kopp, R., Hadašová, L., (2014). *Eutrophication potential of wastewater treatment plants in the upper reaches of svratka river. Acta universitatis agriculturæ et Silviculturæ mendeliana brunensis, 62(3), 469–475*
- Guadamarra, M., & Galván, A. (2007). *Impacto del uso de agua residual en la agricultura. Revista Iberoamericana de las Ciencias Biológicas y Agropecuarias, 4(7), 1-23.*
- Gualteros, L., & Chacon, M. (2015). *Estudio de la eficiencia de lechos filtrantes para la potabilización de agua proveniente de la Quebrada La Despensa en el Municipio Guaduas Cundinamarca Vereda La Yerbabuena. (Tesis de*

- grado, ingeniería ambiental y sanitaria). Universidad de la Salle. Bogotá, Colombia.
- Guest, J., Skerlos, S., Daigger, G., Corbett, J., Love, N. (2010). *The use of qualitative system dynamics to identify sustainability characteristics of decentralized wastewater management alternatives*. *Water Science and Technology*. 61(6), 1637-1644.
- Guo, W., Yang, S. Xiang, W., Wang, X., Ren, N. (2013). *Minimization of excess sludge production by in-situ activated sludge treatment processes - A comprehensive review*. *Biotechnology Advances*, 31(8), 1386–1396.
- Gupta, V., Carrott, P., Ribeiro Carrott, M., & Suhas. (2009). *Low-Cost Adsorbents: Growing Approach to Wastewater Treatment-a Review*. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 39(10), 783–842.
- Gutiérrez-Mosquera, H., & Peña-Varón, M. R. (2011). *Eliminación de nitrógeno en un humedal construido subsuperficial, plantado con Heliconia psittacorum*. *Tecnología y Ciencias Del Agua*, 2(3), 49–60.
- Helfrich, P., Chefetz, B., Hadar, Y., Chen, Y., & Schnabl, H. (1998). *A Novel Method For Determining Phytotoxicity In Composts*. *Compost Science & Utilization*, 6(3), 6–13.
- Hernández, J. (2009). *Modificación de las propiedades químicas de lodos residuales de MET-MEX peñoles con lombrices (Eisenia foetida)*. (Tesis de grado, ingeniería en procesos ambientales). Universidad Autónoma Agraria Antonio Navarro. Coahuila, México.
- Hernández, L. (2014). *Estudios ecotoxicológicos en diferentes bioindicadores ambientales del bioplaguicida Tricosave-34*. Universidad Central “Marta Abreu” de Las Villas. Santa Clara. Cuba.
- Hidalgo-Cordero, J. F., Revilla, E., García-Navarro, J., Fernando, J., Revilla, E., García-Navarro, J., & Hidalgo-Cordero, J. F. (2018). *Comparative Chemical Analysis of the Rind and Pith of Totorá (Schoenoplectus californicus)*. *Stems. Journal of Natural Fibers*. 1–12.
- Huanca, K. Gálvez, M. (2015). *Diferencia en el conocimiento y actitudes sobre la prevención de las Enfermedades Diarreicas Agudas en madres adolescentes y jóvenes adultas de niños menores de 5 años, del Centro de Salud Materno Infantil Miguel Grau, Chaclacayo, Lima, 2014*. (Tesis de grado, enfermería). Lima. Perú.

- Huang, X., Song, Y., Li, M., Li, J., Huo, Q., Cai, X., Zhang, H. (2012). A high-resolution ammonia emission inventory in China, 26(3), 1–14.
- Hussain, A., Priyadarshi, M., Said, S., Negi, S. (2017). Effect of Wastewater on the Soil and Irrigation Process: A Laboratory Study. *J. Geographical Studies*, 1(1), 46-55.
- Instituto Nacional de Estadísticas y Censos [INEC]. (2017). *Encuesta de Superficie y Producción Agropecuaria Continua*. Ecuador.
- Instituto Tecnológico de Canarias [ITC]. (2017). *Informe divulgativo sobre experiencias y resultados en la aplicación de Sistemas de Depuración Natural (SDN) de aguas residuales*. Islas Canarias, España.
- Khomami, A.M., Padasht, M.N., Lahiji, A. A. (2019). Reuse of peanut shells and *Azolla mixes* as a peat alternative in growth medium of *Dieffenbachia amoena* 'tropic snow'. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 8(2), 151–157.
- Konnerup, D., Koottatep, T., & Brix, H. (2008). Treatment of domestic wastewater in tropical, subsurface flow constructed wetlands planted with *Canna* and *Heliconia*. *Ecological Engineering*, 35(2), 248–257.
- Kumar, T., Bhargava, R., Prasad, K. S. H., & Pruthi, V. (2015a). Evaluation of vermifiltration process using natural ingredients for effective wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 75, 370–377.
- Kumar, T., Rajpal, A., Arora, S., Bhargava, R., Hari Prasad, K. S., & Kazmi, A. A. (2015b). A comparative study on vermifiltration using epigeic earthworm *Eisenia fetida* and *Eudrilus eugeniae*. *Desalination and Water Treatment*, 57(14), 6347–6354.
- Kumar, T., Rajpal, A., Bhargava, R., Prasad, K. (2014). Performance evaluation of vermifilter at different hydraulic loading rate using river bed material. *Ecological Engineering*, 62, 77-82.
- Li, Q., Zhai, J., Zhang, W., Wang, M., & Zhou, J. (2007). Kinetic studies of adsorption of Pb (II), Cr (III) and Cu (II) from aqueous solution by sawdust and modified peanut husk. *Journal of Hazardous Materials*, 141(1), 163–167.
- Lindarte, J., & Zárata, P. (2015). *Evaluación hidrodinámica de un humedal artificial de flujo subsuperficial a escala piloto utilizando como medios filtrantes antracita, carbón activado y coque y su efecto en un agua residual*. (Tesis

- de grado, maestría en ciencias ambientales). Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. Colombia.
- Listowski, A., Ngo, H., Guo, W., Vigneswaran, S., Shin, H., Moon, H. (2011). Greenhouse Gas (GHG) Emissions from Urban Wastewater System: Future Assessment Framework and Methodology A. *Journal of Water Sustainability*, 1 (1),113–125.
- Liu, J., Lu, Z., Yang, J., Xing, M., Yu, F., Guo, M. (2012). Effect of earthworms on the performance and microbial communities of excess sludge treatment process in vermifilter. *Bioresource Technology*, 1171, 241-221.
- López, A., Albarrán, M., Hernández, L., León, E. (2013). An assessment of an anaerobic filter packed with a low-cost material for treating domestic wastewater. *Environmental Technology*, 34(9), 1151-1159.
- Manrique, E., Piñeros, J. (2016). Evaluación del sistema de depuración biológica a partir de lombrices de tierra (*Eisenia foetida*) en aguas residuales procedentes de industrias lácteas a nivel laboratorio. (Tesis de grado, ingeniería química). Fundación Universidad de América. Bogotá, Colombia.
- Mara, D. (2013). Domestic wastewater treatment developing countries. United States.
- Marchand, L., Mench, M., Jacob, D., & Otte, M. (2010). Metal and metalloid removal in constructed wetlands, with emphasis on the importance of plants and standardized measurements: A review. *Environmental Pollution*, 158(12), 3447–3461.
- Massoud, M., Tarhini, A., & Nasr, J. (2009). Decentralized approaches to wastewater treatment and management: Applicability in developing countries. *Journal of Environmental Management*. 90(1), 652–659.
- Mateo-Sagasta, J. (2017). Reutilización de aguas para agricultura en América Latina y el Caribe. Estado, principios y necesidades. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Santiago de Chile.
- McClure, J. W. (1979). The Physiology of Phenolic Compounds in Plants. *Biochemistry of Plant Phenolics*, 525–556.
- Medina, A. (2012). Efecto de la granulometría sobre el desempeño de un sistema de biofiltración utilizando material orgánico. (Tesis de grado, maestría en

- ingeniería ambiental). Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México.
- Mohammadi, A., Alidoust, M., & Mahboub, A. (2015). The reuse of peanut organic wastes as a growth medium for ornamental plants. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 4 (2), 85-94
- Molsalve, O., Gutierrez, J., & Cardona, W. (2017). Factores que intervienen en el proceso de mineralización de nitrógeno cuando son aplicadas enmiendas orgánicas al suelo. Una revisión. *Revista Colombiana de Ciencias Hortícolas*, 11(1), 200-209.
- Morales, F., Medina, W., & Paredes, B. (2017). Biofiltración sobre Cama de Turba, para el Tratamiento de Aguas Residuales Provenientes del Lavado de Jeans. *Revista Publicando*, 4 (10), 1-12.
- Moussavi, G., Kazembeigi, F., & Farzadkia, M. (2009). Performance of a pilot scale up-flow septic tank for on-site decentralized treatment of residential wastewater. 8 , 47–52.
- Murcia, M., Calderón, O., & Díaz, J. (2014). Impacto de aguas grises en propiedades físicas del suelo. *Tecno Lógicas*, 17 (32), 57-65.
- Naranjo, E. (2013). Aplicación de microorganismos para acelerar la transformación de desechos orgánicos en compost. (Tesis de grado, ingeniería agrónoma). Universidad Técnica de Ambato. Ambato. Ecuador.
- Nepote, N., Grosso, R., & Guzman, C. (2005). Optimization of extraction of phenolic antioxidants from peanut skins. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 85, 33-38.
- Neubauer, M., Plaza de los Reyes, C., Pozo, G., Villamar, C., Vidal, G. (2012). Growth and nutrient uptake by *Schoenoplectus californicus* (C.A. Méyer) Sójak in a constructed wetland fed with swine slurry. *Journal of soil science and plant nutrition*, 12(3), 421-430.
- Noyola, A., Vega, E., Ramos, J., Calderón, C. (2000). Alternativas de tratamiento de aguas residuales. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. México.
- Oalkey, S. Salguero, L. (Ed.). (2011). Tratamiento de aguas residuales domésticas en Centroamérica. Un Manual de Experiencias, Diseño, Operación y Sostenibilidad. Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional. Washington D.C. Estados Unidos.

- OECD [Organization for Economic Cooperation and Development]. (2002). *OECD Guideline For The Testing of Chemicals: Lema sp. Growth*.
- OECD [Organization for Economic Cooperation and Development]. (2015). *OECD Guideline For The Testing of Chemicals: Earthworm Reproduction Test (Eisenia fétida / Eisenia andrei)*.
- Omid, J., Abdolmohammadi, S., Hatamzadeh, A., Khomami, A. (2017). *Application of Peanut Shells Composts in Replacement with Peat on Growth Indices and Physical and Chemical Properties of Violet Growth Media (Viola spp) in Outdoor, Frontiers in Environmental Microbiology, 3 (5), 68-72.*
- Orozco, A. (2005). *Bioingeniería de aguas residuales. Acodal. Colombia*
- Orozco, C., Pérez, A., González, M., Rodríguez, F., Alfayate, J. (2011). *Contaminación ambiental. Una visión desde la química. Ediciones Paraninfo, Madrid, España*
- Osorio, F. Torres, J. Sánchez, M. (2011). *Tratamiento de aguas para la eliminación de microorganismos y agentes contaminantes: Aplicación de procesos industriales a la reutilización de aguas residuales. Ediciones Díaz de Santos. Madrid. España.*
- Pacheco, R. (2015). *Biopercolación para la remoción de materia orgánica de aguas residuales de tipo domésticas. (Tesis de grado, ingeniería ambiental en prevención y remediación). UDLA. Quito, Ecuador.*
- Palau, A., Alonso, M., Corregidor, D. (2010). *Análisis del ciclo del carbono en embalses y su posible efecto en el cambio climático. Aplicación al Embalse de Susqueda (Río Ter, Ne España). Ingeniería del Agua, 17 (3), 247-255*
- Park, K., Brown, M., Han, T. (2015). *The Lema Toxicity Test: Guideline of a New Test System Base don Root Re-Growth.*
- Parra, I., & Chiang, G. (2013). *Modelo integrado de un sistema de biodepuración en origen de aguas residuales domiciliarias. Una propuesta para comunidades periurbanas del centro sur de Chile. Revista Gestión y Ambiente, 16(3), 39-51.*
- Pazán, A. Trelles, J. (2018). *Análisis del estado de arte de humedales subsuperficiales y flujo vertical para el tratamiento de aguas residuales y*

- lodos de depuradoras. (Tesis de grado, ingeniería civil). Universidad del Azuay. Cuenca. Ecuador.
- Peña, C. Carter, D. Ayala, F. (2001). *Evaluación de Riesgos y Restauración Ambiental*. Universidad de Arizona. Estados Unidos.
- Piñeros, G. Quintero, J. (2008). *Determinación de la concentración letal media (CL₅₀) del Glifosfato Roundup R 747 SG ((NH₄) C₃H₇NO₅P), por medio de bioensayos de toxicidad acuática sobre Daphnia pulex*. (Tesis de grado, ingeniería ambiental y sanitaria). Universidad de la Salle. Bogotá, Colombia.
- Ragusa, S., McNevin, D., Qasem, S., & Mitchell, C. (2004). *Indicators of biofilm development and activity in constructed wetlands microcosms*. *Water Research*, 38(12), 2865–2873.
- Ramalho, R. (2003). *Tratamiento de aguas residuales*. Editorial Reverté. Barcelona, España.
- Ramírez, J. (2008). *Biofiltración de metanol utilizando como soporte semilla de uva y vaina de cacahuate*. (Tesis de grado, maestría en ingeniería ambiental). Universidad Autónoma de Aguascaliente, Aguascalientes, México.
- Ramírez, P., & Mendoza, A. (2008). *Ensayos toxicológicos para la evaluación de sustancias químicas en agua y suelo. La experiencia en México*. Instituto Nacional de Ecología.
- Ramirez-Lopez, E. M., Corona-Hernandez, J., Avelar-Gonzalez, F. J., Omil, F., & Thalasso, F. (2010). *Biofiltration of methanol in an organic biofilter using peanut shells as medium*. *Bioresource Technology*, 101(1), 87–91.
- Ramos, R., Sepúlveda, R., Villalobos, F. (2003). *El agua en el medio ambiente. Muestreo y análisis*. Universidad Autónoma de Baja California. México.
- Reyes, V. (2016). *Determinación de la eficiencia del aserrín y la fibra de coco utilizados como empaques para la remoción de contaminantes en Biofiltros para el tratamiento de aguas residuales*. *Enfoque UTE*, 7(3), 41-56.
- Rodrigues da Silva, S., Oliveira, D., Sánchez, P., Conde, J., Cruz, L. (2004). *Alteraciones en la tasa de respiración de Daphnia magna bajo concentraciones subletales de anatoxina-a*. *Limnetica* 23(1-2), 159-166.

- Rodríguez, J., García, C., & García, J. (2016). *Enfermedades transmitidas por el agua y saneamiento básico en Colombia. Rev. Salud pública, 18(5), 738-745.*
- Romero, C. Ocampo J. Sandoval, E. Tobar, J. (2018). *Evaluación de sustratos para la producción de lombriz de tierra (Eisenia foetida). Centro Agrícola, 45(4), 68-74.*
- Romero, M., Cólín-Cruz, A., Sánchez-Salinas, E., Hernández-Ortiz, M. (2009). *Wastewater treatment by an artificial wetlands pilot system: evaluation of the organic charge removal. Rev. Int. Contam. Ambient. 25(3), 157-167.*
- Rueda, R., De los Santos, A., Fuentes, A., Gutierrez, G. (2014). *Toxicidad letal y subletal del fosfato de sodio dibásico y efectos en branquias y conducta de las crías del pez goodeido Skiffia multipunctata. Hidrobiológica, 24 (3), 207-214*
- Ruiz, T. (2017). *Análisis comparativo de índices de eutrofización en lagunas costeras en el Estado de Sonora. (Tesis de doctorado, ciencias en el uso, manejo y preservación de los recursos naturales con orientación en ecología). La Paz, México.*
- Saavedra, B. (2017). *Aplicación de macrofitas en flotación como ayuda en el tratamiento de aguas residuales en la laguna UDEP (Tesis de grado, ingeniería industrial y de sistemas). Universidad de Piura. Piura, Perú.*
- Saavedra, M. (2007). *Biodegradación de Alperujo utilizando hongos del género Pleurotus y anélidos de la especie Eisenia foetida. (Tesis de doctorado, biotecnología). Universidad de Granada. Granada, España.*
- Salazar, P. (2005). *Sistema Tohá; Una alternativa ecológica para el tratamiento de aguas residuales en sectores rurales. (Tesis de grado, constructor civil). Universidad Austral de Chile. Valdivia, Chile.*
- Samal, K., Dash, R. R., & Bhunia, P. (2017b). *Performance assessment of a Canna indica assisted vermifilter for synthetic dairy wastewater treatment. Process Safety and Environmental Protection, 111, 363–374.*
- Samal, K., Roshan, R., & Bhunia, P. (2017a). *Treatment of wastewater by vermifiltration integrated with macrophyte filter: A review. Journal of Environmental Chemical Engineering, 5, 2274–2289*

- Sánchez, J. (2017), *Análisis de la cama de turba como filtro en el tratamiento de aguas residuales provenientes de la lavadora y lubricadora de autos "LAVAUTO" ubicada en la ciudad de Latacunga Provincia de Cotopaxi. Universidad Técnica de Ambato. Ambato, Ecuador*
- Sarango, O. Sánchez, J. (2016). *Diseño y construcción de 2 biofiltros con Eichornia crassipes y Lema minor para la evaluación de la degradación de contaminantes en aguas residuales de la Extractora Río Manso Exa S.A. "Planta La Comuna", Quinindé. (Tesis de grado, ingeniería en biotecnología ambiental). Escuela Superior Politécnica del Chimborazo. Riobamba, Ecuador.*
- Shehzadi, M., Fatima, K., Imran, A., Mirza, M., Khan, Q., & Afzal, M. (2015). *Ecology of bacterial endophytes associated with wetland plants growing in textile effluent for pollutant-degradation and plant growth-promotion potentials. Plant Biosystems - An International Journal Dealing with All Aspects of Plant Biology, 150(6), 1261–1270.*
- Silva, J., Torres, P., & Madera, C. (2008). *Reuso de aguas residuales domésticas en agricultura. Una revisión. Agronomía Colombiana, 26(2), 347-359.*
- Singh, N. K., Kazmi, A. A., & Starkl, M. (2015). *A review on full-scale decentralized wastewater treatment systems: Techno-economical approach. Water Science and Technology, 71(4), 468–478.*
- Sinha, R. K., Bharambe, G., & Chaudhari, U. (2008). *Sewage treatment by vermifiltration with synchronous treatment of sludge by earthworms: A low-cost sustainable technology over conventional systems with potential for decentralization. Environmentalist, 28(4), 409–420.*
- Solís, A. (2014). *Evaluación de la capacidad remediadora de la vegetación en un humedal artificial. (Tesis de grado, maestría en biología). Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa. México.*
- Solís, R., López, G., Bautista, R., Hernández, J., & Romellón, M. (2015). *Evaluación de humedales artificiales de flujo libre y subsuperficial en la remoción de contaminantes de aguas residuales utilizando diferentes especies de vegetación macrófita. Interciencia, 41(1), 40-47.*
- Sosa Hernandez, D. B. (2015). *Uso de astillas de madera de mezquite (Prosopis) en un sistema de biofiltros para tratar aguas residuales municipales. Tesis De Maestría, 90.*
- 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.*

- Soto, J. (2016). *Estudio de aplicabilidad de humedales artificiales para la mejora de la calidad de las aguas en los meandros abandonados del río Segura. (Tesis de grado, master de ingeniería ambiental). Universidad Politécnica de Valencia. Valencia, España.*
- Sudhir, D., Mahavash, F., & Santosh, M. (2010). *Aplicación de Sistema Toha en la planta de tratamiento a escala piloto del manejo de efluentes líquidos de la industria de gelatina. Vapi, GujaratIndia*
- Suriyachan, C. Nitivattananon, V. Amin, A. (2012). *Potential of decentralized wastewater management for urban development: Case of Bangkok. Habitat International, 36(1), 85–92*
- Suthar, S. (2009). *Vermicomposting of vegetable-market solid waste using Eisenia fetida: Impact of bulking material on earthworm growth and decomposition rate. Ecological Engineering, 35(5), 914–920.*
- Suthar, S., & Singh, S. (2007). *Vermicomposting of domestic waste by using two epigeic earthworms (Perionyx excavatus and Perionyx sansibaricus). International Journal of Environmental Science & Technology, 5(1), 99–106.*
- Tejada, N., Montiel, Z. Acevedo, D. (2016). *Aprovechamiento de Cáscaras de Yuca y Ñame para el Tratamiento de Aguas Residuales Contaminadas con Pb(II). Información tecnológica, 27(1), 09-20.*
- Tejada, O., & Rodríguez, M. (2008). *Inhibidores de germinación y crecimiento de maleza y hortalizas, en residuos de amaranto (Amaranthus hypochondriacus L.). Agrociencia, 42(4), 415-423.*
- Tomar, P., & Suthar, S. (2011). *Urban wastewater treatment using vermi-biofiltration system. Desalination, 282, 95–103.*
- Torres, P. Foresti, E. Vazoller, R. (1996). *Composición y uso de agua residual doméstica en reactores a escala de laboratorio. Consolidación para el desarrollo. México.*
- 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.*
- Trapote, A. (2016). *Technologies of Wastewater Treatment and Reuse: New Approaches. Agua y Territorio, 8, 48-60.*

- UNESCO. (2017). *Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2017. Aguas residuales: El recurso desaprovechado.*
- Vásquez, P., Meza, R., Gutierrez, F., Ruíz, V., Villalobos, Montes, J., & Fernández, A. (2018). Determinación de CL50 y CE50 de Endosulfán lactona y Diazinón en lombriz de tierra (*Eisenia foetida*). *Agroproductividad*, 11 (4), 105-111.
- Veliz, L., Llanes, J., Asela, F., & Bataller, V. (2009). Reúso de aguas domésticas para riego agrícola. Valoración crítica. *Revista CENIC Ciencias Biológicas*, 40(1), 35-44.
- Venter, J., Reinecke, A. (1988). The life-cycle of the compost worm *Eisenia fetida* (*Oligochaeta*). *South African Journal of Zoology*, 23(3), 161-165.
- Vera, I. (2012). *Análisis de funcionamiento y patrones asociativos de sistemas de tratamiento convencionales y naturales de aguas servidas para la eliminación de materia orgánica y nutrientes. (Tesis de grado, doctorado en ciencias ambientales). Universidad de Concepción. Concepción. Chile.*
- Vigueras-Cortés, J. M., Villanueva-Fierro, I., Garzón-Zúñiga, M. A., De Jesús Návar-Cháidez, J., Chaires-Hernández, I., & Hernández-Rodríguez, C. (2013). Performance of a biofilter system with agave fiber filter media for municipal wastewater treatment. *Water Science and Technology*, 68(3), 599–607.
- Villaseñor, J. (1998). *Eliminación biológica de fósforo en aguas residuales urbanas. Universidad de Castilla-La Mancha. España.*
- Wang, D. bo, Zhang, Z. yun, Li, X. ming, Zheng, W., Yang, Q., Ding, Y., Deng, J. hua. (2010a). A full-scale treatment of freeway toll-gate domestic sewage using ecology filter integrated constructed rapid infiltration. *Ecological Engineering*, 36(6), 827–831.
- Wang, D., Nie, E., Luo, X., Yang, X., Liu, Q., & Zheng, Z. (2015). Study of nitrogen removal performance in pilot-scale multi-stage vermi-biofilter: operating conditions impacts and nitrogen speciation transformation. *Environmental Earth Sciences*, 74(5), 3815–3824.
- Wang, L. M., Luo, X. Z., Zhang, Y. M., Lian, J. J., Gao, Y. X., & Zheng, Z. (2013). Effect of earthworm loads on organic matter and nutrient removal efficiencies in synthetic domestic wastewater, and on bacterial community

- structure and diversity in vermifiltration. Water Science and Technology, 68(1), 43–49.*
- Wang, L., Guo, F., Zheng, Z., Luo, X., & Zhang, J. (2011). *Enhancement of rural domestic sewage treatment performance, and assessment of microbial community diversity and structure using tower vermifiltration. Bioresource Technology, 102(20), 9462–9470.*
- Wang, S., Liu, C., Yeager, K., Wan, G., Li, J., Tao, F., & Fan, C. (2009). *The spatial distribution and emission of nitrous oxide (N₂O) in a large eutrophic lake in eastern China: Anthropogenic effects. Science of The Total Environment, 407(10), 3330–3337*
- Wang, S., Yang, J., Lou, S. J., & Yang, J. (2010b). *Wastewater treatment performance of a vermifilter enhancement by a converter slag-coal cinder filter. Ecological Engineering, 36(4), 489–494.*
- Wang, W. (1991). *Ammonia toxicity to Macrophytes (common duckweed and rice). Using static and renewal methods. Environmental Toxicology and Chemistry, 10, 1173–1177.*
- Wilson, K., Yang, H., Seo, C., & Marshall, W. (2006). *Select metal adsorption by activated carbon made from peanut shells. Bioresource Technology, 97(18), 2266–2270.*
- Witek, A., Szafran, R., & Modelski, S. (2011). *Biosorption of heavy metals from aqueous solutions onto peanut shell as a low-cost biosorbent. Desalination, 265(1–3), 126–134.*
- WSP (Water and Sanitation Program). (2006). *Biofiltro: Una opción sostenible para el tratamiento de aguas residuales en pequeñas localidades. Nicaragua.*
- Xing, M., Li, X., & Yang, J. (2010). *Treatment performance of small scale vermifilter for domestic wastewater and its relationship to earthworm growth, reproduction and enzymatic activity. African Journal of Biotechnology, 9(44), 7513–7520.*
- Xing, M., Li, X., Yang, J., & Lu, Y. (2012). *Performance and mechanism of vermifiltration system for liquid-state sewage sludge treatment using molecular and stable isotopic techniques. Chemical Engineering Journal, 197, 143–150.*

- Xu, D., Gu, J., Li, Y., Zhang, Y., Howard, A., Guan, Y., Xu, H. (2016). Purifying capability, enzyme activity, and nitrification potentials in December in integrated vertical flow constructed wetland with earthworms and different substrates. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(1), 273–
- Xu, D., Li, Y., & Howard, A. (2013b). Influence of earthworm *Eisenia fetida* on removal efficiency of N and P in vertical flow constructed wetland. *Environmental Science and Pollution Research*, 20(9), 5922–5929.
- Xu, D., Li, Y., Fan, X., Guan, Y., Fang, H., & Zhao, X. (2013c). Influence of earthworm *Eisenia fetida* on *Iris pseudacorus*'s photosynthetic characteristics, evapotranspiration losses and purifying capacity in constructed wetland systems. *Water Science and Technology*, 68(2), 335-341.
- Xu, D., Li, Y., Howard, A., & Guan, Y. (2013a). Effect of earthworm *Eisenia fetida* and wetland plants on nitrification and denitrification potentials in vertical flow constructed wetland. *Chemosphere*, 92(2), 201–206.
- Xu, D., Xu, J., Wu, J., & Muhammad, A. (2006). Studies on the phosphorus sorption capacity of substrates used in constructed wetland systems. *Chemosphere*, 63(2), 344-352.
- Zaaba, N., & Ismail, H. (2018). Comparative Study of Irradiated and Non-Irradiated Recycled Polypropylene/Peanut Shell Powder Composites under the Effects of Natural Weathering Degradation. *BioResources*, 13(1), 487-505.
- Zamora, F., Rodríguez, N., Torres, D., & Yendis, H. (2008). Efecto del riego con aguas residuales sobre propiedades químicas de suelos de la Planicie de Coro, Estado Falcón. *Bioagro*, 20(3), 1993-199.
- Zhao, L., Wang, Y., Yang, J., Xing, M., Li, X., Yi, D., & Deng, D. (2010). Earthworm-microorganism interactions: A strategy to stabilize domestic wastewater sludge. *Water Research*, 44(8), 2572–2582.
- Zhao, Y., Zhang, Y., Ge, Z., Hu, C., & Zhang, H. (2014). Effects of influent C/N ratios on wastewater nutrient removal and simultaneous greenhouse gas emission from the combinations of vertical subsurface flow constructed wetlands and earthworm eco-filters for treating synthetic wastewater. *Environmental Sciences: Processes and Impacts*, 16(3), 567–575.

ANEXOS

ANEXO N°1

**RESULTADOS DE TOXICIDAD AGUDA Y CRÓNICA DE CÁSCARAS DE MANÍ
EN *Eisenia foetida***

ENSAYO DE TOXICIDAD AGUDA <i>Eisenia foetida</i>						
MORTALIDAD (%)						
Concentración % (v/v)	ENSAYO	REPLICA 1	REPLICA 2	TOTAL MUERTOS	MORTALIDAD (%)	DESVIACION
0	0	1	0	1	3,3	0,58
12,5	0	0	1	1	3,3	0,58
25	0	1	1	2	6,7	0,58
50	1	1	1	3	10,0	0
100	6	4	6	16	53,3	0,58

ENSAYO DE TOXICIDAD CRÓNICA <i>Eisenia foetida</i>						
SUPERVIVENCIA (%)						
Concentración % (v/v)	ENSAYO	REPLIC A 1	REPLIC A 2	TOTAL VIVOS	SUPERVIVENCI A (%)	DESVIACIO N
0	10	9	10	29	96,67	0,58
12,5	10	10	9	29	96,67	0,58
25	10	9	9	28	93,33	0,58
50	9	9	9	27	90	0
100	4	6	4	14	46,67	0,58

ENSAYO DE TOXICIDAD CRÓNICA <i>Eisenia foetida</i>					
NÚMERO DE COCONES/INDIVIDUO					
Concentración % (v/v)	ENSAYO	REPLICA 1	REPLICA 2	TOTAL COCONES/INDV	DESVIACION
0	0,07	0,07	0,07	0,20	0
12,5	0,07	0,13	0,07	0,27	0,04
25	0,20	0,20	0,27	0,67	0,04
50	0,20	0,20	0,33	0,73	0,08
100	0,20	0,27	0,07	0,53	0,10

ENSAYO DE TOXICIDAD CRÓNICA <i>Eisenia foetida</i>				
PESO (g)				
Concentración % (v/v)	PESO INICIAL	DESVIACION	PESO FINAL	DESVIACION
0	3,43	0,08	5,01	0,54
12,5	3,41	0,23	5,14	1,07
25	3,79	0,2	4,18	0,1
50	3,45	0,52	4,41	0,3
100	3,15	0,16	2,14	0,06

ANEXO N° 2

**RESULTADOS DE TOXICIDAD AGUDA Y CRÓNICA DE CÁSCARAS DE MANÍ
EN *Schoenoplectus californicus***

ENSAYO DE TOXICIDAD AGUDA <i>Schoenoplectus californicus</i>					
INHIBICION DEL CRECIMIENTO APICAL (%)					
Concentración % (v/v)	ENSAYO	REPLICA 1	REPLICA 2	MEDIA (%)	DESVIACION
0	0	0	0	0	0
12,5	7,87	14,53	20,27	14,22	6,21
25	42,70	14,53	6,08	21,10	19,17
50	34,83	43,59	33,78	37,40	5,38
100	67,42	57,26	46,62	57,10	10,40

ENSAYO DE TOXICIDAD CRÓNICA <i>Schoenoplectus californicus</i>					
CRECIMIENTO APICAL (cm)					
Concentración % (v/v)	ENSAYO	REPLICA 1	REPLICA 2	MEDIA (cm)	DESVIACION
0	19,30	19,60	15,25	18,05	2,43
12,5	31,15	20,40	23,35	24,97	5,55
25	17,85	24,15	30,00	24,00	6,08
50	16,45	12,25	17,45	15,38	2,76
100	13,75	11,00	10,70	11,82	1,68

ENSAYO DE TOXICIDAD CRÓNICA <i>Schoenoplectus californicus</i>					
DIAMETRO BASAL (mm)					
Concentración % (v/v)	ENSAYO	REPLICA 1	REPLICA 2	MEDIA (mm)	DESVIACION
0	12,00	21,25	15,00	16,08	4,72
12,5	12,00	15,00	22,50	16,50	5,41
25	20,00	16,50	21,25	19,25	2,46
50	13,50	19,50	20,00	17,67	3,62
100	10,90	6,85	10,00	9,25	2,13

ENSAYO DE TOXICIDAD CRÓNICA <i>Schoenoplectus californicus</i>					
CLOROFILA a (mg/g)					
Concentración % (v/v)	ENSAYO	REPLICA 1	REPLICA 2	MEDIA (mg/g)	DESVIACION
0	1,38	1,29	1,25	1,31	0,07
12,5	1,28	1,30	1,53	1,37	0,14
25	1,08	0,99	1,00	1,02	0,05
50	0,72	0,80	0,68	0,74	0,06
100	0,64	0,78	0,60	0,68	0,10

ENSAYO DE TOXICIDAD CRÓNICA <i>Schoenoplectus californicus</i>					
CLOROFILA b (mg/g)					
Concentración % (v/v)	ENSAYO	REPLICA 1	REPLICA 2	MEDIA (mg/g)	DESVIACION
0	0,62	0,72	0,69	0,68	0,05
12,5	0,76	0,69	0,60	0,68	0,08
25	0,48	0,49	0,50	0,49	0,01
50	0,57	0,40	0,37	0,45	0,11
100	0,36	0,39	0,51	0,42	0,08

ANEXO N° 3

**TABLAS DE ANÁLISIS PARA DE COMPARACIONES MÚLTIPLES DEL
PROGRAMA INFO STAT - STATISTICAL**

ANEXO 3.1 ANÁLISIS DE COMPARACIONES MÚLTIPLES DE TUKEY DEL COMPORTAMIENTO DE *Schoenoplectus californicus* PARA BIOFILTROS LP

ALTURA APICAL

TIPOLOGÍA	Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
LP	ALTURA APICAL	33	0,31	0,26	18,65

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=7,28307

Error: 48,0023 gl: 30

TH Medias n E.E.

3	31,67	11	2,09	A
1	37,35	11	2,09	A B
2	42,42	11	2,09	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

DIÁMETRO BASAL

TIPOLOGÍA	Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
LP	DIÁMETRO BASAL	33	0,20	0,15	22,59

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=2,16441

Error: 4,2395 gl: 30

TH Medias n E.E.

3	8,05	11	0,62	A
1	8,86	11	0,62	A B
2	10,43	11	0,62	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

HOJAS

TIPOLOGÍA	Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
LP	HOJAS	33	0,02	0,00	27,01

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=4,75016

Error: 20,4197 gl: 30

TH Medias n E.E.

2	16,27	11	1,36	A
3	16,41	11	1,36	A
1	17,50	11	1,36	A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

CLOROFILA a

TIPOLOGÍA	Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
LP	CLOROFILA a	33	0,05	0,00	35,57

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=0,48817

Error: 0,2157 gl: 30

TH Medias n E.E.

2	1,17	11	0,14	A
3	1,33	11	0,14	A
1	1,41	11	0,14	A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

CLOROFILA b

TIPOLOGÍA	Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
LP	CLOROFILA b	33	0,05	0,00	45,29

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=0,21055

Error: 0,0401 gl: 30

TH Medias n E.E.

2	0,39	11	0,06	A
3	0,45	11	0,06	A
1	0,49	11	0,06	A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

Fuente: Programa InfoStat

ANEXO 3.2 ANÁLISIS DE COMPARACIONES MÚLTIPLES DE TUKEY DEL COMPORTAMIENTO DE *Schoenoplectus californicus* PARA BIOFILTROS P

ALTURA APICAL

TIPOLOGÍA	Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
P	ALTURA APICAL	33	0,01	0,00	21,42

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=7,66315

Error: 53,1432 gl: 30

TH Medias	n	E.E.
1	33,43	11 2,20 A
3	33,65	11 2,20 A
2	35,02	11 2,20 A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$)

DIÁMETRO BASAL

TIPOLOGÍA	Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
P	DIÁMETRO BASAL	33	0,01	0,00	24,23

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=2,77683

Error: 6,9780 gl: 30

TH Medias	n	E.E.
3	10,63	11 0,80 A
1	10,77	11 0,80 A
2	11,30	11 0,80 A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$)

HOJAS

TIPOLOGÍA	Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
P	HOJAS	33	0,37	0,33	38,77

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=9,04541

Error: 74,0439 gl: 30

TH Medias	n	E.E.
3	16,82	11 2,59 A
1	18,77	11 2,59 A
2	31,00	11 2,59 B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$)

CLOROFILA a

TIPOLOGÍA	Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
P	CLOROFILA a	33	0,03	0,00	35,56

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=0,38790

Error: 0,1362 gl: 30

TH Medias	n	E.E.
3	0,96	11 0,11 A
1	1,06	11 0,11 A
2	1,10	11 0,11 A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$)

CLOROFILA b

TIPOLOGÍA	Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
P	CLOROFILA b	33	0,01	0,00	45,75

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=0,16069

Error: 0,0234 gl: 30

TH Medias	n	E.E.
2	0,31	11 0,05 A
3	0,34	11 0,05 A
1	0,35	11 0,05 A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$)

Fuente: Programa InfoStat

ANEXO 3.3 ANÁLISIS DE COMPARACIONES MÚLTIPLES DE TUKEY DEL COMPORTAMIENTO DE *Schoenoplectus californicus* PARA BIOFILTROS DE TASA HIDRÁULICA 1 (0,5 m³/m²*d)

ALTURA APICAL

TH	Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
1	ALTURA APICAL	22	0,10	0,06	17,43

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=5,48546

Error: 38,0343 gl: 20

TIPOLOGÍA	Medias	n	E.E.
P	33,43	11	1,86 A
LP	37,35	11	1,86 A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

DIÁMETRO BASAL

TH	Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
1	DIÁMETRO BASAL	22	0,13	0,09	26,20

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=2,28780

Error: 6,6158 gl: 20

TIPOLOGÍA	Medias	n	E.E.
LP	8,86	11	0,78 A
P	10,77	11	0,78 A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

HOJAS

TH	Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
1	HOJAS	22	0,02	0,00	28,05

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=4,52524

Error: 25,8841 gl: 20

TIPOLOGÍA	Medias	n	E.E.
LP	17,50	11	1,53 A
P	18,77	11	1,53 A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

CLOROFILA a

TH	Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
1	CLOROFILA a	22	0,14	0,10	37,05

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=0,40683

Error: 0,2092 gl: 20

TIPOLOGÍA	Medias	n	E.E.
P	1,06	11	0,14 A
LP	1,41	11	0,14 A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

CLOROFILA b

TH	Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
1	CLOROFILA b	22	0,10	0,06	49,35

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=0,18426

Error: 0,0429 gl: 20

TIPOLOGÍA	Medias	n	E.E.
P	0,35	11	0,06 A
LP	0,49	11	0,06 A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

Fuente: Programa InfoStat

ANEXO 3.4 ANÁLISIS DE COMPARACIONES MÚLTIPLES DE TUKEY DEL COMPORTAMIENTO DE *Schoenoplectus californicus* PARA BIOFILTROS DE TASA HIDRÁULICA 2 (1,0 m³/m²*d)

ALTURA APICAL

TH	Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
2	ALTURA APICAL	22	0,14	0,10	24,36

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=8,38858

Error: 88,9459 gl: 20

TIPOLOGÍA	Medias	n	E.E.
P	35,02	11	2,84 A
LP	42,42	11	2,84 A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

DIÁMETRO BASAL

TH	Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
2	DIÁMETRO BASAL	22	0,03	0,00	22,30

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=2,15589

Error: 5,8749 gl: 20

TIPOLOGÍA	Medias	n	E.E.
LP	10,43	11	0,73 A
P	11,30	11	0,73 A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

HOJAS

TH	Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
2	HOJAS	22	0,37	0,34	42,34

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=8,90165

Error: 100,1591 gl: 20

TIPOLOGÍA	Medias	n	E.E.
LP	16,27	11	3,02 A
P	31,00	11	3,02 B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

CLOROFILA a

TH	Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
2	CLOROFILA a	22	0,01	0,00	28,20

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=0,28432

Error: 0,1022 gl: 20

TIPOLOGÍA	Medias	n	E.E.
P	1,10	11	0,10 A
LP	1,17	11	0,10 A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

CLOROFILA b

TH	Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
2	CLOROFILA b	22	0,07	0,02	40,38

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=0,12603

Error: 0,0201 gl: 20

TIPOLOGÍA	Medias	n	E.E.
P	0,31	11	0,04 A
LP	0,39	11	0,04 A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

Fuente: Programa InfoStat

ANEXO 3.5 ANÁLISIS DE COMPARACIONES MÚLTIPLES DE TUKEY DEL COMPORTAMIENTO DE *Schoenoplectus californicus* PARA BIOFILTROS DE TASA HIDRÁULICA 3 (1,5 m³/m²*d)

ALTURA APICAL

TH	Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
3	ALTURA APICAL	22	0,04	0,00	15,23

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=4,42392

Error: 24,7380 gl: 20

TIPOLOGÍA	Medias	n	E.E.
LP	31,67	11	1,50 A
P	33,65	11	1,50 A

LP 31,67 11 1,50 A

P 33,65 11 1,50 A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

DIÁMETRO BASAL

TH	Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
3	DIÁMETRO BASAL	22	0,30	0,26	22,30

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=1,85200

Error: 4,3354 gl: 20

TIPOLOGÍA	Medias	n	E.E.
LP	8,05	11	0,63 A
P	10,63	11	0,63 B

LP 8,05 11 0,63 A

P 10,63 11 0,63 B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

HOJAS

TH	Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
3	HOJAS	22	2,9E-03	0,00	23,81

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=3,51896

Error: 15,6523 gl: 20

TIPOLOGÍA	Medias	n	E.E.
LP	16,41	11	1,19 A
P	16,82	11	1,19 A

LP 16,41 11 1,19 A

P 16,82 11 1,19 A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

CLOROFILA a

TH	Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
3	CLOROFILA a	22	0,15	0,11	40,55

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=0,41372

Error: 0,2163 gl: 20

TIPOLOGÍA	Medias	n	E.E.
P	0,96	11	0,14 A
LP	1,33	11	0,14 A

P 0,96 11 0,14 A

LP 1,33 11 0,14 A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

CLOROFILA b

TH	Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
3	CLOROFILA b	22	0,10	0,06	45,58

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=0,15970

Error: 0,0322 gl: 20

TIPOLOGÍA	Medias	n	E.E.
P	0,34	11	0,05 A
LP	0,45	11	0,05 A

P 0,34 11 0,05 A

LP 0,45 11 0,05 A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

Fuente: Programa InfoStat

ANEXO 3.6 ANÁLISIS DE COMPARACIONES MÚLTIPLES DE TUKEY DE LA ELIMINACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA PARA BIOFILTROS L

EF DQO

TIPOLOGÍA	Variable	N	R ²	R ²	Aj	CV
L	EF DQO	32	0,22	0,16	11,70	

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=10,28721

Error: 91,8584 gl: 29

TH Medias n E.E.

3	76,05	12	2,77	A
2	83,46	10	3,03	A B
1	87,43	10	3,03	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

EF SV

TIPOLOGÍA	Variable	N	R ²	R ²	Aj	CV
L	EF SV	32	0,15	0,09	38,43	

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=19,92452

Error: 344,5873 gl: 29

TH Medias n E.E.

2	40,41	10	5,87	A
3	46,39	12	5,36	A
1	58,48	10	5,87	A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

Fuente: Programa InfoStat

ANEXO 3.7 ANÁLISIS DE COMPARACIONES MÚLTIPLES DE TUKEY DE LA ELIMINACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA PARA BIOFILTROS P

EF DQO

TIPOLOGÍA	Variable	N	R ²	R ²	Aj	CV
P	EF DQO	28	0,01	0,00	10,39	

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=9,63778

Error: 69,0994 gl: 25

TH Medias n E.E.

3	78,66	8	2,94	A
1	80,08	10	2,63	A
2	81,09	10	2,63	A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

EF SV

TIPOLOGÍA	Variable	N	R ²	R ²	Aj	CV
P	EF SV	28	0,42	0,37	25,60	

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=14,99500

Error: 167,2680 gl: 25

TH Medias n E.E.

3	38,96	8	4,57	A
2	46,57	10	4,09	A
1	63,74	10	4,09	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

Fuente: Programa InfoStat

ANEXO 3.8 ANÁLISIS DE COMPARACIONES MÚLTIPLES DE TUKEY DE LA ELIMINACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA PARA BIOFILTROS LP

EF DQO

TIPOLOGÍA	Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
LP	EF DQO	30	0,10	0,04	12,36

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=10,94559

Error: 97,4426 gl: 27

TH	Medias	n	E.E.
3	75,39	10	3,12 A
2	81,70	10	3,12 A
1	82,43	10	3,12 A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$)

EF SV

TIPOLOGÍA	Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
LP	EF SV	30	0,12	0,05	31,54

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=17,63204

Error: 252,8575 gl: 27

TH	Medias	n	E.E.
3	45,44	10	5,03 A
2	47,75	10	5,03 A
1	58,07	10	5,03 A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$)

Fuente: Programa InfoStat

ANEXO 3.9 ANÁLISIS DE COMPARACIONES MÚLTIPLES DE TUKEY DE LA ELIMINACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA PARA BIOFILTROS DE TASA HIDRÁULICA 1 (0,5 m³/m²*d)

EF DQO

TH	Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
1	EF DQO	30	0,17	0,10	8,67

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=8,01390

Error: 52,2346 gl: 27

TIPOLOGÍA	Medias	n	E.E.
P	80,08	10	2,29 A
LP	82,43	10	2,29 A
L	87,43	10	2,29 A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$)

EF SV

TH	Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
1	EF SV	30	0,03	0,00	26,82

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=17,87000

Error: 259,7285 gl: 27

TIPOLOGÍA	Medias	n	E.E.
LP	58,07	10	5,10 A
L	58,48	10	5,10 A
P	63,74	10	5,10 A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$)

Fuente: Programa InfoStat

ANEXO 3.10 ANÁLISIS DE COMPARACIONES MÚLTIPLES DE TUKEY DE LA ELIMINACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA PARA BIOFILTROS DE TASA HIDRÁULICA 2 (1,0 m³/m²*d)

EF DQO

TH	Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
2	EF DQO	30	0,01	0,00	11,34

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=10,31832

Error: 86,5941 gl: 27

TIPOLOGÍA	Medias	n	E.E.
P	81,09	10	2,94 A
LP	81,70	10	2,94 A
L	83,46	10	2,94 A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

EF SV

TH	Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
2	EF SV	30	0,04	0,00	36,83

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=18,34133

Error: 273,6102 gl: 27

TIPOLOGÍA	Medias	n	E.E.
L	40,41	10	5,23 A
P	46,57	10	5,23 A
LP	47,75	10	5,23 A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

Fuente: Programa InfoStat

ANEXO 3.11 ANÁLISIS DE COMPARACIONES MÚLTIPLES DE TUKEY DE LA ELIMINACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA PARA BIOFILTROS DE TASA HIDRÁULICA 3 (1,5 m³/m²*d)

EF DQO

TH	Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
3	EF DQO	30	0,02	0,00	14,39

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=12,37851

Error: 121,2574 gl: 27

TIPOLOGÍA	Medias	n	E.E.
LP	75,39	10	3,48 A
L	76,05	12	3,18 A
P	78,66	8	3,89 A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

EF SV

TH	Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
3	EF SV	30	0,04	0,00	35,46

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=17,57768

Error: 244,5088 gl: 27

TIPOLOGÍA	Medias	n	E.E.
P	38,96	8	5,53 A
LP	45,44	10	4,94 A
L	46,39	12	4,51 A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

Fuente: Programa InfoStat

ANEXO N° 4

ACTIVIDADES DE DIVULGACIÓN CIENTÍFICA

PARTICIPACIÓN EN EL CONGRESO - 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 Córdor², 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.

CARTA DE ACEPTACIÓN PARA LA PRESENTACIÓN ORAL CONGRESO 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,