



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS

FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

TRATAMIENTO DE AGUAS GRISES MEDIANTE EL DISEÑO DE UN
HUMEDAL SUBSUPERFICIAL HORIZONTAL MODULAR A ESCALA DE
LABORATORIO CON *Typha domingensis* PERS.

TESIS PROFESIONAL POR ETAPAS

QUE PARA OBTENER EL TITULO DE:

B I O L O G O
P R E S E N T A:

ALICIA ARROYO ORTIZ

DIRECTOR

DRA. LUZ DE MARIA BRETON DEVAL

CUERNAVACA, MORELOS

MARZO, 2019

Agradecimientos

A la Universidad Autónoma del Estado de Morelos (UAEM) por brindarme los conocimientos necesarios para convertirme en una profesional.

A el Centro de Investigación de Biotecnología (CEIB) por el apoyo para el análisis de muestras de aguas residuales en sus instalaciones, de la misma forma quiero extender mis agradecimientos a la Biol. Leticia Peña Camacho por su apoyo en el análisis de muestras y en la solución de problemas, los cuales fueron muy valiosos.

A el Instituto de Biotecnología (IBT) de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) por brindarme las instalaciones necesarias y los medios para poder llevar a cabo este proyecto.

A mi comité de síndicos por las observaciones, asesorías y comentarios tan certeros que me ayudaron a culminar este proyecto.

A mi directora de tesis Doctora Luz De María Breton Deval por su paciencia, sus enseñanzas, su apoyo y su confianza que me brindo durante este proyecto.

A mis padres por haberme dado educación, un hogar donde crecer, equivocarme, desarrollarme, aprender y donde adquirí los valores que hoy definen mi vida. No me alcanza la vida para agradecerles y devolverles todo lo que han hecho por mí.

Dedicatoria

A mis padres y hermanos que son la luz de mi vida en los momentos más difíciles.

Índice

1	INTRODUCCIÓN	1
2	MARCO TEÓRICO	2
2.1	Aguas residuales	2
2.2	Aguas grises	2
2.2.1	Características generales de las aguas grises	4
2.2.2	Aguas grises en México	5
2.3	Humedales artificiales	6
2.3.1	Tipos de humedales artificiales	7
2.3.2	Humedal de flujo superficial (HFS)	7
2.3.3	Humedal de flujo subsuperficial (HFSS)	8
2.4	Componentes de un humedal artificial	9
2.4.1	Vegetación	9
2.4.1.1	Especies usadas en humedales artificiales	10
2.4.1.2	<i>Typha domingensis</i> Pers.	11
2.4.2	El sustrato	13
2.4.3	Microorganismos	14
2.5	Ventajas y desventajas de los humedales artificiales	14
2.6	Diseño del humedal artificial	15
2.6.1	Dimensionamiento	18
2.6.2	Aspectos hidráulicos	19
2.7	Parámetros de calidad de aguas residuales tratadas	22
2.7.1	Temperatura (°C)	24
2.7.2	Potencial de Hidrogeno (pH)	24
2.7.3	Demanda Química de Oxígeno (DQO)	24
2.7.4	Nitrógeno orgánico	25
2.7.5	Nitratos (NO ₃)	25
2.7.6	Nitritos (NO ₂)	26
2.7.7	Nitrógeno amoniacal (NH ₃)	26
2.7.8	Fósforo (P)	26
2.7.9	Coliformes totales	27
2.7.10	Sólidos Suspendidos Totales (SST)	28
2.8	Procesos de remoción de contaminantes en humedales artificiales	28
2.8.1	Proceso físico	28
2.8.2	Procesos químicos	28
2.8.3	Proceso biológico	29
2.8.3.1	Fitorremediación	30

3	JUSTIFICACIÓN	31
4	HIPÓTESIS	31
5	OBJETIVOS	32
5.1	Objetivo general	32
5.2	Objetivos específicos	32
6	MATERIALES Y MÉTODOS	33
6.1	Actividades	33
6.2	Diseño y operación del humedal modular	33
6.2.1	Propósito	33
6.2.2	Diseño del humedal artificial subsuperficial (HASS) teórico	34
6.2.3	Diseño del humedal subsuperficial a escala de laboratorio	35
6.2.4	Condiciones de Operación	39
6.3	Análisis de parámetros fisicoquímicos	39
6.4	Evaluación de la remoción de los contaminantes en el humedal modular	41
6.5	Análisis estadísticos de los resultados	41
7	RESULTADOS Y ANÁLISIS	42
7.1	Diseño teórico del humedal subsuperficial (HASS)	42
7.1.1	Consideraciones para el diseño	42
7.1.2	Dimensionamiento del humedal subsuperficial (HASS)	44
7.1.2.1	Dimensionamiento hidráulico del humedal subsuperficial (HASS)	45
7.2	Operación del humedal subsuperficial modular a escala de laboratorio	48
7.3	Análisis fisicoquímicos de las aguas grises	49
7.1	Análisis de la eficiencia de remoción de los contaminantes y análisis multivariados	50
8	DISCUSIÓN	73
9	CONCLUSIONES	78
10	RECOMENDACIONES	79

11	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	81
12	CRONOGRAMA	85

Índice de tablas

Tabla 1. Producción de aguas grises en diferentes países y localidades. Adaptación de Ghaitidak y Yadav (2013).	4
Tabla 2. Tipo de humedales artificiales y sus parámetros de remoción de contaminantes.	9
Tabla 3. Plantas acuáticas utilizadas en humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales.	11
Tabla 4. Clasificación de los suelos hídricos. Adaptación de (Paredes y Kuschik, 2001; Londoño y Venegas, 2009).	13
Tabla 5. Ventajas y desventajas de la utilización de los humedales artificiales	15
Tabla 6. Promedio del consumo de agua potable estimado por clima predominante. Adaptación de (CONAGUA,2017).	16
Tabla 7. Modelos utilizados para el dimensionamiento del HASS. Adaptación de (CONAGUA, 2016; Mendoza y Ramos, 2012; Mictchell y McNevin, 2001; Kadlec y Knight, 1996; EPA, 1993).	16
Tabla 8. Ordenes de magnitud de la conductividad hidráulica (ks) en función del tipo de material granular utilizado como sustrato en un humedal construido de flujo subsuperficial. Adaptación de García y Corzo, (2008); EPA, (2000).	21
Tabla 9. Parámetros fisicoquímicos dispuestos en EPA 2000; NOM-001-SEMARNAT-1996; CONAGUA; Directrices de la OMS para reusó recreativo.	23
Tabla 10. Principales mecanismos de remoción en los humedales artificiales. Adaptación de Cabrera et al. (2014).	29
Tabla 11. Tipos de fitorremediación. Adaptación de (Barton et al., 2005; Méndez y Maier, 2008; Malaver, 2013).	30
Tabla 12. Ecuaciones para el dimensionamiento del humedal subsuperficial. Adaptación de: EPA, 1993; García y Corzo,2008; CONAGUA, 2016.	34
Tabla 13. Composición de las capas del humedal subsuperficial modular a escala de laboratorio.	38
Tabla 14. Condiciones de caudal del humedal subsuperficial modular (HASS).	39
Tabla 15. Métodos utilizados para evaluar los parámetros del HASS.	40
Tabla 16. Caracterización de las aguas grises de una familia de seis integrantes. Elaboración propia.	42
Tabla 17. Consumo de agua potable por una familia de seis integrantes.	42
Tabla 18. Datos de partida que se van a utilizar para realizar el ejemplo del dimensionamiento del HASS para una familia de seis integrantes.	43
Tabla 19. Dimensiones de los HASS para diferentes familias (considerando el número de integrantes).	48
Tabla 20. Resumen de las concentraciones de DQO en el sistema del HASSM a escala de laboratorio en el efluente.	52

Tabla 21. Valores obtenidos de nitrato (NO_3) durante la fase experimental del HASSM a escala de laboratorio. _____	55
Tabla 22. Valores obtenidos de nitrito durante la fase experimental del HASSM a escala de laboratorio. _____	56
Tabla 23. Valores obtenidos de SST durante la fase experimental del HASSM a escala de laboratorio. _____	61
Tabla 24. Resultados de la caracterización del agua gris cruda y al quinto día de tratamiento en el HASSM a escala de laboratorio durante el mes de agosto y noviembre del 2018. _____	69
Tabla 25. Tabla de peso de los componentes principales (PCA) de los parámetros analizados en el sistema del HASSM a escala de laboratorio durante los dos periodos de experimentación (agosto y noviembre (2) 2018). _____	70

Índice de gráficos

Gráfico 1. Distribución de aguas grises y negras en los hogares a nivel mundial. Adaptación de Rodríguez, (2008); Niño y Martínez, (2013). _____	4
Gráfico 2. Consumo de aguas grises por cada familia m ³ /d (tomando en cuenta los integrantes) (CONAGUA, 2017). Elaboración propia. _____	47
Gráfico 3. Perdida del volumen de agua por medio de evaporación en el humedal subsuperficial modular a escala de laboratorio _____	49
Gráfico 4. Valores obtenidos de DQO en el sistema del HASSM a escala de laboratorio durante la fase experimental. N (184,152.77). Límites máximos permisibles por la NOM-067-ECOL-1994 ----- Límites máximos permisibles OMS, 2000 ----- CONAGUA ----- Elaboración propia. _____	52
Gráfico 5. Eficiencia de remoción (%) de DQO en el HASSM a escala de laboratorio durante la fase experimental. N (184, 152,77). Elaboración propia _____	52
Gráfico 6. Valores obtenidos de fosfatos (PO ₄) en el sistema del HASSM a escala de laboratorio durante la fase experimental. N (16.29,13.86). Límites máximos permisibles EPA 2000 ----- Elaboración propia. _____	54
Gráfico 7. Concentración de nitrato (NO ₃) en el sistema del HASSM a escala de laboratorio durante la fase experimental. N (0.72,0.42). Límites máximos permisibles (1-10mg/L) EPA, 2000 ----- Elaboración propia. _____	56
Gráfico 8. Valores obtenidos de nitritos en el sistema del HASSM a escala de laboratorio durante la fase experimental. N (0.03,0.04). Límites máximos permisibles (1-10mg/L) EPA, 2000. Elaboración propia _____	57
Gráfico 9. Concentración de NH ₄ -N en el sistema del HASSM a escala de laboratorio durante la fase experimental. N (0.8,0.92). Límites máximos permisibles (1-10mg/L) EPA, 2000 ---- Elaboración propia. _____	58
Gráfico 10. Temperatura obtenida durante el proceso experimental del HASSM a escala de laboratorio. Límites máximos permisibles por la NOM-001-SEMARNAT-1996 ----- Elaboración propia. _____	59
Gráfico 11. Valores de pH obtenidos durante el periodo experimental del HASSM a escala de laboratorio. NOM-001-SEMARNAT-1996 establece rangos de entre 6-9. Elaboración propia. _____	60
Gráfico 12. Concentración de coliformes totales en el efluente del HASSM a escala de laboratorio. Comparación entre el día 1 y día 30 de tratamiento. Directrices de OMS para reusó recreativo (< 5,000 NMP/100 ml), EPA 2000 ----- (<500 NMP/100 ml). N (701,988.54). Elaboración propia. _____	62
Gráfico 13. Valores obtenidos de DQO en el sistema del HASSM a escala de laboratorio durante la fase experimental (noviembre 2018). N (110, 79.06). Límites máximos permisibles por la NOM-067-ECOL-1994 ----- Límites máximos permisibles OMS -----, CONAGUA ----- Elaboración propia. _____	63

Gráfico 14. Valores obtenidos de fosfatos (PO ₄) en el sistema del HASSM a escala de laboratorio durante la fase experimental. N (14.8,13). Límites máximos permisibles EPA 2000----. Elaboración propia. _____	64
Gráfico 15. Concentración de nitrato (NO ₃) en el sistema del HASSM a escala de laboratorio durante la fase experimental (noviembre 2018). N (0.82,0.49). Límites máximos permisibles (1-10mg/L) EPA, 2000-----. Elaboración propia. _____	65
Gráfico 16. Valores obtenidos de nitritos en el sistema del HASSM a escala de laboratorio durante la fase experimental. N (0.03,0.035). Límites máximos permisibles (1-10mg/L) EPA, 2000. Elaboración propia. _____	66
Gráfico 17. Concentración de NH ₄ -N en el sistema del HASSM a escala de laboratorio durante la fase experimental (noviembre 2018). N (1.0,1). Límites máximos permisibles (1-10mg/L) EPA, 2000-----. Elaboración propia. _____	67
Gráfico 18. Temperatura obtenida durante el proceso experimental del HASSM a escala de laboratorio. Límites máximos permisibles por la NOM-001-SEMARNAT-1996 -----. Elaboración propia _____	68
Gráfico 19. Valores de pH obtenidos durante el periodo experimental (noviembre 2018) del HASSM a escala de laboratorio. NOM-001-SEMARNAT-1996 establece rangos de entre 6-9. Elaboración propia. _____	69
Gráfico 20. Peso de los componentes principales obtenidos mediante un PCA con los parámetros evaluados durante el periodo experimental de agosto y noviembre del 2018 en el HASSM. Elaboración propia en el programa estadístico Statgraphics. _____	71

Índice de figuras

Figura 1. Humedal artificial de flujo superficial (HFS). Elaboración propia.	7
Figura 2. Humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal (HFSSH). Elaboración propia.	8
Figura 3. Clasificación de macrocitos: Emergentes (1-4), sumergidas (5-7), flotantes (8). (CONAGUA, 2016).	10
Figura 4. <i>Typha domingensis</i> . Crédito: Imagen Investigación y Desarrollo.	12
Figura 5. Diseño del humedal subsuperficial modular a escala de laboratorio. Elaboración propia.	35
Figura 6. Estructura del humedal subsuperficial modular a escala de laboratorio (HASSM). Elaboración propia.	37
Figura 7. Punto de recolecta de <i>Typha domingensis</i> en las coordenadas 18°39'43.1"N 99°13'39.7"W en la localidad de Xoxocotla en el municipio de Puente de Ixtla. Elaboración propia.	39
Figura 8. Configuración general del humedal subsuperficial (HASS) para el tratamiento de aguas grises. Elaboración propia.	47
Figura 9. <i>Typha domingensis</i> al inicio del proyecto (junio-julio, 2018) en el sistema del HASSM.	73
Figura 10. <i>Typha domingensis</i> en la fase final del proyecto (agosto-diciembre, 2018) en el sistema del HASSM.	73

Abreviaturas

CONAGUA - Comisión Nacional del Agua.

CO₂ - Dióxido de carbono

DQO - Demanda química de oxígeno

HASS – Humedal Artificial Subsuperficial

HFSSH - Humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal

HAS – Humedal artificial superficial

HASSM – Humedal Artificial Subsuperficial Modular

NH₄ - Amonio

NO₃ - Nitrato

NO₂ - Nitrito

OMS - Organización Mundial de la Salud

pH - Potencial de hidrogeno

PT - Fosforo total

SST - Sólido suspendidos totales

SEMARNAT - Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales

TRH - Tiempo de retención hidráulico

WWAP - World Water Assessment Programme (Programa Mundial de Evaluación del Agua).

1 Introducción

Las aguas grises se definen como agua residual de la cocina, el baño y la lavandería, excluyendo las aguas residuales de los inodoros (OMS, 2010; Ghaitidak y Yadav, 2013). Una ventaja de reciclar las aguas grises es que son una fuente abundante, y aun desperdiciada de agua rica en nutrientes. El flujo de aguas grises es alrededor del 65% del flujo total de aguas residuales generadas en un hogar. Por lo tanto, las aguas grises tienen un alto potencial de reciclaje y reutilización (Ghaitidak y Yadav, 2013; Gallardo, 2016).

Los humedales artificiales son una alternativa para el tratamiento de aguas grises, estos cuentan con parámetros altos de remoción de carga orgánica, nutrimentos, además representan un bajo costo operacional, simplicidad, baja demanda energética y son de fácil mantenimiento (Vymazal, 2010; Verma y Surthar, 2018). Estos sistemas deben diseñarse a las características del agua a tratar, a las condiciones climáticas del sitio, implementar el material vegetal correcto y el sistema más idóneo para el lugar de aplicación (EPA, 1993; García y Corzno, 2008; CONAGUA, 2016).

En este trabajo se diseñó y opero un humedal subsuperficial modular a escala de laboratorio para tratar aguas grises. Empleando *Typha domingensis* debido a su gran adaptabilidad a diferentes condiciones ambientales y a su potencial para absorber y acumular nutrimentos y contaminantes presentes en las aguas grises (Verma y Surthar, 2018).

Los parámetros evaluados en este proyecto son: NO_3 (nitrato), NO_2 (nitrito), NH_4^+ (amonio), pH, temperatura, PO_4 (fosfato), SST (sólido suspendidos totales), DQO (demanda química de oxígeno) y coliformes totales.

Esta tecnología suma esfuerzos a disminuir los impactos que ocasionan las aguas grises en el medio ambiente y en el uso racional del recurso hídrico mediante acciones como el aprovechamiento y reutilización de las aguas grises.

2 Marco teórico

2.1 Aguas residuales

Las aguas residuales son definidas de acuerdo con la Ley de Aguas Nacionales, como aquellas cuya composición es variada, proveniente de las descargas de uso público urbano, doméstico, industrial, comercial, de servicios, agrícola, pecuario, de las plantas de tratamiento y en general de cualquier otro uso, así como la mezcla de ellas (INEGI, 2017). Frente a la siempre creciente demanda de este recurso, las aguas residuales están cobrando importancia como fuente de agua alternativa fiable, cambiando el paradigma de la gestión de aguas residuales de “tratamiento y eliminación” a “reutilización, reciclado y recuperación del recurso”, establece el Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos (WWAP, 2017).

En la mayoría de los países, excepto los más desarrollados, vierten sus aguas residuales sin ningún pretratamiento previo al medio ambiente (WWAP, 2017). Las aguas residuales pueden ser de origen doméstico, industrial o agropecuarias, donde cada una de ellas están conformadas por diferentes tipos de contaminantes.

La WWAP (2017) menciona que el vertido de aguas residuales sin tratamiento es una práctica habitual, principalmente en países en desarrollo, puesto que estos no cuentan con la infraestructura, capacidades técnicas y financiamiento necesario para poder tratar sus aguas residuales.

2.2 Aguas grises

Las aguas grises tienen un enorme potencial para su tratamiento y reutilización en diversas actividades humanas como: descargas de sanitarios, el riego de jardín, el abastecimiento en huertos de traspatio, y para múltiples actividades que no requieren agua potable, pero si agua de buena calidad. Las aguas grises se definen como agua proveniente de lava manos, ducha, lavandería, fregaderos de cocina, agua utilizada para la limpieza de los hogares (OMS, 2010; Ghaitidak y Yadav, 2013) y se clasifican

según donde se generen, agua gris suave, corresponde a aquella procedente del lavamanos, bañera y ducha, y agua gris oscura, es originada en la cocina y lavandería (Gallardo, 2016).

Se ha determinado que el agua gris constituye alrededor del 65% del agua residual originada en el uso doméstico (Ghaitidak y Yadav, 2013). Los estudios han estimado que el recurso de aguas grises doméstico utilizable podría representar el 35% de la demanda interna total (Hanan *et al.*, 2017). El poder reutilizar este porcentaje de agua (Gráfico 1) disminuiría el consumo de agua potable y las descargas de aguas residuales.

La calidad de las aguas grises depende de la cantidad de agua suministrada, así como de la forma de distribución y las actividades de cada hogar. El nivel socioeconómico determina la composición y variación de las aguas grises, dependiendo de múltiples factores de desarrollo de los hogares. Estos pueden ser desde el suministro de agua, los miembros por familias, hábitos alimenticios, la utilización de productos químicos para la limpieza de los hogares, así como los hábitos de higiene y salud (Niño y Martínez, 2013; Ghaitidak y Yadav , 2013).

Debido a lo anterior podemos observar que las aguas grises son una fuente importante de agua, susceptibles a poder reutilizarse, pero de forma diferente al agua potable, esto sería dando un tratamiento previo a su reutilización, puesto que las aguas grises están contaminadas y su reutilización cada vez es más común, sin embargo, reutilizarlas sin ningún tratamiento previo puede causar daños al medio ambiente y riesgos para la salud humana (Gross *et al.*, 2007).

Producción de aguas grises y negras en un hogar

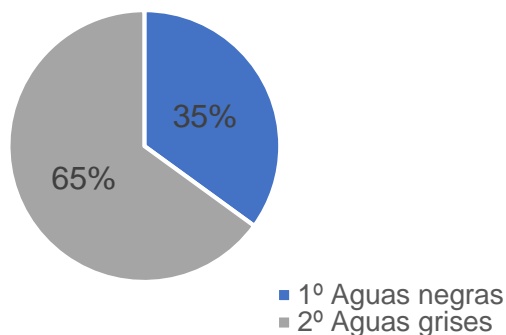


Gráfico 1. Distribución de aguas grises y negras en los hogares a nivel mundial. Adaptación de Rodríguez, (2008); Niño y Martínez, (2013).

Niño y Martínez, (2013) mencionan que, en las zonas de poco acceso al recurso hídrico, la producción de aguas grises es baja. Esto demuestra que las variaciones en la generación de las aguas grises se encuentran en estrecha relación con el nivel de desarrollo de cada país. En la Tabla 1 se muestra el porcentaje de aguas grises producidas en diferentes países y el volumen total reportado como l/persona/día.

Tabla 1. Producción de aguas grises en diferentes países y localidades. Adaptación de Ghaitidak y Yadav (2013).

País o localidad	Baño, ducha, lavamanos	Lavandería	Cocina	Total de agua gris (l/per/día)
Estados Unidos	46%	42%	12%	196
Israel	56%	13%	31%	98
Oman	52%	8%	40%	161
Canberra	51%	34%	15%	117
Yemen	49%	14%	39%	35

2.2.1 Características generales de las aguas grises

El agua gris puede estar compuesta por diversas sustancias y microorganismos como lo son bacterias patógenas, aceites, grasas, detergentes, jabones, nutrientes, sales, partículas de pelo, comida y pelusas, donde el principal contaminante presente en las aguas grises es la materia orgánica (Araneda, 2016). Como características físicas de

las aguas grises es que normalmente estas son de color gris, cuentan con una temperatura elevada, turbidez y con sólidos en suspensión (Niño y Martínez, 2013).

La calidad microbiológica de las aguas grises debe de ser controlada, puesto que la presencia de coliformes totales, fecales y *Escherichia coli* pueden afectar directamente la salud humana, en las aguas grises se reportan cargas media baja de estos patógenos (Travis *et al.*, 2010). La separación de la corriente del inodoro del agua residual doméstica genera efluentes que tienen niveles reducidos de sólidos y materia orgánica, pero a menudo contienen niveles elevados de surfactantes, aceites y sal (Gross *et al.*, 2007). Los contaminantes presentes en las aguas grises dependerán en gran medida del nivel socioeconómico donde estas sean generadas (Niño y Martínez, 2013).

Gallardo (2016) menciona que las aguas grises contienen surfactantes, los cuales pueden representar un riesgo para el medio ambiente, estos son procedentes de productos de limpieza personal y son correspondientes a sustancias químicas presentes en jabones y detergentes que reducen la tensión superficial de un líquido. Las aguas grises no tienen mal olor cuando son descargadas, pero con el paso del tiempo y quedando estancadas, los microorganismos presentes en ellas comienzan a consumir el oxígeno disponible haciendo que aparezcan malos olores. Adicionalmente las aguas grises contienen fósforo, potasio y nitrógeno, que convierte a las mismas en una fuente de nutrientes para el riego de plantas (Niño y Martínez, 2013).

2.2.2 Aguas grises en México

En México no se cuenta con la separación de las aguas grises. Las aguas residuales domésticas están constituidas por desechos humanos, baños y aguas grises, estas aguas residuales son recolectadas por sistemas de alcantarillado (SEMARNAT, 2016), generando una mezcla de aguas residuales, que en su posterior tratamiento se convierte en acciones más costosas y complicadas. México califica sus aguas residuales en dos categorías: como aguas residuales municipales, que son las que

proceden de zonas residenciales, instalaciones públicas, instalaciones comerciales o de recreo y como aguas residuales industriales, que son generadas por las industrias y estas mismas deben de encargarse de dar un tratamiento previo antes de descargarlas al alcantarillado municipal, esto es por los compuestos peligrosos para la salud humana (CONAGUA, 2016).

Poder implementar estrategias de tratamiento de aguas grises en los hogares mexicanos disminuiría en gran escala la carga de aguas vertidas sin tratamiento, hasta un 65% del total de aguas residuales generadas por familias y ahorraría el consumo de agua potable, puesto que se podrían reutilizar las aguas grises en diferentes actividades (Niño y Martínez, 2013).

2.3 Humedales artificiales

Los humedales artificiales son una tecnología que cada vez toma mayor importancia en el tratamiento de aguas residuales en diferentes partes del mundo, estos sistemas permiten tratar las aguas residuales y regresar su calidad, así como la reutilización del agua, principalmente por su elevada eficiencia en la disminución de materia orgánica, nutrientes y patógenos, reduciendo los efectos adversos de verter las aguas residuales sin tratar (Vymazal, 2010; Verma y Surthar, 2018).

Los humedales artificiales son igual de eficientes que un humedal natural, con las ventajas de que estos modelos se pueden ajustar a diferentes zonas, y dependiendo de variables como la climática, las especies vegetales utilizadas se pueden ajustar al modelo. El diseño de los humedales artificiales suele tener un fondo impermeable que no permite la infiltración del agua residual y sobre este se colocan los sustratos que servirán como filtros, como, por ejemplo: grava, tezontle, arena o suelo. Las ventajas de utilizar estos sistemas radican en que su tecnología es relativamente simple y presentan una buena eficiencia en la remoción de DBO (demanda bioquímica de oxígeno), DQO (demanda química de oxígeno), SST (sólidos suspendidos totales), N (nitrógeno), P (fosforo) y patógenos (Londoño y Vanegas, 2009).

2.3.1 Tipos de humedales artificiales

La clasificación de los humedales artificiales se basa en: el tipo de vegetación (emergente, sumergida, de hoja flotante, libre flotante); hidrología (superficie del agua libre y flujo subsuperficial); y los humedales de flujo subsuperficial pueden clasificarse más según la dirección del flujo (vertical u horizontal) (Vymazal, 2010). Se pueden combinar varios tipos de humedales artificiales para lograr un mayor efecto de tratamiento, especialmente para el nitrógeno.

2.3.2 Humedal de flujo superficial (HFS)

Este tipo de humedal consiste en un estanque con un fondo impermeable, para evitar que el agua se filtre y sea el soporte de la vegetación emergente. Su estructura regula el flujo de agua a lo largo del sistema y el agua residual circula por encima del sustrato. Los humedales con flujo libre (Figura 1) son quizás los más antiguos desde el punto de vista conceptual. Generalmente, estos sistemas son diseñados con cargas superficiales bajas. La profundidad de las aguas en estos sistemas varía entre 5 y 90 cm, sin embargo, el valor más común se encuentra entre 30 y 40 cm (Niño y Martínez, 2013).

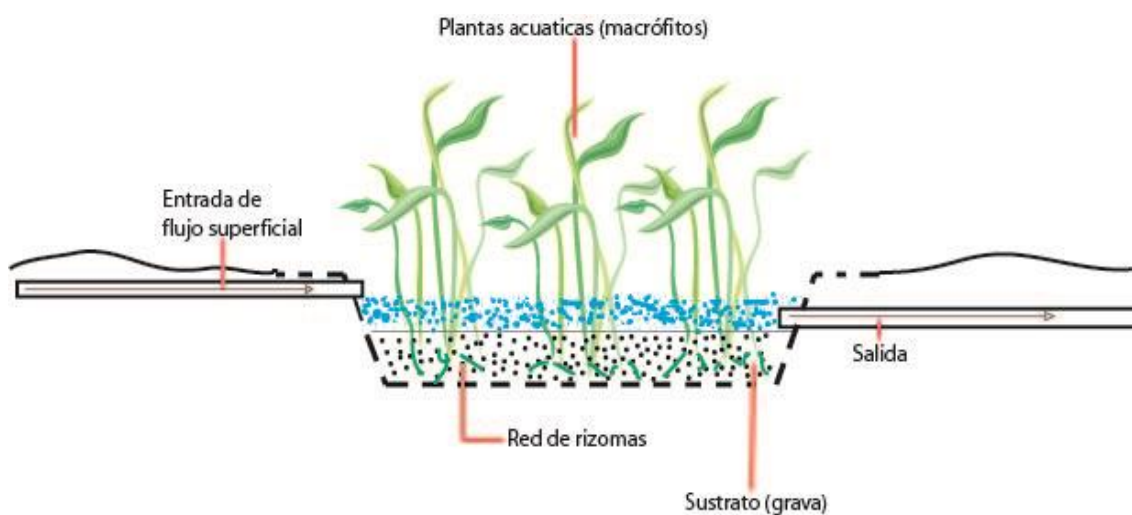


Figura 1. Humedal artificial de flujo superficial (HFS). Elaboración propia.

2.3.3 Humedal de flujo subsuperficial (HFSS)

Estos sistemas están constituidos por tres elementos principales: la vegetación acuática, el sustrato y microorganismos, estos elementos actúan en conjunto para el tratamiento del agua residual, con un mayor rendimiento. Su estructura consiste en que el agua entra por un extremo del sistema y atraviesa la zona con sustrato donde se encuentra la vegetación acuática (Figura 2). El agua no sale a la superficie, se mantiene unos centímetros debajo del sustrato y de la vegetación que crece en él (Aponte, 2016).

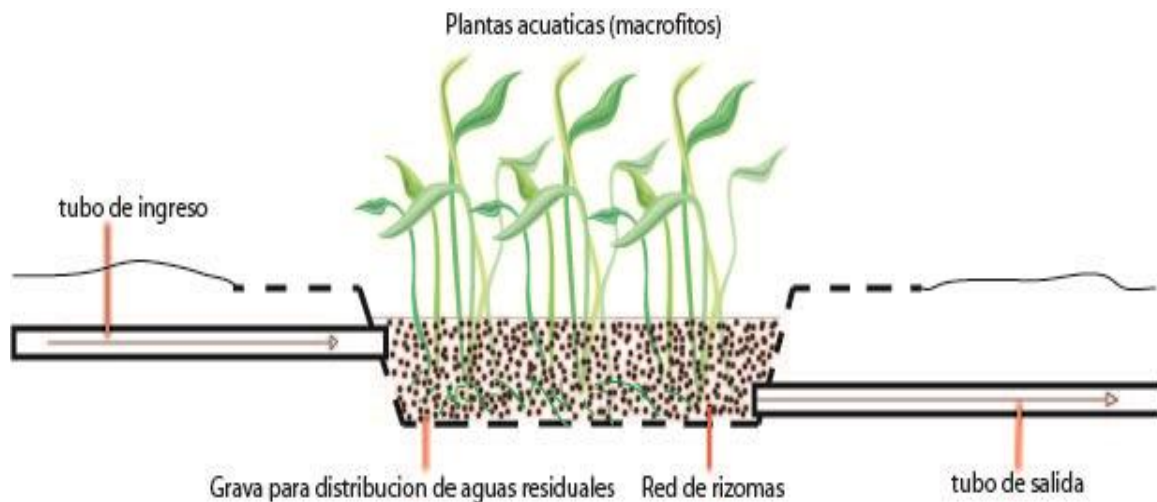


Figura 2. Humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal (HFSSH). Elaboración propia.

En la Tabla 2 se muestran algunos parámetros de remoción en diferentes estudios, con los diferentes diseños de humedales artificiales.

Tabla 2. Tipo de humedales artificiales y sus parámetros de remoción de contaminantes.

TIPO DE HUMEDAL	CONTAMINANTE	REMOCIÓN	REFERENCIAS
Humedales de flujo subsuperficial (SFS).	Agua sintética.	DQO, DBO, y SST mayor al 80%; en NTK mayor al 45% y para PT mayor al 55%.	(Londoño y Vanegas, 2009).
Humedal artificial subsuperficial horizontal.	Aguas residuales domésticas.	DBO ₅ de 93.89% y de DQO de 84.98%, SST de 40%.	(Cabrera <i>et al.</i> , 2014).
Humedal construido a pequeña escala.	Agua residual tratada primaria.	SST de 70%; DBO de 70%; 50 a 60% en nitrógeno (TKN), amoníaco y fosfato, y coliformes fecales en una reducción de tres órdenes de magnitud.	(Coleman <i>et al.</i> , 2000).
Humedales artificiales de flujo horizontal.	Aguas residuales municipales.	DQO de 95.73 %, Fosforo de 40.35 %, N-NH ₄ ⁺ de 89.70 %.	(Romero-Aguilar <i>et al.</i> , 2009).
Humedal artificial de configuración simple.	Aguas residuales domésticas.	DBO de 89%, SST 95%, 60% para fósforo total, nitrógeno 74%, coliformes totales 89%.	(Otálora, 2011).
Humedal artificial de flujo subsuperficial	Aguas grises	DQO de 81,54%, turbiedad con 73,87%, conductividad de 60,35% y los sólidos sedimentables obtuvieron 49,43%.	(Aponte, 2016)

Abreviaturas. DQO (demanda química de oxígeno), DBO (demanda bioquímica de oxígeno), NTK (nitrógeno kjeldahl), PT (fosforo total), SST (solidos suspendidos totales), N-NH₄⁺ (amonio).

2.4 Componentes de un humedal artificial

2.4.1 Vegetación

Es la que se encarga principalmente de la absorción de nitrógeno y fosforo en el sistema, las raíces generan una asociación simbiótica con los microorganismos para una mayor fijación de los nutrientes esenciales. Las plantas emergentes estabilizan el substrato y limitan la canalización del flujo, dando lugar a velocidades de flujo bajas y deteniendo los materiales suspendidos. Las plantas obtienen el carbono, nutrientes y elementos traza y los incorporan a sus tejidos, favoreciendo la transferencia de gases entre la atmosfera y los sedimentos (Silva y Zamora, 2005).

2.4.1.1 Especies usadas en humedales artificiales

Las especies de plantas utilizadas en los humedales artificiales son principalmente las acuáticas. Debido a su particular fisiología y ecología, estas plantas tienen la capacidad de depurar el agua mediante la asimilación directa de nutrientes, en especial nitrógeno y fósforo que son retirados del medio e incorporados al tejido vegetal (Coleman *et al.*, 2000). Las plantas acuáticas se clasifican en dos grupos: a) aquellas que están enraizadas al sustrato y b) aquellas que no lo están (Bonilla-Barbosa y Santamaría, 2013).

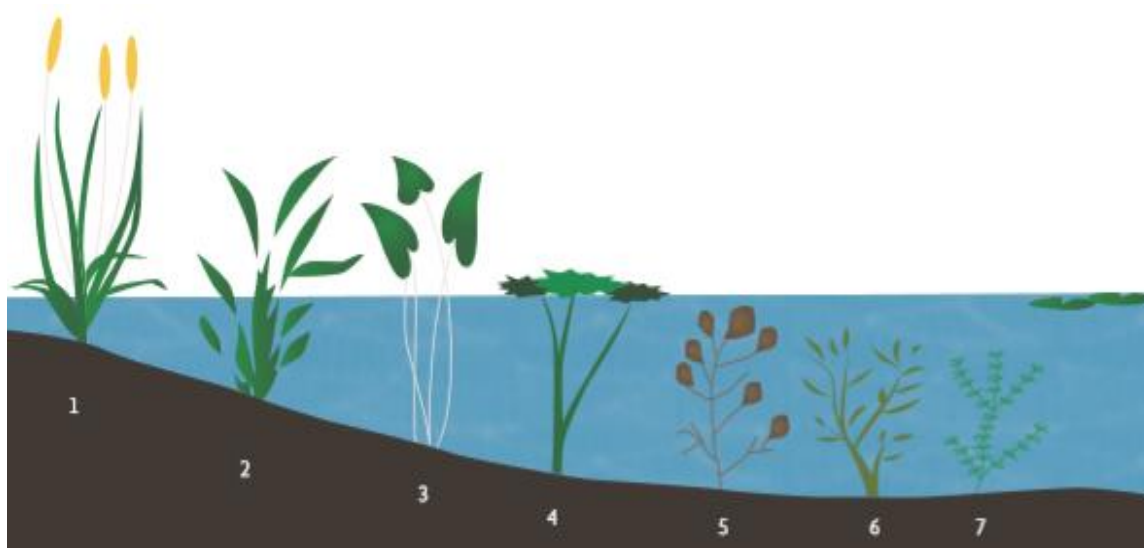


Figura 3. Clasificación de macrofitos: Emergentes (1-4), sumergidas (5-7), flotantes (8). (CONAGUA, 2016).

Las especies más utilizadas en los humedales artificiales que han sido reportadas en diferentes proyectos se muestran en la Tabla 3.

Tabla 3. Plantas acuáticas utilizadas en humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales.

PLANTAS	HABITO Y FORMA DE VIDA	APLICACIÓN EN HUMEDALES ARTIFICIALES.
<i>Typha latifolia</i> <i>Typha dominngensis</i> (espadaña tropical).	Familia: Typhaceae Tamaño: hasta de 2.5 m de altura. Ecología: suelos inundados en orillas de cursos de agua, charcas y canalizaciones. Forma de vida: hidrófita enraizada emergente.	Los tules son capaces de crecer bajo diversas condiciones medioambientales, algunas tienen la capacidad de penetrar en grava de 0.3 m, por lo que es recomendable para sistemas de humedales artificiales.
<i>Cyperus</i> (juncos).	Familia: Cyperaceae Tamaño: 3 - 30 cm. Ecología: suelos encharcados. Forma de vida: hidrófita enraizada emergente	Los juncos crecen en agua desde 5cm a 3m de profundidad, pueden crecer en grava hasta 0.6 m por lo que son muy utilizadas en humedales artificiales, las temperaturas deseables son 16-27°C, y un pH de 4-9.
<i>Phragmites</i> (carrizo).	Familia: Poaceae Tamaño: 2 – 4m. Ecología: vive en marismas, lagunas y bordes de ríos formando densas poblaciones. Forma de vida: hidrófita enraizada emergente	Los sistemas que utilizan carrizos pueden ser más eficaces en la transferencia de oxígeno por los rizomas que penetran verticalmente más profundamente. El pH de 4.5 - 7.5. Nitrógeno: Principalmente suelos ricos; indicadora de riqueza de nutrientes.
<i>Eichhornia crassipes</i> (jacinto de agua).	Familia: Pontederiaceae. Ecología: habita en cuerpos de agua dulce como los son ríos, lagos, charcas y embalses de los trópicos y subtropicos. Forma de vida: hidrófita libremente flotadora	El jacinto de agua ha sido exitosamente desarrollado en Marruecos y en una pequeña comunidad en Brasil, donde el sistema se utiliza para tratar agua para consumo humano y aguas residuales domésticas.

Adaptación de (Silva, 2005; Heike, 2009; Bonilla-Barbosa y Santamaría, 2013).

2.4.1.2 *Typha domingensis* Pers.

Typha domingensis Pers. es una hidrófita enraizada emergente, una hierba perenne de entre 2.5 a 5 m de alto, la epidermis de la superficie ventral contiene glándulas mucilaginosas que son de color oscuro, organizadas longitudinalmente, las cuales permiten la identificación de la especie. Desarrolla inflorescencias que son de color pardo claro, con una o más brácteas foliáceas caducas. Las espigas masculinas son superiores y las femeninas inferiores, donde las flores masculinas cuentan con estambres 2 a 4 y se encuentran total o parcialmente soldados y las flores femeninas de color pardo claro en el ápice, los frutos son fusiformes (Bonilla-Barbosa y Santamaría, 2013). Su reproducción es sexual y asexual por medio de rizomas. Planta

propia de ambientes lénticos de agua dulce como lagos, presas, pantanos, zonas inundadas, y de ambientes lóticos como manantiales, zanjas y canales, Alt. 1100-2100 m. Florece y fructifica durante todo el año (Bonilla-Barbosa y Santamaría, 2012). Su área de origen es América y cuenta con una amplia distribución en Eurasia y África (Heike, 2009). Es conocida comúnmente como espadaña o tule, y en México cuenta con un estatus de planta trasladada. Su categoría taxonómica es:

Reino: Plantae

Subreino: Traqueobionta (plantas vasculares)

Superdivisión: Spermatophyta (plantas con semillas)

División: Magnoliophyta (plantas con flor)

Clase: Liliopsida (Monocotiledóneas)

Subclase: Commelinidae

Orden: Typhales

(Heike, 2009).



Figura 4. *Typha domingensis*. Crédito: Imagen Investigación y Desarrollo.

Este tipo de vegetación también cuenta con un valor económico porque es usada para la elaboración de artesanías, sombreros, petates, canastos, respaldos y asientos de sillas, para la construcción de techos de chozas, como forraje, como ornamental, la inflorescencia mezclada con lodo sirve para construir los pretilos y clacuiles (Bonilla-Barbosa y Santamaría, 2012).

Debido a estudios previos *Typha domingensis* (Figura 4) ha demostrado su alta eficiencia en el tratamiento y remoción de contaminantes en sistemas de humedales artificiales, desde aguas residuales de industrias lácteas (Verma y Suthar, 2018), efluentes de aguas residuales municipales que provenían de un edificio de investigación (Romero-Aguilar *et al.*, 2009), para tratar aguas grises con una especie de *Typha ssp.* Donde el autor Coleman *et al.*, (2000) reporta que obtuvo resultados favorables, que superó significativamente a *Juncus* y *Cyperus* tanto en el crecimiento como en la mejora de la calidad del efluente. Sus características la convierten en un buen candidato para utilizarla en sistemas de humedales artificiales. Es una planta

acuática emergente que convierte los nutrientes del agua disponibles en biomasa energética para operaciones renovables (Verma y Suthar, 2018).

2.4.2 El sustrato

El sustrato utilizado en los humedales artificiales comprende desde composta, grava, arena, y tezontle principalmente, estos sirven de sostén para la vegetación y para los microorganismos del sistema, y en segundo lugar ayuda a la depuración del agua. Es el medio donde muchas transformaciones químicas y biológicas ocurren, como la fuente primaria de elementos esenciales para las plantas que se desarrollan en humedales (Londoño y Venegas, 2009). Además actúa como un lecho filtrante de sedimentos facilitando los mecanismos de adsorción e intercambio iónico entre el agua residual y los componentes minerales del suelo y contribuyendo a la retención de contaminantes disueltos (Cabrera, 2014). La disolución de minerales y materia orgánica en el agua facilita que sean captados por las plantas (Londoño y Venegas, 2009).

Los humedales están constituidos por suelos hídricos, puesto que son formados cuando ocurren condiciones de inundación, saturación, en largos periodos de tiempo, por lo cual se crean condiciones anaerobias (Londoño y Venegas, 2009). En la Tabla 4 se muestra la clasificación de los suelos hídricos basada en Paredes y Kuschik, 2001.

Tabla 4. Clasificación de los suelos hídricos. Adaptación de (Paredes y Kuschik, 2001; Londoño y Venegas, 2009).

Tipo de suelo	Descripción
Suelos orgánicos	Formados por la acumulación de materia orgánica cuando la tasa de producción de biomasa en el humedal excede la tasa de descomposición. En condiciones de largo periodo de inundación, baja temperatura y bajos pH contribuyen a bajas tasas de degradación microbiana.
Suelos minerales	Consisten en material fluvial, lacustre, estuario o marino. Se caracteriza por ser muy variable, abarcando textura desde arcillas hasta arenas y gravas.

2.4.3 Microorganismos

Las funciones de un humedal están altamente reguladas por los microorganismos y su metabolismo (Gallardo, 2016). Los microorganismos tienen un papel esencial en todos los sistemas de tratamiento de aguas residuales a partir de plantas, ya sean aerobias o anaerobias, consumen la parte carbonada de las aguas residuales para transformarla principalmente en dióxido de carbono (CO₂) para las bacterias aerobias y también en metano para las bacterias anaerobias (Londoño y Vanegas, 2009).

La biodegradación de la materia orgánica se produce a través de varias reacciones escalonadas, catalizadas por los microorganismos (Manahan, 2000) que incluyen bacterias, levaduras, hongos y protozoarios. Los microorganismos transforman un gran número de sustancias orgánicas e inorgánicas en sustancias inocuas, así mismo participan en el proceso de reciclaje de nutrientes. La mayor eficiencia en la remoción de sustratos depende en gran medida de la obtención de la cantidad adecuada de biopelícula adherida al material de soporte, pero existe un nivel crítico en el que la difusión de sustrato, nutrientes u oxígeno puede ser un factor limitante que afecta la tasa de biodegradación (Malaver, 2013). También juegan un papel importante las microalgas, la Agencia de Protección Ambiental (EPA, 2000) menciona que al conjunto de estas se les conoce como Periphyton y se pueden exhibir tres formas de crecimiento en los humedales, que son: bentónico (que crece en la superficie del suelo), epífita (creciendo unido a la vegetación enraizada) y flotante. Son conocidas como esteras, y son extremadamente sensibles al enriquecimiento de fósforo.

2.5 Ventajas y desventajas de los humedales artificiales

En la Tabla 5 se muestran las ventajas y desventajas que los humedales artificiales pueden proporcionar para el tratamiento de aguas residuales.

Tabla 5. Ventajas y desventajas de la utilización de los humedales artificiales

VENTAJAS	DESVENTAJAS
El humedal modular puede adaptarse a diferentes estilos de vida y no requiere gran inversión, ni tampoco un manejo especializado.	Uso intensivo de tierra; se puede obstruir el sistema
Los humedales artificiales proporcionan tratamientos efectivos para las aguas grises.	La eliminación de nitrógeno está limitada por condiciones anóxicas / anaeróbicas en lechos de filtración que no permiten la nitrificación de amoníaco
Fácil instalación, con materiales muy fáciles de conseguir.	La eliminación de fósforo está restringida mediante el uso de materiales de filtro (grava, roca triturada) con baja capacidad de sorción.
Baja o ninguna necesidad de energía; bajos costos de mantenimiento; proporciona valor estético, comercial y para el hábitat.	La remoción de DBO, DQO y nitrógeno en los humedales artificiales es un proceso continuo renovable. El fósforo, los metales y algunos compuestos orgánicos persistentes que son removidos permanecen en el sistema ligados al sedimento y por ello se acumulan con el tiempo
No generan otros contaminantes que requieran tratamiento subsiguiente.	El clima frío puede afectar la efectividad del humedal artificial.
Cuentan con un periodo de vida largo.	Algunos humedales artificiales requieren grandes áreas para su instalación.
Son sistemas capaces de tratar aguas residuales domésticas y agrícolas; proporcionan un tratamiento terciario para industrias.	La mayoría del agua contenida en los humedales subsuperficiales es anóxica, limitando el potencial de nitrificación del amoníaco del agua residual. El aumento del tamaño del humedal y el tiempo de retención puede hacerse como compensación, pero puede no ser eficiente en términos económicos.
La operación a nivel de tratamiento secundario es posible durante todo el año con excepción de los climas más fríos.	

Adaptación de (WWAP, 2017; Londoño y Vanegas, 2009; Vymazal, 2005; EPA, 2000).

2.6 Diseño del humedal artificial

La implementación de los humedales artificiales como sistemas de tratamiento, y junto con las normas de calidad del agua han sido un incentivo para el desarrollo de mejores herramientas de diseño (Mendoza y Ramos, 2012). Donde los criterios empíricos, las ecuaciones de primer orden y las modelaciones numéricas son los métodos más empleados para el diseño de un humedal artificial (CONAGUA, 2016).

El diseño de un humedal artificial debe tomar en cuenta algunas consideraciones como la determinación de la temperatura promedio del ambiente del sitio donde se construirá el humedal (°C), el número de habitantes, la cantidad de materia orgánica oxidable presente (DQO) y el nivel de materia oxidable al que queremos llegar, en este caso

siguiendo la normatividad del país. Típicamente, los niveles de nitrógeno en las aguas grises son mucho menos que en las aguas negras, y se debe concentrar más en la reducción de la materia oxidable (Yocum, 2013). Donde los parámetros de diseño normalmente utilizados son: caudal, demanda química de oxígeno (DQO), sólidos suspendidos totales (SST), nitrógeno total (NT), fósforo total (PT) y coliformes totales (EPA, 2000). En la Tabla 6 se muestra el promedio del consumo de agua potable que se estima por el tipo de clima predominante en México, reportado por la CONAGUA (2017).

Tabla 6. Promedio del consumo de agua potable estimado por clima predominante. Adaptación de (CONAGUA,2017).

Clima	Consumo l/habitante/d		
	Bajo	Medio	Alto
Cálido húmedo	198	206	243
Cálido subhúmedo	175	203	217
Seco o muy seco	184	191	202
Templado o frío	140	142	145

Para el dimensionamiento del humedal artificial subsuperficial (HASS), generalmente se utilizan modelos no mecanísticos (CONAGUA, 2016), los cuales se muestran en la Tabla 7.

Tabla 7. Modelos utilizados para el dimensionamiento del HASS. Adaptación de (CONAGUA, 2016; Mendoza y Ramos, 2012; Mictchell y McNevin, 2001; Kadlec y Knight, 1996; EPA, 1993).

Modelo	Descripción
Reglas empíricas	Se basan en criterios y recomendaciones propuestas por algunos autores como Wood (1995) y Kadlec y Knight (1996), basan sus diseños en criterios como el tiempo de retención hidráulico (d), la carga orgánica máxima (kg/DBO/ha-d), carga hidráulica (cm/d) y el requerimiento de área (ha^*d/m^3), sin embargo, sus reglas están basadas en observaciones de diferentes tipos de humedales artificiales; por lo tanto, es difícil encontrar criterios estandarizados.
Modelos de primer orden	Las ecuaciones del modelo de cinética de primer orden son las más utilizadas para desarrollar el diseño del humedal artificial. En la actualidad el modelo más aplicable es el establecido por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de América (EPA, 1993) y también el modelo de Kadlec y Kninht (1996) antes mencionado, basado en la reducción de contaminantes, principalmente la BDO y por una constante cinética dependiente de la temperatura (K_T).
Modelos de orden variable	En los modelos de primer orden las tasas de remoción se pueden incrementar hasta alcanzar remociones del 100 %, esto en un aspecto teórico, sin embargo, Mictchell y McNevin (2001) demostraron que esto no es posible debido a la aportación de materia orgánica del mismo humedal, y ellos proponen un modelo de orden cero para carga orgánica altas y un modelo de orden uno para cargas orgánicas bajas.

En este proyecto se analizará el modelo propuesto por la Agencia de Protección Ambiental (EPA, 1993) y una adaptación de otros autores a este mismo modelo, donde se utilizarán ecuaciones que son derivadas del modelo de cinética de primer orden.

Un humedal artificial subsuperficial (HASS) permite eliminar la materia en suspensión y la DBO de forma eficaz. García y Corzno, (2008) mencionan que estos sistemas pueden adaptarse para alcanzar reducciones de nitrógeno significativas, esto sería agregando al diseño otras unidades de tratamiento. De igual forma si se desea lograr mayores rendimientos de eliminación de fosforo y microorganismos indicadores de la contaminación fecal, se debe adaptar a los humedales (sean horizontales o verticales) unidades de procesos adicionales. En el informe de la EPA (1993) la propuesta para el diseño de los humedales subsuperficiales no se consideran la reducción de nitrógeno, fosforo o microorganismos, solo se basa en la reducción de DBO y SST. Por lo tanto, los métodos de dimensionamiento disponibles han sido contrastados y consensuados en múltiples experiencias, para llegar a un modelo más preciso.

Para realizar el diseño del humedal subsuperficial se necesitan analizar dos etapas: en la primera se determinará la superficie necesaria para el tratamiento (dimensionamiento) y en la segunda etapa el dimensionamiento hidráulico (García y Corzno, 2008).

En primer lugar, se necesita conocer el caudal medio diario, que es necesario para la caracterización del agua, puesto que se utilizan estos datos en el dimensionamiento teórico. Con la ecuación que se muestra a continuación se calcula el caudal medio diario.

Ecuación

$$Q = \frac{\beta * P * D}{1000}$$

dónde:

Q= Caudal medio diario, en m³/día
P= Población, en habitantes
D= Dotación, en L/habitante/día

β = La cantidad de agua de abastecimiento que se convierte en agua residual, expresada en tanto por uno. García y Corzo (2008) consideran que un 20% del agua se utiliza para riego de jardines.

2.6.1 Dimensionamiento

Para el dimensionamiento del HASS se considera que los valores asignados a los coeficientes son a criterio del diseñador, donde los valores seleccionados modifican el área resultante (Mendoza y Ramos, 2012). La ecuación utilizada para obtener la superficie necesaria de tratamiento en el HASS es:

Ecuación 1

$$A_s = \frac{Q[\ln(C_0) - \ln(C_1)]}{K_{vt}D_m n}$$

dónde:

A_s = Área superficial del humedal, m²
 Q = Caudal del afluente, L/s
 $K_{v,T}$ = Constante cinética de primer orden, d⁻¹
 D_m = Propuesta de profundidad de lecho, m
 n = Porosidad, fracción
 C_0 = Concentración inicial de contaminante, mg/l
 C_1 = Concentración final del contaminante, mg/l

Esta ecuación determina el dimensionamiento de la superficie del humedal subsuperficial (HASS). Donde los valores de Q y C_0 son determinados a partir de la caracterización del afluente y C_1 se define a partir de los límites establecidos por las normas ambientales vigentes (García y Corzo, 2008).

Se tiene que realizar la corrección por temperatura de la constante cinética de primer orden, por medio de la ecuación de Arrhenius (EPA, 1993), donde la constante $K_{v,20}$ es igual a 1.104 d⁻¹, θ es igual a 1.06.

Ecuación 2

$$K_{v,T} = K_{v,20}\theta^{T-20}$$

dónde:

T = Temperatura promedio del agua, °C
 θ = Coeficiente de Arrhenius

La EPA (1993) propone la corrección para la temperatura de la constante cinética de primer orden, por medio de la ecuación de Arrhenius. Kadlec y Kninht (1996) mencionan que se ha demostrado que en los HASS la eficiencia de remoción de la DBO no mejoro en verano ni empeora en invierno de forma significativa. Por ello García y Corzo (2008) no consideran necesario el ajuste de la temperatura para el diseño del HASS, proponiendo una variación en la ecuación para calcular el área superficial, donde consideran la constante K_A .

Ecuación 1.1

$$S = \frac{Q}{K_A} \ln \left[\frac{C_0}{C_1} \right]$$

2.6.2 Aspectos hidráulicos

Se deben considerar varios parámetros para poder obtener las características hidrodinámicas adecuadas en el diseño de los humedales artificiales, algunas de las cuales son: la circulación del agua a través del medio poroso, los caudales de entrada y salida, la precipitación, la evapotranspiración entre otros fenómenos o anomalías (García *et al.*, 2004).

El dimensionamiento hidráulico es necesario para determinar las dimensiones del sistema en cuestión de anchura y longitud, una vez que se conoce la superficie. Para calcular el dimensionamiento hidráulico se utiliza la Ley de Darcy, la cual describe el régimen del flujo en un medio poroso (García y Corzo, 2008), mediante la ecuación 3:

Ecuación 3

$$W = \frac{QA_1}{K_{s,1\%} dh D_{w,0}}$$

donde:

Q = caudal medio, en m^3/d

A_1 = Área para la zona inicial, m^2

A_2 = Área para la zona final, m^2

K_s = Conductividad hidráulica del medio en una unidad de sección perpendicular a la dirección del flujo, en $m^3/m^2 \cdot d$

dh_i = Pérdida de carga máxima en zona inicial, en m

$D_{w,0}$ = Profundidad del lecho, en m

Determinación de la pérdida de carga en la zona inicial.

La longitud de la zona inicial (L_i) se determina por medio de la ecuación 4:

Ecuación 4

$$L_i = \frac{A_1}{W}$$

Posteriormente se puede verificar la pérdida de carga, donde se utiliza la ecuación 5:

Ecuación 5

$$dh_i = \frac{QL_i}{K_{s,1\%}WD_{w,0}}$$

dónde:

dh_i = Pérdida de carga, m

Q = caudal medio, en m^3/d

L_i = Longitud del área inicial

K_s = Conductividad hidráulica del medio en una unidad de sección perpendicular a la dirección del flujo, en m^3/m^2*d

W = Ancho, m

$D_{w,0}$ = Profundidad del lecho, en m

El caudal debe de tomarse como el máximo diario, esto para que el sistema absorba bien las puntas de caudal. García y Corzo (2008) recomiendan que no se debe utilizar caudales puntas horarios, puesto que originan sistemas excesivamente anchos y poco largos.

Existe una variación en la conductividad hidráulica en función de la cantidad y del tamaño de los huecos del medio granular utilizado. En la Tabla 8 se muestran ordenes de magnitud estimados de la conductividad hidráulica (K_s) para diferentes materiales granulares que son utilizados como sustrato en los sistemas de humedales artificiales. García y Corzo (2008) mencionan que la conductividad hidráulica se va reduciendo con el paso del tiempo por la retención de sólidos y el crecimiento del biofilm, es por lo que recomiendan adoptar un factor de seguridad para K_s de 7 como mínimo.

Tabla 8. Ordenes de magnitud de la conductividad hidráulica (k_s) en función del tipo de material granular utilizado como sustrato en un humedal construido de flujo subsuperficial. Adaptación de García y Corzo, (2008); EPA, (2000).

Tipo de sustrato	Tamaño efectivo (mm)	Porosidad (%)	Conductividad hidráulica K_s (p^3/p^{2*d})
Arena gruesa	2	28-32	300 a 3000
Arenas gravosas	8	30-35	1,600 a 16,000
Gravas finas	16	35-38	3,000 a 32,000
Gravas medianas	32	36-40	32,000 a 160,000
Roca de cuarzo	128	38-45	16x10 ⁴ a 82x10 ⁴

* $\pi^3/\pi^2/d \times 0.3047 = m^3/m^2/d$

Se debe calcular la longitud y la pérdida de carga en la zona final del tratamiento, donde la longitud final se calcula con la ecuación 6:

Ecuación 6

$$L_f = \frac{A_2}{W}$$

donde:

L_f = Longitud final, m

A_2 = Área para la zona final, m²

W = Ancho, m

La pérdida de carga de la zona final (dh_f) de tratamiento se calcula por medio de la ecuación 7:

Ecuación 7

$$dh_f = \frac{QL_f}{K_{s,1\%}WD_{w,f}}$$

Donde la longitud final (m) del humedal se calculará por medio de la ecuación 8:

Ecuación 8

$$L = L_i + L_f$$

donde:

L = Longitud final, m

L_i = Longitud inicial, m

L_f = Longitud final, m

Posteriormente se debe verificar que la relación largo-ancho se como mínimo 2:1 a 4:1, para cumplir esto se propone un numero de celdas (N) (CONAGUA,2016). García y Corzo (2008) mencionan que en caso de que no se cumpla esta condición, que suele suceder muy frecuente, se debe dividir la superficie total en diferentes celdas

(módulos) que funcionaran en paralelo, donde se cumpla el criterio de relación. Por lo tanto, el ancho de las celdas se puede calcular con la ecuación 9:

Ecuación 9

$$W_{celda} = \frac{W}{N}$$

dónde:

W_{celdas} = Ancho de las celdas, m

W = Ancho mínimo, m

N = Numero de celdas

En los diseños de humedales artificiales se debe calcular el tiempo de retención hidráulico (TRH), el cual se puede calcular por medio de la ecuación 10:

Ecuación 10

$$TRH = \frac{nD_{wv}}{\left(\frac{Q}{A}\right)}$$

dónde:

TRH= Tiempo de retención hidráulico, d

n = Porosidad del sustrato

D_{wv} = Profundidad del lecho, m

Q = Caudal, m³/d

A = Área superficial, m²

En el diseño de los humedales artificiales se puede estimar el número de macrófitas requeridas para la instalación (N_v) por medio de la ecuación 11:

Ecuación 11

$$N_v = \left(\frac{L}{d_{M-M}} - 1\right) \left(\frac{W}{d_{M-M}} - 1\right)$$

dónde:

d_{M-M} = Distancia entre las macrófitas (recomendación de 1 m entre cada macrófita o cada rizoma, García y Corzno (2008) proponen tres macrófitas por metro cuadrado).

2.7 Parámetros de calidad de aguas residuales tratadas

La Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996, establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. En la Tabla 9 se mencionan los parámetros fisicoquímicos

para evaluar la calidad del agua gris, los cuales están normados por la EPA 2000, la NOM-001-SEMARNAT-1996, CONAGUA que establece indicadores de la calidad del agua y directrices de la OMS para reusó recreativo.

Tabla 9. Parámetros fisicoquímicos dispuestos en EPA 2000; NOM-001-SEMARNAT-1996; CONAGUA; Directrices de la OMS para reusó recreativo.

PARAMETRO	NOM-001-SEMARNAT-1996	CONAGUA Indicadores de calidad del agua	EPA 2000	Directrices de la OMS para reusó recreativo
DQO	N.R.	30 mg/L	N.R.	< 60 mg/L
Temperatura	40°C	N.R.	N.R.	15-35°C
pH	6-9	N.R.	N. R	6-9
SST	200 mg/l	N.R.	1 a 30 mg/L	< 20 mg/L
NT	60 mg/l	N.R.	1 a 10 mg/L	N.R.
NH ₃	N.R.	N.R.	1 a10 mg/L	N.R.
NO ₂	N.R.	N.R.	1 a10 mg/L	N.R.
NO ₃	N.R.	N.R.	1 a10 mg/L	N.R.
PT	30 mg/l	N.R.	0.5 a 3 mg/L	N.R.
Coliformes totales	N.R.	N.R.	50 a 500 NMP /100 ml	< 5000 NMP/100 ml (contacto indirecto)

Abreviaturas. NO₃ (nitrato), NO₂ (nitrito), NH₄(amonio), NT (nitrógeno total), PT (fosforo total), SST (sólido suspendidos totales), DQO (demanda química de oxígeno) y coliformes totales, NTP (número más probable).

N.R. Valor no requerido por las normas.

La Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) recomienda los siguientes parámetros para establecer la calidad del agua: Demanda Bioquímica de Oxígeno a cinco días (DBO₅), Demanda Química de Oxígeno (DQO), Sólidos Suspendidos Totales (SST).

Donde la DBO₅ y la DQO se utilizan para determinar la cantidad de materia orgánica presente en los cuerpos de agua que tienen descargas de aguas residuales (Mendoza y Ramos, 2012). Las cuales determinan la cantidad de materia orgánica biodegradable y la cantidad total de materia orgánica oxidable por métodos químicos respectivamente. La CONAGUA (2017) menciona que los SST son originados por las aguas residuales y por la erosión del suelo, los cuales permiten reconocer gradientes de contaminación, las cuales pueden ser naturales o por descargas residuales.

2.7.1 Temperatura (°C)

La temperatura de las aguas residuales es mayor que la de las aguas no contaminadas (alrededor de 25 °C), debido a la energía liberada en las reacciones bioquímicas, que se presentan en la degradación de la materia orgánica (Araneda, 2016). Esta influye en la cinética química de las reacciones de la vida acuática y en la cantidad de oxígeno presente. La temperatura óptima para la actividad biológica está entre 20-35°C (Delgadillo-López *et al.*, 2011). Los humedales artificiales muestran un mayor rendimiento en zonas cálidas y tropicales, puesto que los parámetros climatológicos: temperatura, radiación solar y evapotranspiración varían en un rango menor que en zonas templadas, esto genera una eficiencia constante durante el año (Llagas y Guadalupe, 2006).

2.7.2 Potencial de Hidrogeno (pH)

El pH de un sistema está relacionado con la acidez o la alcalinidad, debido principalmente a la presencia de dióxido de carbono, producido por la mineralización total de la materia orgánica (Londoño y Vanegas, 2009). Asimismo, es importante para el funcionamiento efectivo de los procesos de tratamiento de aguas y su control, en el tratamiento biológico de aguas residuales y los vertidos de aguas residuales (Secretaría de Economía, 2013).

El pH de las aguas residuales domésticas está en un intervalo de 6,5-8,5. Valores mayores a 9,2 inhiben el crecimiento de *E. coli* y valores entre 5-9, la vida de las especies acuáticas es favorecida (Paredes *et al.*, 2014). Es un parámetro importante debido a que varía por los factores abióticos, bióticos, bioquímicos y procesos de remoción de contaminantes (Delgadillo-López *et al.*, 2011).

2.7.3 Demanda Química de Oxígeno (DQO)

Se entiende por demanda química de oxígeno (DQO), la cantidad de oxígeno necesaria para oxidar químicamente la materia orgánica e inorgánica en un cuerpo de

agua. En condiciones naturales la materia orgánica puede biodegradarse lentamente (oxidación) hasta CO_2 y H_2O en procesos que pueden tardar pocas semanas hasta cientos de años (Romero-Aguilar *et al.*, 2009). En las pruebas para la determinación de la DQO se acelera artificialmente la biodegradación que realizan los microorganismos, en procesos de oxidación forzada (APHA, 2001) permitiendo cuantificar la DQO como mg/L en una muestra de agua.

2.7.4 Nitrógeno orgánico

Algunas de las reacciones químicas más importantes mediadas por microorganismos en ambientes acuáticos y del suelo son aquellas que involucran compuestos de nitrógeno (Manahan, 2000). Es un nutriente esencial para el crecimiento de protistas y plantas. Básico para síntesis de proteínas. En el ciclo del nitrógeno, su forma predominante en aguas residuales domésticas es el nitrógeno orgánico; donde las bacterias rápidamente descomponen el nitrógeno orgánico en nitrógeno amoniacal y si el medio es aerobio, en nitritos y nitratos (Londoño y Vanegas, 2009). Manahan, (2000) menciona que el N en las aguas residuales domésticas comprende aproximadamente 60% de NH_4^+ y 40% de N orgánico.

En los humedales artificiales es importante la forma del nitrógeno orgánico, porque en el tratamiento de las aguas residuales se hidrolizan fácilmente, química o microbianamente dando paso a la liberación de NH_4 . Se ha establecido que el principal mecanismo de remoción en humedales construidos lo constituye la nitrificación/desnitrificación, aunque también intervienen la metabolización por parte de las plantas y la absorción en la matriz del suelo o sedimentos (Londoño y Vanegas, 2009).

2.7.5 Nitratos (NO_3)

En las aguas residuales, las bacterias se encargan de la oxidación en un medio aerobio, generando nitratos y nitritos. Los nitratos en un agua residual indican que el

residuo se ha estabilizado con respecto a la demanda de oxígeno. Los nitratos en los sistemas de humedales artificiales son eliminados por medio de las plantas, estas lo asimilan en las proximidades de las raíces en los periodos de crecimiento activo, donde es recomendado retirar la vegetación que va muriendo, para evitar que regrese el nitrógeno asimilado como nitrógeno orgánico (Londoño y Vanegas, 2009).

2.7.6 Nitritos (NO_2)

Los nitritos son una forma intermedia presente en el ciclo del nitrógeno por medio de la nitrificación, que se define como la oxidación de nitrógeno amoniacal a nitrato, donde el nitrito es un producto intermediario en la secuencia de reacción (Paredes *et al.*, 2014).

2.7.7 Nitrógeno amoniacal (NH_3)

El nitrógeno amoniacal puede seguir diferentes formas de descomposición en los sistemas de humedales artificiales. En primer lugar, como amoniacal soluble, que es eliminado a la atmosfera en forma de gas amoniacal, pero es una forma poco importante dentro de estos sistemas. En segundo lugar, el amoniacal es convertido, por medio de adsorción temporal, mediante reacciones de intercambio iónico, sobre el sustrato del sistema y sobre las partículas orgánicas que se encuentren en el mismo y que estén dotadas de carga. El amoniacal puede ser consumido por la vegetación y los microorganismos o transformarse a nitrato mediante el proceso de nitrificación bajo condiciones aerobias (Londoño y Vanegas, 2009).

2.7.8 Fósforo (P)

El fósforo es importante para el desarrollo de los microorganismos y el crecimiento de plantas. En las aguas residuales el fósforo se encuentra en tres formas: Ortofosfatos solubles, polifosfatos inorgánicos y fosfatos orgánicos. Donde el ortofosfato es la forma más asimilable por los microorganismos y es utilizado como un parámetro de control, en los procesos biológicos de eliminación del fósforo. El fósforo presente en las aguas

grises es principalmente de compuestos fosfatados, que son los principios activos de la mayoría de los detergentes (Niño y Martínez, 2013).

En las aguas residuales domesticas se encuentra una concentración de fosforo total aproximadamente de 5-15 mg/L. La presencia de fosforo incrementa la tendencia de proliferación de algas en los cuerpos receptores. Íntimamente ligado, igual que el nitrógeno, al problema de la eutrofización (UDEP, 2012). Se ha demostrado que la carga de P afecta la calidad y la cantidad de materia orgánica, las tasas de acumulación de nutrientes, la biomasa microbiana, y el ciclo biogeoquímico (EPA, 2000).

El fósforo puede ser absorbido por las plantas en diferentes formas iónicas, el cual se integrará al metabolismo principalmente en el proceso de fotosíntesis, razón por la cual disminuye su concentración en el agua a su paso por los humedales (Romero-Aguilar *et al.*, 2009).

2.7.9 Coliformes totales

La presencia y extensión de contaminación fecal es un factor importante en la determinación de la calidad de un cuerpo de agua. Las heces contienen una variedad de microorganismos y formas de resistencia de estos, involucrando organismos patógenos, los cuales son un riesgo para la salud pública al estar en contacto con el ser humano. Para determinar la contaminación por patógenos se tomará como indicador a los coliformes fecales y totales. El límite máximo permisible para las descargas de aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público, así como las descargas vertidas a suelo (uso en riego agrícola) es de 1,000 y 2,000 como número más probable (NMP) de coliformes fecales y totales por cada 100 ml para el promedio mensual y diario, respectivamente, establecidos por la NOM-003-SEMARNAT-1997.

2.7.10 Sólidos Suspendidos Totales (SST)

El agua puede contener varios tipos de sólidos, entre ellos, sólidos disueltos y los sólidos suspendidos. Los sólidos y sales disueltas pueden afectar adversamente la calidad de un cuerpo de agua. Es un factor de los más importantes cuando se analiza la naturaleza de un agua residual y sus cambios una vez que ha sido sometida a un proceso de tratamiento (Londoño y Venegas, 2009).

2.8 Procesos de remoción de contaminantes en humedales artificiales

2.8.1 Proceso físico

Los procesos físicos permiten la eliminación de sustancias mediante el uso de fuerzas naturales (por ejemplo, la gravedad), así como de barreras físicas, tales como filtros y membranas o radiación ultravioleta (UV), que se utilizan principalmente para la desinfección, informa el Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos por sus siglas en inglés (WWAP, 2017).

El agua superficial en los humedales artificiales se mueve lentamente, principalmente por la vegetación y el sustrato que comprenden al sistema, esto permite la sedimentación de sólidos suspendidos y las raíces de la vegetación sirven como trampas y evitan la resuspensión. La sedimentación es usualmente considerada como un proceso irreversible, resultando en acumulación de sólidos y contaminantes asociados sobre la superficie del suelo del humedales (Llagas y Guadalupe, 2006).

2.8.2 Procesos químicos

Los compuestos o elementos de las aguas grises se encuentran relacionados con las actividades de los hogares, estos elementos son principalmente productos químicos sintéticos compuestos de nitratos, fosfatos y agentes tensoactivos. El proceso químico más importante de la remoción de suelos del humedal es la absorción, que da lugar a

la retención a corto plazo o a la inmovilización a largo plazo de varias clases de contaminantes (Llagas y Guadalupe, 2006).

2.8.3 Proceso biológico

Los procesos biológicos en el tratamiento de aguas residuales reproducen la degradación que ocurre naturalmente en ríos, lagos y arroyos (WWAP, 2017). Londoño y Venegas (2009) mencionan que la degradación biológica es quizás el camino más importante para la remoción de contaminantes en los humedales artificiales. La capacidad de las plantas es un punto muy importante, pues estas aprovechan los contaminantes como nutrientes, tales como nitrato, amonio y fosfato, que son tomados fácilmente por ellas para su desarrollo y crecimiento. La velocidad de remoción de estos contaminantes es variada, dependiendo del crecimiento de la planta y de la concentración de contaminantes en los tejidos de estas. Otro papel importante en los procesos biológicos lo tienen los microorganismos que se desarrollan de forma natural, estos se encargan de transformar los contaminantes en formas más asimilables por las plantas o incluso los degradan por completo. En la Tabla 10 se muestran los principales mecanismos de remoción en los humedales artificiales.

Tabla 10. Principales mecanismos de remoción en los humedales artificiales. Adaptación de Cabrera *et al.* (2014).

Contaminante.	Mecanismo de remoción.
Materia orgánica.	<ul style="list-style-type: none"> - Degradación microbiana aerobia. - Degradación microbiana anaerobia.
Nitrógeno.	<ul style="list-style-type: none"> - Amonificación seguido por nitrificación microbiana y desnitrificación. - Asimilación por parte de las plantas. - Adsorción principal.
Fósforo.	<ul style="list-style-type: none"> - Adsorción por parte del lecho. - Asimilación por parte de las plantas.
Patógenos.	<ul style="list-style-type: none"> - Sedimentación. - Filtración. - Muerte natural. - Radiación ultravioleta.

2.8.3.1 Fitorremediación

Es la aplicación de tecnología con plantas para tratar las aguas residuales, donde utilizan diferentes mecanismos por los cuales las plantas disminuyen la concentración de contaminantes presentes en el medio. En la Tabla 11 se muestran los diferentes mecanismos de fitorremediación. Donde principalmente ocurren estos procesos en periodos activos de crecimiento de las plantas. Sin embargo, al comenzar la senescencia de la vegetación, pueden ocurrir diversos problemas, puesto que la materia muerta formara parte de la materia orgánica en descomposición, disminuyendo así la cantidad de oxígeno disuelto y restringiendo el proceso de nitrificación, así como disminuir la actividad microbiana, por ello se ha recomendado que se retire el material vegetal muerto (Malaver, 2013).

Tabla 11. Tipos de fitorremediación. Adaptación de (Barton *et al.*, 2005; Méndez y Maier, 2008; Malaver, 2013).

Tipo	Proceso involucrado	Tipo de contaminación
Fitodegradación	Las plantas acuáticas captan, almacenan y degradan compuestos orgánicos para dar subproductos menos tóxicos o no tóxicos.	Son utilizadas para tratar aguas residuales agropecuarias, solventes clorados, DDT, pesticidas fosfatados, fenoles y nitrilos, etc.
Fitovolatilización	Las macrófitas captan y modifican metales pesados o compuestos orgánicos y los liberan a la atmósfera con la transpiración.	Mercurio, selenio y solventes clorados (tetraclorometano y triclorometano).
Fitoestimulación	Se usan los exudados radiculares para promover el desarrollo de microorganismos degradativos (bacterias y hongos).	Hidrocarburos derivados del petróleo y poliaromáticos, benceno, tolueno, atrazina, entre otros.
Fitoestabilización	Absorción y acumulación en las raíces o bien, por precipitación en la zona de la rizosfera. Este proceso reduce la movilidad de los contaminantes y evita su migración.	Lagunas de desecho de yacimientos mineros. Propuesto para fenólicos y compuestos clorados.
Rizofiltración	Las raíces de las macrófitas se usan para absorber, precipitar y concentrar metales pesados a partir de efluentes líquidos contaminados y degradar compuestos orgánicos.	Cadmio, cobalto, cromo, níquel, mercurio, plomo, selenio, zinc isótopos radioactivos, compuestos fenólicos.
Fitoextracción	Consiste en la absorción de contaminantes por medio de las raíces de las plantas, estas tienen la capacidad de acumular los contaminantes en sus tejidos como raíces, tallos y hojas.	Cadmio, cobalto, cromo, níquel, mercurio, plomo, selenio, zinc.

3 Justificación

En México se generan aproximadamente 138 m³/s de aguas grises, las cuales son mezcladas con aguas negras. Los procesos de depuración de las aguas grises requieren de procesos más sencillos que las aguas negras debido a la naturaleza de sus contaminantes. Los principales contaminantes presentes en las aguas grises son niveles reducidos de sólidos, materia orgánica, nitritos, nitratos y fosfatos. Debido a lo anterior este trabajo busca diseñar y operar un humedal subsuperficial horizontal modular a escala de laboratorio, el cual es un sistema económico en su construcción y operación, con un bajo requerimiento energético para el tratamiento de aguas grises.

4 Hipótesis

Mediante el diseño y la operación del humedal modular a escala de laboratorio se logrará remover los principales contaminantes: DQO, NO₂-N, NO₃-N, NH₄-N, PO₄, SST, coliformes totales del agua gris y así obtener la calidad requerida por las normas nacionales e internacionales para su reutilización.

5 Objetivos

5.1 Objetivo general

Evaluar la eficiencia del diseño y operación del humedal subsuperficial horizontal modular a escala de laboratorio para el tratamiento de aguas grises.

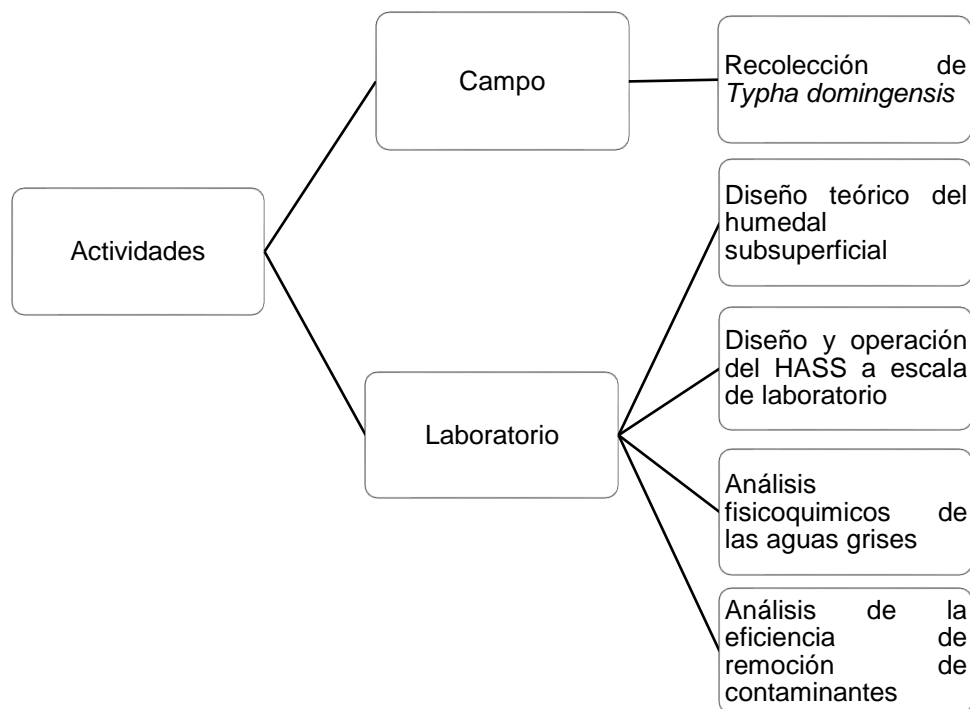
5.2 Objetivos específicos

1. Desarrollar el diseño de un humedal subsuperficial horizontal modular teórico y a escala de laboratorio.
2. Analizar el pH, temperatura, nitratos (NO_3), nitritos (NO_2), amonio (NH_4) solidos suspendidos totales (SST), demanda química de oxígeno (DQO), coliformes totales y fosfatos (PO_4) durante la operación del humedal subsuperficial horizontal modular.
3. Evaluar los porcentajes de remoción de nitratos (NO_3), nitritos (NO_2), solidos suspendidos totales (SST), demanda química de oxígeno (DQO), coliformes totales y fosfatos (PO_4) en el humedal subsuperficial horizontal modular.
4. Establecer el mejor tiempo de retención hidráulico de las aguas grises en el sistema del humedal subsuperficial horizontal modular (HASSM) a escala de laboratorio.

6 Materiales y métodos

6.1 Actividades

Para realizar la evaluación del diseño y la operación del humedal subsuperficial modular (HASSM), se considerarán las siguientes actividades:



6.2 Diseño y operación del humedal modular

6.2.1 Propósito

Para probar la eficiencia de remoción de contaminantes de aguas grises se diseñó e instaló un humedal subsuperficial modular a escala de laboratorio, donde las aguas grises utilizadas fueron recolectadas de una lavandería y un hogar conformado por seis integrantes ubicados en Cuernavaca, Morelos. El humedal modular se ubica en el invernadero norte del Instituto de Biotecnología (IBT) de la UNAM en Av. Universidad 2001, Chamilpa, cp. 62210 Cuernavaca, Morelos.

6.2.2 Diseño del humedal artificial subsuperficial (HASS) teórico

El dimensionamiento de humedales subsuperficial (HASS) se realizó en dos etapas: en la primera se determinó la superficie necesaria de tratamiento (m²) y en la segunda se estableció el dimensionamiento hidráulico.

Para el dimensionamiento del HASS, se basó en el modelo propuesto por la Agencia de Protección Ambiental (EPA), así como la combinación de ecuaciones de otros autores para poder llegar al diseño ideal, basado en la carga orgánica (DQO) de las aguas grises por el área del humedal. La EPA (1993) basa el diseño del humedal artificial subsuperficial en un modelo derivado de cinética de primer orden. En la Tabla 12 se muestran las ecuaciones que fueron utilizadas para el dimensionamiento del humedal subsuperficial.

Tabla 12. Ecuaciones para el dimensionamiento del humedal subsuperficial. Adaptación de: EPA, 1993; García y Corzo, 2008; CONAGUA, 2016.

Numero	Parámetro	Ecuación
1	Superficie necesaria (m ²)	$A_s = \frac{Q[\ln(C_0) - \ln(C_1)]}{K_{vt} D_m n}$
2	Corrección por temperatura de la constante cinética de primer orden (d ⁻¹)	$K_{v,T} = K_{v,20} \theta^{T-20}$
3	Ancho mínimo (m)	$W = \left(\frac{Q A_1}{K_{s,1\%} d h D_{w,0}} \right)^{0.5}$
4	Longitud de zona inicial (L _i)	$L_i = \frac{A_1}{W}$
5	Perdida de carga de zona inicial (dhi)	$d h_i = \frac{Q L_i}{K_{s,1\%} W D_{w,0}}$
6	Longitud de zona final (L _f)	$L_f = \frac{A_2}{W}$
7	Perdida de carga de zona final (dhi)	$d h_f = \frac{Q L_f}{K_{s,1\%} W D_{w,f}}$
8	Longitud final (m)	$L = L_i + L_f$
9	Ancho de las celdas (m)	$W_{celda} = \frac{W}{N}$
10	Tiempo de retención hidráulico (d)	$TRH = \frac{n D_{wv}}{\left(\frac{Q}{A} \right)}$
11	Numero de macrófitas	$N_v = \left(\frac{L}{d_{M-M}} - 1 \right) \left(\frac{W}{d_{M-M}} - 1 \right)$

6.2.3 Diseño del humedal subsuperficial a escala de laboratorio

La instalación hidráulica consistió de un recipiente de polietileno libre de corrosión y resistente a abolladuras con capacidad de 160.30 L donde se almacenan las aguas grises, se utilizaron cinco macetas holandesas (contenedores) que están fabricadas a base de polipropileno en coloración negra, lo que le da una excelente resistencia y un largo tiempo de vida útil, con dimensiones de 0.29 m de ancho y 0.365 m de largo, se colocaron linealmente, cada contenedor tiene una capacidad de 20 L, dando lugar a una capacidad total de 100 L por los cinco contenedores. En la Figura 5 se muestra el diseño del humedal subsuperficial modular.

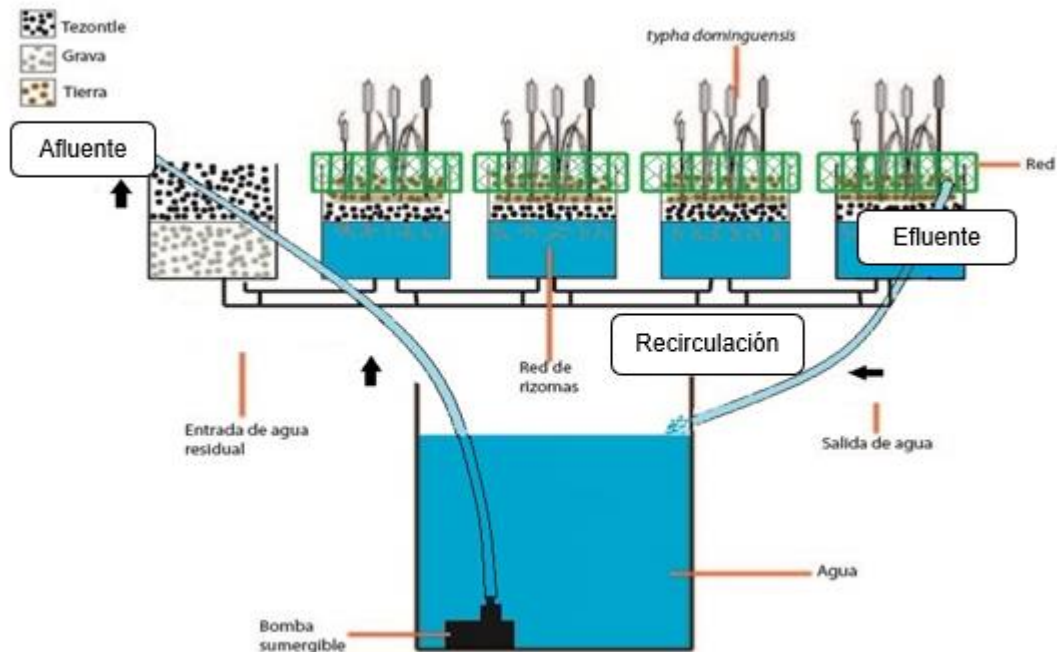


Figura 5. Diseño del humedal subsuperficial modular (HASSM) a escala de laboratorio. Elaboración propia.

El flujo del agua gris es por medio de una bomba de agua sumergible (aqua sub) con una capacidad de bombeo de 600 L/h, esta se encuentra en el tanque principal. La recirculación del influente y el efluente están constituidos por una manguera para agua de PVC transparente de ½ pulgada. El caudal del influente y el efluente fueron calculados con la siguiente ecuación:

$$Q = \frac{V}{T}$$

dónde:

Q = Caudal

T = Tiempo

V = Volumen

Los contenedores se conectaron por medio de tubos de PVC (policloruro de vinilo) de 1 pulgada, por la parte inferior de cada contenedor, uniendo así los cinco contenedores. La tubería cuenta con un volumen total de 0.822 L. La circulación del agua gris es en circuito. En la salida del efluente por medio de la manguera se obtuvieron las muestras para sus respectivos análisis.

Para sostener el sustrato y la vegetación, se armaron cuatro soportes de malla hexagonal galvanizada con una longitud de 0.365 m y 0.29 m de ancho, y una profundidad de 0.14 m. La estructura de malla fue recubierta con malla sombra para dar un mayor soporte al sustrato y la vegetación.

El sistema del humedal modular es un circuito, donde del tambo de plástico se bombea el agua gris hacia el primer contenedor, el cual solo está conformado por sustrato (grava y tezontle, 1:1), posteriormente el agua circula por las conexiones de PVC hacia los otros cuatro contenedores que están conformados por la estructura de malla hexagonal galvanizada que sostiene a la vegetación. Cuando el agua alcanza una altura promedio de 0.20 m esta comienza a salir por medio de la manguera hacia el primer tambo de plástico nuevamente. En la Figura 6 se muestra la estructura del humedal subsuperficial modular a escala de laboratorio.



Figura 6. Estructura del humedal subsuperficial modular a escala de laboratorio (HASSM). Elaboración propia.

La dimensión total del humedal modular es de 1.66 m de largo, 1.135 m de altura y 0.83 m de ancho. Donde se cumple la característica de una condición 2:1.

El sustrato utilizado consistió en grava, dado que cuenta con una alta permeabilidad que previene la compactación del suelo y corresponde a un medio granular de bajo costo, capaz de remover sólidos suspendidos procedentes de las aguas grises. Como segundo sustrato se utilizó el tezontle negro (roca de origen volcánica), el tezontle es una roca con un área superficial altamente porosa y baja dureza y densidad. El alto contenido de dióxido de hierro y la alta porosidad del tezontle lo convierten en un buen candidato como sustrato para los humedales artificiales (Zurita *et al.*, 2006). En la Tabla 13 se muestra la composición del primer contenedor del humedal modular a escala de laboratorio, donde la capa 1 se asocia a la capa base.

Tabla 13. Composición de las capas del humedal subsuperficial modular a escala de laboratorio.

Capa	Material	Grosor (mm)	Volumen (ml)
Capa 1	Tezontle negro	20	14833.5
Capa 2	Grava mediana	35	15877.5

Los otros cuatro contenedores que están conformados por la estructura de malla para sostener la vegetación, se colocó una capa base de tezontle negro con un volumen de 2 ml y con 12 ml de composta, esto para que las hidrófitas utilizadas puedan arraigarse a estos sustratos.

La vegetación utilizada consistió en *Typha domingensis*, que fueron recolectada del río Apatlaco en las coordenadas 18°39'43.1"N 99°13'39.7"W en la localidad de Xoxocotla en el municipio de Puente de Ixtla (Figura 7) puesto que esta se encuentra de forma natural en esa zona. Se recolectaron en total 12 *Typhas domingensis* de aproximadamente 50 cm de longitud, mediante la metodología descrita por Lot y Chiang 1986 y Lot *et al.*, 2015. La cual consistió en 1.- Utilizar botas de hule en la orilla del río con suelo firme. 2.- Material para la extracción desde el rizoma: pala, navaja y una cubera para el traslado con agua. 3.- Anotar datos referenciales al tipo de hábitat, profundidad, movilidad del agua, forma de vida, flor o fruto. Posteriormente se les dio un tiempo de aclimatación de dos meses (junio – julio 2018) en el invernadero del Instituto de Biotecnología (IBT) de la UNAM, donde las condiciones iniciales de operación del humedal subsuperficial modular fueron con agua del grifo. Posteriormente el humedal modular subsuperficial fue alimentado con las aguas grises provenientes de una lavandería y un hogar conformado por seis integrantes ubicados en Cuernavaca, Morelos.

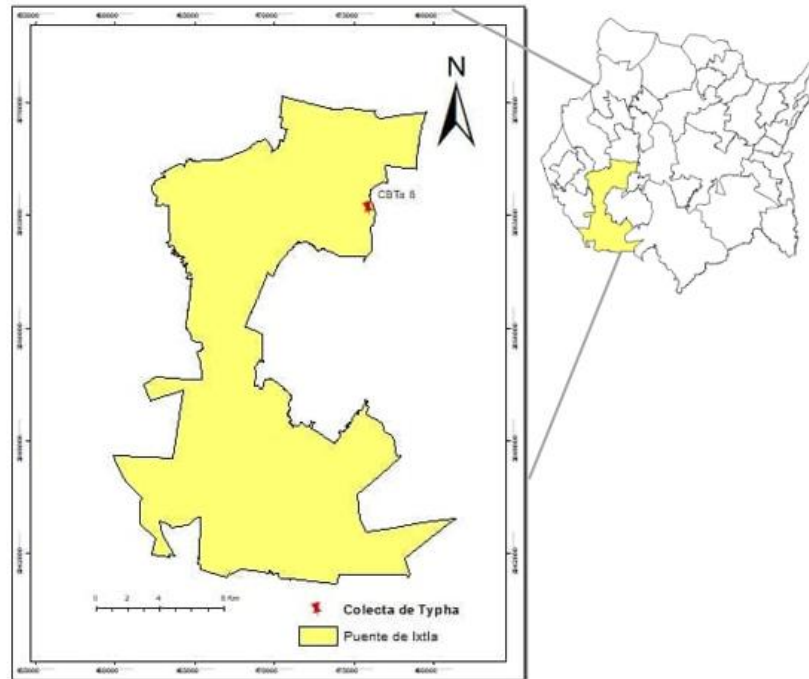


Figura 7. Punto de recolecta de *Typha domingensis* en las coordenadas 18°39'43.1"N 99°13'39.7"W en la localidad de Xoxocotla en el municipio de Puente de Ixtla. Elaboración propia.

6.2.4 Condiciones de Operación

Las condiciones del caudal del humedal modular se muestran en la Tabla 14. Donde el humedal subsuperficial modular cuenta con un volumen total inicial de 126 L de aguas grises.

Tabla 14. Condiciones de caudal del humedal subsuperficial modular (HASS).

HASS	CAUDAL (Q)
Influyente	5.07 m ³ /s
Efluyente	4.76 m ³ /s

6.3 Análisis de parámetros fisicoquímicos

Para el seguimiento y análisis del humedal modular se evaluaron los parámetros de la Tabla 15 con técnicas establecidas por las normas nacionales e internacionales vigentes, utilizando un colorímetro portátil multiparámetro (DR900) con sus respectivos kits y los Standard Methods (APHA; AWWA Y WPCF).

Tabla 15. Métodos utilizados para evaluar los parámetros del HASS.

Parámetro	Efluente	Método/Kits	Norma	Equipo
Nitrito	1 semanal	NitriVer 2 Nitrite Reagent for 10 ml sample. USEPA Diazotization Method (2-250 mg/L).	Wastewater Analysis, (1979).	DR 900
Nitrato	1 semanal	Método del ácido cronotrópico. NitraVer X Reagent (0.2-30 mg/L).	Wastewater Analysis, (1979).	DR 900
Amonio	1 semanal	Metodo de salicilato para la determinacion de amonio. High Range Ammonia Reagent (0-50 mg/L).	International Water Conference (1981)	DR 900
Fosfatos	1 semanal	Molybdovanadate Method. High Range Reactive Phosphate (0-100 mg/L).	International Water Conference (1981)	DR 900
DQO	1 semanal	USEPA Reactor Digestion Method (200-15,000 mg/L)	Standard Method (5220 D)	DRB 200
pH	3 días	Potenciométrica	NMX-AA-008-SCFI-2016	Potenciómetro
Coliformes totales.	1 al mes	Determinación de bacterias coliformes, coliformes fecales y <i>Escherichia coli</i> por la técnica de diluciones en tubo múltiple (número más probable o NPM)	Método estándar (APHA; AWWA Y WPCF, 2000)	Incubadora 35-40 °C
Solidos suspendidos Totales	1 al mes	Evaporación - Calcinación	Método estándar (APHA; AWWA Y WPCF, 2000)	Balanza y estufa
Temperatura	1 semanal	Análisis de agua - Determinación de la temperatura en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.	NMX-AA-007-SCFI-2000	Termómetro de mercurio 0/200 °C

Wasterwater Analysis, (1979); Wastewater Analysis, (1979); International Water Conference (1981); Método estándar (APHA; AWWA Y WPCF, 2000); American Public Health Association (APHA) (2001); Diario Oficial de la Federación, (2000).

6.4 Evaluación de la remoción de los contaminantes en el humedal modular

La evaluación de la remoción de los contaminantes se realizó por medio del cálculo de eficiencia de remoción, el cual se determinó como se muestra en la siguiente ecuación.

Ecuación

$$R = \frac{[X_i] - [X_f]}{[X_i]} \times 100$$

dónde:

R = Es la eficiencia de remoción.

X_i = Es la concentración del influente.

X_f = Es la concentración del efluente.

6.5 Análisis estadísticos de los resultados

Los resultados obtenidos después de la caracterización del agua gris y de evaluar los parámetros de esta misma, fueron capturados en Microsoft Office Excel 2010, donde fueron analizados y graficados, posteriormente de cada uno de los parámetros se obtuvo la eficiencia de remoción y una gráfica para poder analizar la concentración inicial contra cada muestra nueva, estos análisis se determinaron mediante un análisis estadístico descriptivo básico, el cual incluye: media, desviación estándar, máximos y mínimos y la varianza de cada parámetro. Se utilizó un análisis de componentes principales (PCA) el cual se realizó para analizar la varianza entre los diferentes componentes que influyen en el funcionamiento del HASS a escala de laboratorio. En este proyecto el PCA permitió analizar los procesos que influyen en la eficiencia de remoción de los parámetros evaluados en el HASS, mediante el análisis de las asociaciones definidas por una o más cargas variables de los factores, se considera que un peso de carga cercano a ± 1 indica una fuerte correlación entre la variable y el factor.

7 Resultados y análisis

7.1 Diseño teórico del humedal subsuperficial (HASS)

El diseño del humedal subsuperficial (HASS) es un modelo para una familia de seis integrantes. La caracterización del agua gris generada por la familia se encuentra en la Tabla 16, esos parámetros se obtuvieron por medio de las técnicas descritas en la Tabla 15 y son tomados en cuenta para el desarrollo del diseño teórico del HASS.

Tabla 16. Caracterización de las aguas grises de una familia de seis integrantes. Elaboración propia.

Parámetros	Aguas grises crudas
DQO (mg/l)	490
NO ₂ (mg/l)	0.085
NO ₃ (mg/l)	1.4
NH ₄ (mg/l)	0
PO ₄ (mg/l)	11.7
pH	8.95
Temperatura (°C)	25

Abreviaciones: nitratos (NO₃), nitritos (NO₂), amonio (NH₄), demanda química de oxígeno (DQO) y fosfatos (PO₄).

7.1.1 Consideraciones para el diseño

El diseño del humedal subsuperficial (HASS) será proyectado para una familia de seis integrantes, con las siguientes características: el clima en Cuernavaca, Morelos es de 10°C a 30°C (CENAGUA,2018), un clima cálido húmedo, la familia cuenta con un consumo de agua potable alto de 243 (L/habitante/d) (Tabla 6), por medio de una multiplicación y una conversión de L/día a m³/día, se obtiene el consumo de agua domestica total (Tabla 17) de la familia.

Tabla 17. Consumo de agua potable por una familia de seis integrantes.

Consumo de agua potable	L/habitante/día	Número de habitantes	Consumo de agua M ³ /día
Alto	243	6	1.458

La EPA (2000) recomienda que para el diseño del humedal se puede asumir que el humedal se encuentre dividido en cuatro secciones, considerando una zona de entrada y salida donde se captara el caudal de la familia, una zona inicial, la cual ocupa el 30%

del área total y la zona final con un 70% del área. La conductividad hidráulica es considerada al 1% en la zona inicial y al 10% en la zona final (Tabla 8).

En la Tabla 18 se muestran los datos de partida que fueron recabados y calculados por medio de la caracterización del agua gris de la familia para poder proyectar el diseño del HASS.

Tabla 18. Datos de partida que se van a utilizar para realizar el ejemplo del dimensionamiento del HASS para una familia de seis integrantes.

Población (habitantes)	6
Dotación de agua (l/hab*día)	243
C ₀ (DQO) (mg/l)	490
C ₁ (DQO) (mg/l)	30
Promedio de temperatura mínima (°C)	10
Porosidad del sustrato	0.40

Para el diseño teórico se propone utilizar como sustrato grava mediana con 30 mm de grosor, la CONAGUA (2016) propone una ecuación para calcular la conductividad hidráulica de los sustratos, la cual se muestra a continuación.

$$K_s = 12600Dg^{1.9} = 12600 \left(\frac{mm}{10} \right)^{1.9}$$

Substituyendo se obtiene:

$$K_s = 12600Dg^{1.9} = 12600 \left(\frac{30}{10} \right)^{1.9} = 101601.7 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$$

Se calculará el gasto medio de la familia de seis integrantes por medio de la ecuación 5, donde se considera que un 20% del agua residual de la familia no son aguas grises.

$$Q = \frac{\beta * P * D}{1000}$$

Sustituyendo los datos de la familia de seis integrantes, los datos mostrados en la Tabla 6 y en la ecuación 6 se obtiene:

$$Q = \frac{0.8 * 6 \text{ habitantes} * 243 \text{ l/hab/d}}{1000} = 1.166 \text{ m}^3/\text{d}$$

7.1.2 Dimensionamiento del humedal subsuperficial (HASS)

- 1- La profundidad del humedal estará regida por la profundidad de alcance de las raíces de las plantas emergentes que se vayan a utilizar, en este proyecto se utilizará *Typha domingensis*. Según estudios realizados la profundidad de las raíces puede oscilar en 0.3 m a 0.4 m, que será considerado como profundidad del lecho.
- 2- Se evalúa el efecto de la temperatura en la constante cinética utilizando la ecuación de Arrhenius (ecuación 2), para el mes más frío en Cuernavaca, Morelos (10°C), donde se obtiene:

$$K_{v,T} = 1.04(1.06)^{10-20} = 0.580 \text{ d}^{-1}$$

- 3- Determinación del área superficial (m^2). El área superficial del HASS se calcula mediante la ecuación 1, en este proyecto el dimensionamiento será basado en la reducción de la DQO.

$$A_s = \frac{Q[\ln(C_0) - \ln(C_1)]}{K_{vt}D_m n}$$

Sustituyendo los valores de la ecuación 1, se obtiene:

$$A_s = \frac{1.166 \text{ m}^3/\text{d}[\ln(490\text{mg/l}) - \ln(30\text{mg/l})]}{0.580 \text{ d}^{-1}(0.3\text{m})(0.40)} = 47\text{m}^2$$

Posteriormente se calcula el área para la zona inicial del sistema, considerando que la zona inicial ocupara el 30% del área total del sistema, obteniendo:

$$A_1 = 0.3(47\text{m}^2) = 14.1 \text{ m}$$

Una vez calculada el área de la zona inicial (A_1), se calcula el área final del sistema, el cual comprenderá el 70% del área total del HASS, obteniendo:

$$A_2 = 0.7(47\text{m}^2) = 32.9\text{m}$$

Estos resultados suponen una visión general de lo que es el diseño del HASS. A partir del resultado del área superficial (m^2) del sistema se realizó el dimensionamiento hidráulico, que es fundamental para obtener un buen rendimiento de este.

7.1.2.1 Dimensionamiento hidráulico del humedal subsuperficial (HASS)

1. Se desarrollo la ecuación 3 para determinar el ancho mínimo necesario para el HASS. Se determino el ancho mínimo teórico (W), utilizando la ecuación de Darcy, donde para la zona inicial de tratamiento se obtuvo un valor de:

$$W = \left(\frac{1.166m^3/d(14.1m)}{1016.01m^3/m^2d(0.03m)(0.3m)} \right)^{0.5} = 1.33 m$$

El ancho calculado es donde la perdida de carga es igual a 0.03 m. En el diseño podría usarse un ancho igual o mayor, de esta forma se aseguraría que la perdida de carga es igual o menor que el valor utilizado.

2. Posteriormente se calculó la longitud de la zona inicial del HASS, teniendo en cuenta el área inicial calculada y el ancho mínimo, utilizando la ecuación 4, donde se obtuvo un valor de:

$$L_i = \frac{14.1m}{1.33m} = 10.60 m$$

Cuando se ha calculado la longitud de la zona inicial, se determina la perdida de carga (dh_i) en la zona inicial del HASS, por medio de la ecuación 5, substituyendo se obtuvo:

$$dh_i = \frac{1.166m^3/d * 14.1m}{1016.01m^3/m^2d * 0.60m * 0.3m} = 0.067m$$

Se determino la longitud de la zona final del tratamiento, por medio de la ecuación 6, donde se obtuvo un valor de:

$$L_F = \frac{32.4m}{1.33m} = 24.36m$$

Posteriormente se calcula la pérdida de carga (dh_f) de la zona final por medio de la ecuación 7.

$$dh_f = \frac{1.166m^3/d * 32.4m}{10160m^3/m^2d * 0.60m * 0.3m} = 0.020m$$

Una vez calculados los valores anteriores se puede obtener la longitud final del HASS por medio de la ecuación 8, en la cual se suman las dos longitudes calculadas anteriormente, obteniendo un valor de:

$$L = 10.60 m + 24.36 m = 35.33 m$$

Se recomienda que los humedales se dividan en celdas (C) para poder proporcionar mantenimiento de una forma más sencilla y de igual forma adaptar los sistemas al espacio que se disponga. Ahora bien, para cumplir con las recomendaciones de la relación largo-ancho (2:1 a 4:1), se propone dividir la longitud total en un número de celdas (N). Por lo tanto, por medio de la ecuación 9 se calculó el número de celdas para el sistema, considerando que el largo es más grande que el ancho, se sustituyó en la fórmula para obtener un número determinado de celdas en el diseño, donde se obtuvo un valor de:

$$L_{celda} = \frac{35.33m}{7} = 5 m$$

De esta forma se obtuvo una proporción 4:1 para el sistema del HASS, cumpliendo la relación largo-ancho recomendado. Quedando un total de 7 celdas con una longitud de 5 m y 1.30 m de ancho.

Posteriormente se calculó el tiempo de retención hidráulico (TRH) sustituyendo la ecuación 10, y se obtuvo un valor de:

$$TRH = \frac{0.40(0.3m)}{\left(\frac{1.166m^3/d}{47m^2}\right)} = 5 d = 120h$$

García y Corzno (2008) recomiendan colocar tres ejemplares de macrófitas por metro cuadrado. La CONAGUA (2016) propone una ecuación para determinar el número de macrófitas que serán requeridas en el diseño del humedal subsuperficial (ecuación 11), sustituyendo los valores se obtuvo un valor de:

$$N_v = \left(\frac{47m}{1m} - 1 \right) \left(\frac{1.33m}{1m} - 1 \right) = 15 \text{ macrófitas}$$

En la Figura 8 se muestra la proyección del diseño del humedal subsuperficial para una familia de seis personas, las dimensiones del diseño fueron basadas en la reducción de la DQO de las aguas grises de dicha familia.

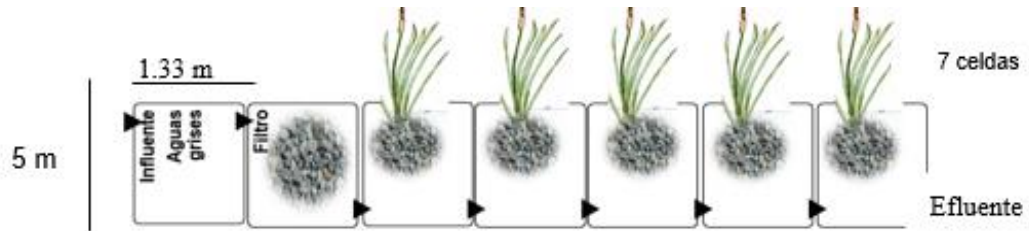


Figura 8. Configuración general del humedal subsuperficial (HASS) para el tratamiento de aguas grises. Elaboración propia.

Con el mismo procedimiento se calcularon las dimensiones para los HASS con diferentes caudales producidos por distintas familias (Tabla 19), de esta forma se puede proyectar el modelo y las dimensiones que cada una de ellas requeriría según el caudal de aguas grises que producen (Gráfico 2) y por medio de la caracterización de su efluente de aguas grises.

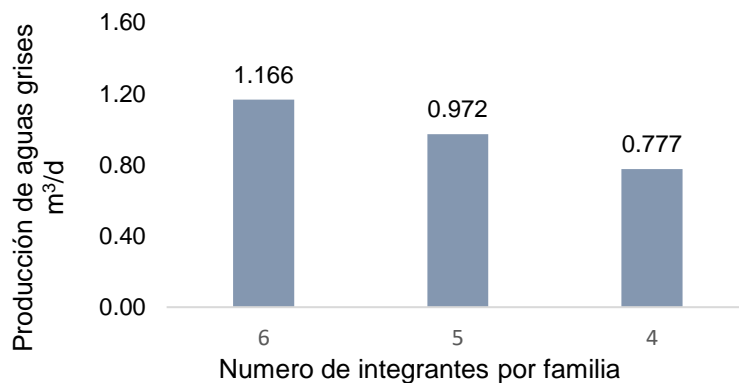


Gráfico 2. Consumo de aguas grises por cada familia m³/d (tomando en cuenta los integrantes) (CONAGUA, 2017). Elaboración propia.

Tabla 19. Dimensiones de los HASS para diferentes familias (considerando el número de integrantes).

Familias (habitantes)	Área superficial del HASS (m ²)	Número de celdas (L _{celdas})	Largo (m)	Ancho (m)
6	47	7	5	1,30
5	39	5	7,8	2,8
4	31	5	6,2	2,4

7.2 Operación del humedal subsuperficial modular a escala de laboratorio

Una vez construido el humedal artificial a escala de laboratorio y plantada la vegetación, se inició el aporte de aguas del grifo. El humedal artificial requiere de un periodo de establecimiento, en el que la vegetación plantada enraíza, el cual fue un periodo de dos meses (junio- julio 2018) y sobre todo, se desarrollan las comunidades microbianas responsables fundamentalmente de la depuración de los contaminantes del agua (García y Corzo, 2008; Antón *et al.*, 2016). El desarrollo del crecimiento microbiano dio lugar a la formación del biofilm, adhiriéndose a la superficie de las raíces y a las partículas del substrato (Antón *et al.*, 2016).

El sistema se evaluó por 7 días consecutivos para determinar el volumen de pérdida por medio de evaporación, iniciando el 18 de julio al 27 de julio del 2018, los resultados obtenidos se muestran en el Gráfico 3, con un promedio de pérdida de 2.52 l/día, esto equivale a un 2% de pérdida por día, con una temperatura promedio en Cuernavaca, Morelos de 27/15 °C (CENAGUA, 2018).

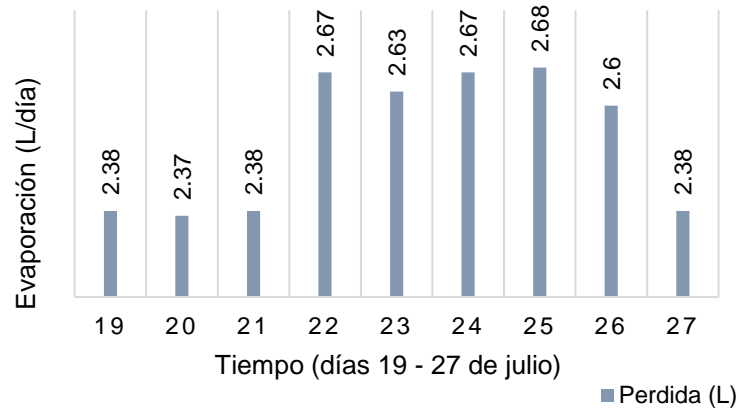


Gráfico 3. Perdida del volumen de agua por medio de evaporación en el humedal subsuperficial modular a escala de laboratorio

Las aguas grises fueron recolectadas de un hogar conformado por 6 personas y de una lavandería ubicados en Cuernavaca, Morelos. Se recolectaron 126 L de aguas grises en garrafones y se trasladaron al humedal subsuperficial modular (HASSM) que se encuentra en el invernadero del Instituto de Biotecnología (IBT) de la UNAM.

7.3 Análisis fisicoquímicos de las aguas grises

Se analizaron los parámetros pH, temperatura, nitratos (NO_3), nitritos (NO_2), amonio (NH_4), demanda química de oxígeno (DQO) y fosfatos (PO_4) del agua gris de forma continua por siete días en el mes de agosto y se repitió en el mes de noviembre del 2018, esto para analizar la eficiencia de remoción de los parámetros y poder establecer el mejor tiempo de retención hidráulica en el sistema.

Posteriormente se analizaron los parámetros una vez por semana durante un mes (agosto 2018), lo cual nos permitió evaluar la eficiencia de remoción de los contaminantes presentes en las aguas grises por medio del HASSM a escala de laboratorio. Los sólidos suspendidos totales (SST) y los coliformes totales (CT) fueron evaluados el día uno con el agua gris cruda y el día treinta de operación del sistema de HASSM.

Las características del agua gris a tratar son de carga media-baja de contaminantes de acuerdo con la definición de CONAGUA en su Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento (2017). Los parámetros evaluados en este proyecto mostraron una disminución considerable tomando en cuenta los días que permaneció el agua gris en el sistema del HASSM a escala de laboratorio. Se analizaron los datos obtenidos de la evaluación de los parámetros mediante el análisis de laboratorio por medio de estadística con el fin de lograr una mayor confiabilidad de estos. Las mediciones utilizadas fueron la varianza de los parámetros, el promedio y la desviación estándar, basándose en la suposición de que los datos se distribuyen normalmente.

7.1 Análisis de la eficiencia de remoción de los contaminantes y análisis multivariados

DQO. El valor de la demanda química de oxígeno (DQO) es directamente proporcional a la cantidad de materia orgánica e inorgánica que es degradable químicamente en las muestras, en el Grafico 4 se muestran los valores obtenidos en el periodo de muestreo en el sistema del HASSM a escala de laboratorio. En el sistema se obtuvo una eficiencia de remoción máxima de 97.7% de DQO donde no hubo diferencias significativas en la eliminación de la DQO a lo largo del proceso experimental ($p=0,0653$), este sistema de humedal subsuperficial modular (HASSM) a escala de laboratorio alcanzó los límites máximos permisibles para la reutilización de las aguas grises establecidos por normas internacionales (OMS) en catorce días, se logró obtener un rango de 40 mg O₂/L lo que significa una eficiencia de remoción del 91.8%. Las normas nacionales actuales (NOM-001-SEMARNAT-1996 y NOM-003-SEMARNAT-1997) no establecen un límite máximo permisible de DQO para la reutilización de aguas grises, en la Norma Oficial Mexicana NOM-067-ECOL-1994, se establecen los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores provenientes de los sistemas de alcantarillado o drenaje municipal, su promedio diario es de 200 mg O₂/L de DQO, en este caso el sistema del HASS alcanzó esos valores en el día cuarto de operación, con un rango de 140 mg O₂/L de DQO. La OMS menciona que para poder reutilizar las aguas residuales tratadas en uso recreativos con contacto indirecto debe tener un rango <60

mg O₂/L, en este caso a partir del día doce de tratamiento en el sistema se encontró dentro de este rango. La CONAGUA estableció indicadores de calidad de agua, en cuanto a la DQO para contar con una buena calidad debe encontrarse en un rango de 30 mg/L de DQO. En este caso el sistema alcanzó esos valores a partir del día 16 de tratamiento.

En comparación con otros sistemas de humedales subsuperficiales a escala de laboratorio, se logró obtener una eficiencia de remoción alta (Gráfico 5) durante la fase experimental. Quipuzco (2002) reporta que para su diseño de humedal horizontal se alcanzó el 84.3% de remoción de la DQO, superando su diseño vertical, donde utilizó aguas residuales domésticas. Zurita *et al.*, (2006) menciona que obtuvo una eficiencia de remoción de DQO de 77.4 a 83.2% para aguas residuales. Gross *et al.*, (2007) utilizó un humedal subsuperficial vertical en el cual trabajó con aguas grises, donde inició con un valor de 839 mg / L y se redujo a 0.7 y 157 mg / L (eliminación 99.85 y 81.29%), respectivamente. Castañeda y Flores (2014) reportan una remoción en cuanto a la DQO de un 86% con plantas macrófitas que se encontraban en humedales naturales, los cuales alcanzaron parámetros dentro de normas oficiales mexicanas. Otro caso de humedal artificial subsuperficial a escala de laboratorio es de Antón *et al.*, (2016) el cual obtuvo una eficiencia de remoción de DQO del 81%, donde utilizó un agua contaminada sintética.

En el sistema del HASSM, después del día 22 de tratamiento de las aguas grises, la DQO comenzó a aumentar, en el día 28 se encontraba en un rango promedio de 60 mg O₂/L, esto puede ser atribuido al arrastre de vegetación muerta, al arrastre de el biofilm que se encontraba en las paredes del humedal y el arrastre de raíces en el sistema, como lo reporta Quipuzco (2002) y Romero-Aguilar *et al.* (2009). Los cuales mencionando que el arrastre de estos compuestos entra al sistema como materia orgánica en descomposición y esto incrementa la concentración de DQO en el sistema. Otra causa del aumento de la concentración de la DQO es los factores de evapotranspiración y evaporación del agua en el HASSM.

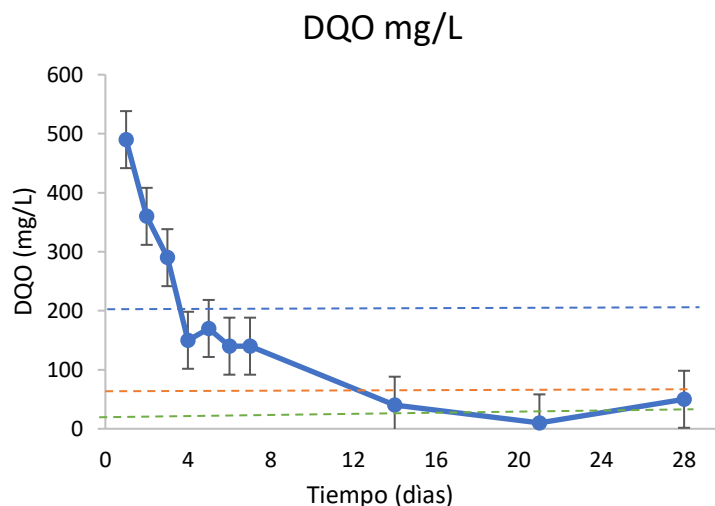


Gráfico 4. Valores obtenidos de DQO en el sistema del HASSM a escala de laboratorio durante la fase experimental. N (184,152.77). Límites máximos permisibles por la NOM-067-ECOL-1994 ---- Límites máximos permisibles OMS, 2000 ----. CONAGUA ----. Elaboración propia.

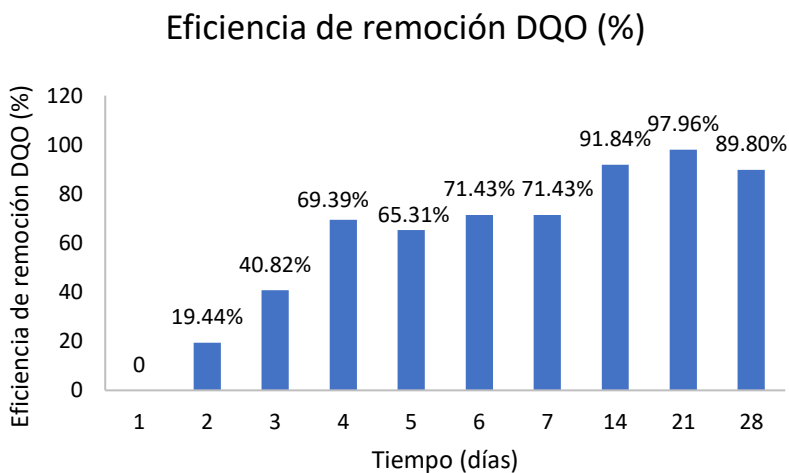


Gráfico 5. Eficiencia de remoción (%) de DQO en el HASSM a escala de laboratorio durante la fase experimental. N (184, 152,77). Elaboración propia

En la tabla 20 se presentan los valores obtenidos de DQO en el sistema de HASSM a escala de laboratorio durante el periodo de experimentación del sistema.

Tabla 20. Resumen de las concentraciones de DQO en el sistema del HASSM a escala de laboratorio en el efluente.

Parámetro	Mínimo	Máximo	Promedio	Desviación estándar
DQO (mg O ₂ /L)	10	490	184	152,77

Fosfatos. La eliminación promedio de PO₄ fue del 16.26% en el HASSM a escala de laboratorio. La eliminación de fósforo en los sistemas de humedales artificiales a

menudo es limitada por la baja capacidad de sorción de los materiales de filtración (grava, tezontle, roca, etc.) que son utilizados en los sistemas (Vymazal, 2010). Unos de los factores clave para la eliminación de fósforo en los sistemas de humedales artificiales son el potencial redox, el pH y la temperatura (Verma y Suthar, 2018).

La remoción de fósforo en estos sistemas se atribuye principalmente a las hidrófitas, al sustrato y a los microorganismos que son capaces de asimilar diferentes formas iónicas del fósforo presente en las aguas residuales. El fósforo en aguas residuales se encuentra principalmente como fosfatos y formas orgánicas (Romero-Aguilar *et al.*, 2009). En las aguas grises la contaminación por este elemento es principalmente por el uso de productos de limpieza con compuestos fosforados como principio activo. La remoción de fosfatos (PO_4) en estos sistemas depende en gran medida de la etapa de crecimiento de las hidrófitas y del estado de los sustratos del sistema (Londoño *et al.*, 2009). Los principales mecanismos de transformación de fósforo en el humedal son: adsorción, desorción, precipitación, disolución, absorción de plantas y microorganismos, lixiviación, mineralización, sedimentación, etc. (Kadlec y Knight, 1996; Verma y Suthar, 2018).

En el Gráfico 6 se muestran los valores obtenidos de fosfatos en el periodo experimental del sistema del HASSM a escala de laboratorio, donde se inició con un valor de 33.8 mg/L de PO_4 y para el día cinco de tratamiento se obtuvo un valor de 4 mg/L de PO_4 , esto representa un porcentaje de remoción del 88.17%. La EPA, 2000 menciona que el límite máximo permisible de fosfatos en aguas residuales tratadas es de 3 mg/L.

Después del día cinco de tratamiento la concentración $\text{PO}_4\text{-P}$ comenzó a aumentar, esto puede ser atribuido a la colmatación de los sustratos con partículas y raíces que se sedimentaron en ellos, puesto que el medio granular limpio cuenta con una capacidad de adsorción el cual se va perdiendo (García y Corzo, 2008; Otalora *et al.*, 2011), las hidrófitas se encontraban en un periodo de crecimiento y reproducción por medio de rizomas, esto permite que exista remoción de PO_4 en sistema, puesto que

estas pueden absorber fósforo en diferentes formas iónicas principalmente en el proceso de la fotosíntesis (Otalora *et al.*, 2011).

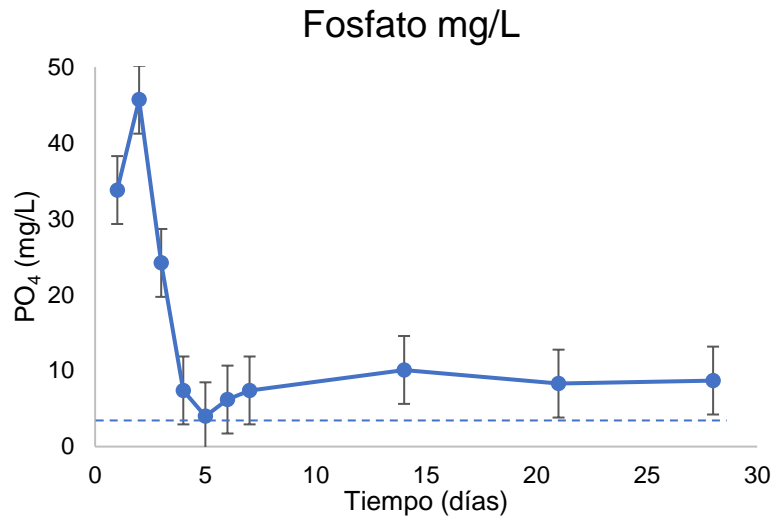


Gráfico 6. Valores obtenidos de fosfatos (PO₄) en el sistema del HASSM a escala de laboratorio durante la fase experimental. N (16.29,13.86). Límites máximos permisibles EPA 2000 -----. Elaboración propia.

Para el día catorce de tiempo de retención se obtuvo una eficiencia de remoción del 70.12% de la concentración inicial (33.8 mg/L de PO₄-P), obteniendo así una concentración de 10.1 mg/L de PO₄-P. Los procesos de eliminación de fósforo en los sistemas de humedales se ven afectados con el paso del tiempo, una forma de eliminar fósforo es incorporando en los sistemas procesos de precipitación (García y Corzo, 2008) o utilizando grava rica en hierro y aluminio (Romero-Agilar *et al.*, 2009).

Nitrógeno. La forma química del nitrógeno predominante en el efluente del agua gris fue el amonio ($\text{NH}_4\text{-N}$) con promedio de 0.8 mg/L (Gráfico 9). Los nitratos ($\text{NO}_3\text{-N}$) y los nitritos ($\text{NO}_2\text{-N}$) se encontraron con rangos menores, con un promedio de 0.72 y 0.03 mg/L respectivamente (Gráficos 7 y 8).

La concentración de nitrato ($\text{NO}_3\text{-N}$) en el sistema oscilo en un promedio de 0.72 mg/L durante el periodo de experimentación, en el cual no se encontró diferencias estadísticamente significativas durante el monitoreo del sistema ($p = 0,8883$) con un nivel de confianza del 95%. La eficiencia máxima de remoción fue para el día cinco de tratamiento con un valor de 0.1 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$ con una eficiencia de remoción del 88.89%. Los valores que se obtuvieron durante la fase experimental se pueden observar en el Grafico 7, las variaciones del $\text{NO}_3\text{-N}$ se deben principalmente a los procesos de nitrificación/desnitrificación. Para el día 28 de tratamiento de las aguas grises el valor de $\text{NO}_3\text{-N}$ aumento a 1.7 mg/L, esto puede ser atribuido a que las bacterias nitrificantes (*Nitrosomonas* y *Nitrobacter*) metabolizaron el amonio presente en las aguas grises, lo que ocasionó un incremento del $\text{NO}_3\text{-N}$. La eliminación del $\text{NO}_3\text{-N}$ está limitada por la falta de oxígeno en el lecho de filtración y en consecuencia se disminuyen los procesos de nitrificación (Vymazal, 2010; Verma y Suthar, 2018). En la Tabla 21 se muestran los valores obtenidos para el $\text{NO}_3\text{-N}$ durante la fase experimental del HASSM a escala de laboratorio.

Tabla 21. Valores obtenidos de nitrato (NO_3) durante la fase experimental del HASSM a escala de laboratorio.

Parámetro	Mínimo	Máximo	Promedio	Desviación estándar
$\text{NO}_3\text{-N}$	0.1	1.7	0.72	9,02404

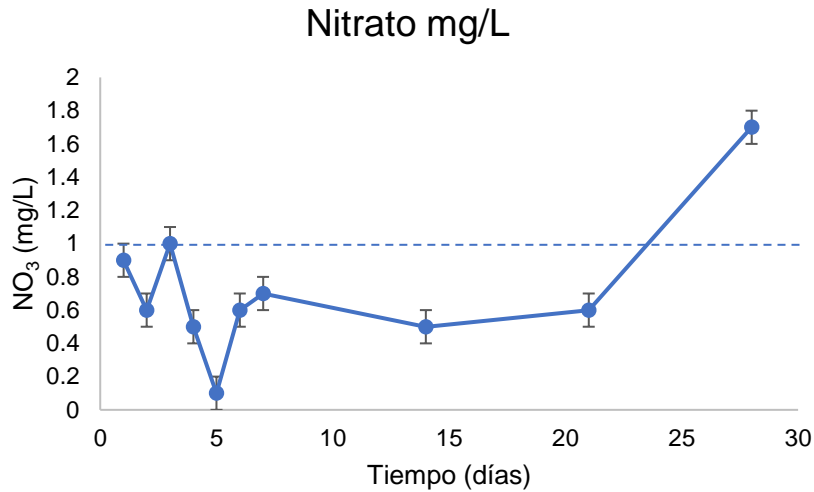


Gráfico 7. Concentración de nitrato (NO_3) en el sistema del HASSM a escala de laboratorio durante la fase experimental. N (0.72,0.42). Límites máximos permisibles (1-10mg/L) EPA, 2000 -----. Elaboración propia.

Nitrato. En cuanto a los valores obtenidos de nitritos ($\text{NO}_2\text{-N}$) se presentó en promedio un valor de 0.03 mg/L, aunque después del día cinco de tratamiento este compuesto no estaba más en el sistema (Tabla 22). Mendoza y Ramos (2012) mencionan que en los efluentes de aguas residuales es común encontrar géneros de bacterias como *Nitrosococcus*, *Nitrosospira*, *Nitrosolobus* y *Nitrosorobrio*, los cuales son capaces de obtener energía de la oxidación del amonio a nitritos; mientras que *Nitrococcus*, *Nitrospira* y *Nitroeystis*, pueden oxidar el nitrito a nitrato. En el Grafico 8 se muestran los valores obtenidos de $\text{NO}_2\text{-N}$ durante el proceso experimental del sistema del HASSM a escala de laboratorio, donde la variación de los datos indica que no existe una diferencia significativa para la eliminación de $\text{NO}_2\text{-N}$ en el sistema ($p = 0,8678$).

Tabla 22. Valores obtenidos de nitrito durante la fase experimental del HASSM a escala de laboratorio.

Parámetro	Mínimo	Máximo	Promedio	Desviación estándar
$\text{NO}_2\text{-N}$	0	0.115	0.03	0.04

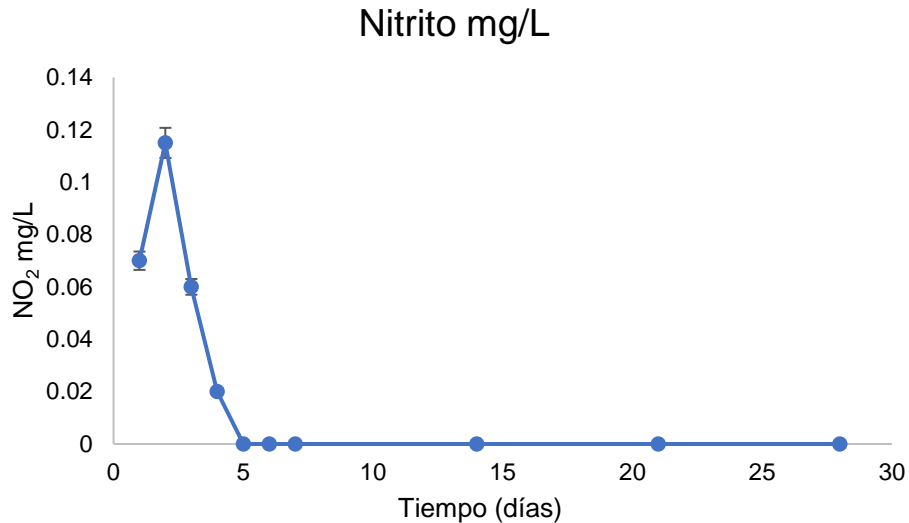


Gráfico 8. Valores obtenidos de nitritos en el sistema del HASSM a escala de laboratorio durante la fase experimental. N (0.03,0.04). Límites máximos permisibles (1-10mg/L) EPA, 2000. Elaboración propia

El amoníaco en humedales construidos se puede eliminar mediante nitrificación total con desnitrificación adicional o nitrificación parcial junto con oxidación anaeróbica de amonio (anammox) (Coban, 2015). En el sistema del HASSM a escala de laboratorio en el día uno, el agua gris no presento amonio ($\text{NH}_4\text{-N}$), posteriormente en el día cinco de tratamiento se obtuvo un valor de 1 mg/L de $\text{NH}_4\text{-N}$, esto se puede atribuir a él proceso donde el nitrógeno orgánico es hidrolizado de los componentes solubles en el influente dando paso a la forma amoniacal, la cual es oxidada a nitritos y posteriormente a nitratos (nitrificación). Debido a lo anterior se puede deducir que el sistema del HASSM cuenta con zonas anaerobias, donde ocurre la desnitrificación, proceso por el cual el nitrógeno oxidado es desnitrificado por la biomasa facultativa, lo que hace que se remueva del sistema en forma de N_2 y las especies reducidas presentes son removidas por la volatización del amoniaco (Mendoza y Ramos, 2012). En el proceso de la degradación de la materia orgánica nitrogenada en el sistema (amonificación), los microorganismo presentes degradan las proteínas, aminoácidos, ácidos nucleicos y nucleótidos en compuestos simples, donde estos microorganismos utilizan las proteínas y los aminoácidos para producir sus propias proteínas y liberan el exceso de nitrógeno en forma de amoniaco (NH_3) o ion amonio (NH_4), esto dio como resultado la aparición de $\text{NH}_4\text{-N}$ (Grafico 9), posteriormente el valor del amonio descendió nuevamente, esto es atribuido a los procesos de nitrificación y asimilación,

hasta desaparecer para el día 28 de tratamiento, en este caso las bacterias nitrificantes se encargaron de degradar el ion amonio a nitrito y posteriormente a nitrato (nitrificación). En las gráficas 7 y 8 se puede ver claramente como los niveles de NO_2 y NO_3 se modificaron durante la aparición de amonio en el sistema y cuando este valor descendió nuevamente. La eficiencia de remoción en este caso se analizó del día 6 de experimentación en el sistema al día 28, puesto que los primeros días no se obtuvieron valores del ion amonio en el sistema, obteniendo así una eficiencia de remoción del 100% al final de la fase experimental. $p = 0,92161$.

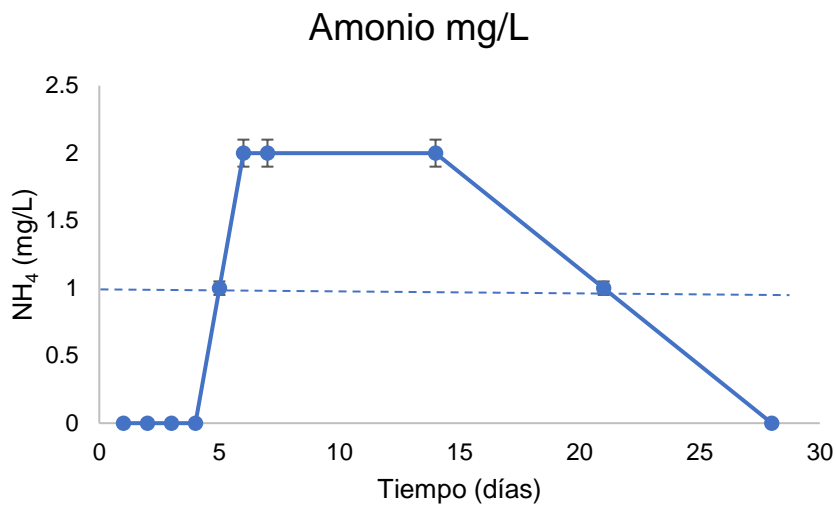


Gráfico 9. Concentración de $\text{NH}_4\text{-N}$ en el sistema del HASSM a escala de laboratorio durante la fase experimental. N (0.8,0.92). Límites máximos permisibles (1-10mg/L) EPA, 2000 ----. Elaboración propia.

Parámetro	Mínimo	Máximo	Promedio	Desviación estándar
$\text{NH}_4\text{-N}$	0	2	0.8	0.92

Temperatura. Durante la operación del HASSM a escala de laboratorio la temperatura promedio del efluente fue de $26.1\text{ }^\circ\text{C}$, esta temperatura asegura un adecuado desarrollo de las relaciones implícitas en la remoción de los contaminantes presentes en las aguas grises. Una temperatura menor de 5°C inhibe la actividad microbiana (Paredes *et al.*, 2014), que es fundamental para los tratamientos biológicos y una temperatura que exceda los $35\text{ }^\circ\text{C}$ dificulta la transferencia de oxígeno total disuelto en el sistema (Paredes *et al.*, 2014). En el Gráfico 10 se muestra los valores obtenidos de temperatura durante el periodo de muestreo, los cuales demuestran que no existió

gran variación en la temperatura del efluente en el sistema del HASSM a escala de laboratorio y los valores obtenidos cumplen con la NOM-001-SEMARNAT-1996.

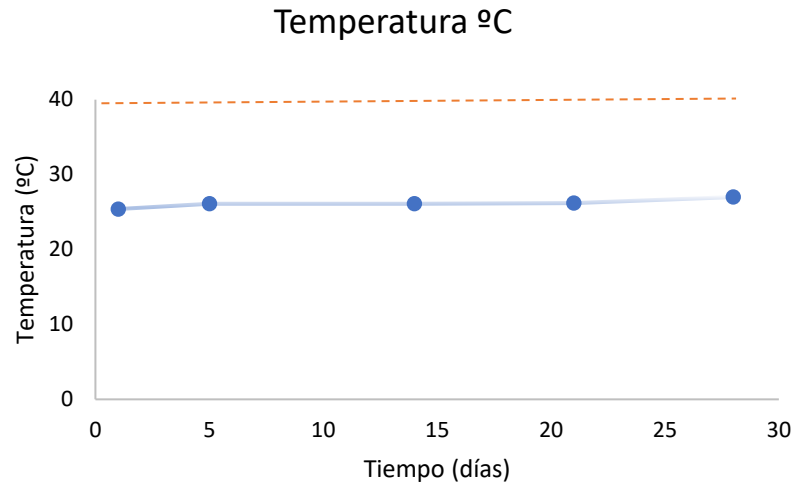


Gráfico 10. Temperatura obtenida durante el proceso experimental del HASSM a escala de laboratorio. Límites máximos permisibles por la NOM-001-SEMARNAT-1996 -----. Elaboración propia.

pH. Se evaluó el pH efluente en el sistema del HASSM a escala de laboratorio el día uno, cinco, siete, catorce, veintiuno y veintiocho obteniendo un pH promedio de 8.38. En el día uno se obtuvo un valor de 9.45 unidades de pH, este valor puede ser atribuido a la presencia de detergentes en las aguas grises los cuales se estiman que se encuentran en un rango de hasta 10,5 de pH e incluso puede aumentar más la alcalinidad por la adición de cloro y otros productos de limpieza (Aponte *et al.*, 2016).

Después de cinco días de tratamiento este valor tuvo un descenso considerable a 8.03 unidades de pH, esto puede ser atribuido a los sustratos utilizados, puesto que la grava aporta alcalinidad al agua en forma de iones carbonato y bicarbonato (Ojeda *et al.*, 2013) lo que regula los valores de pH y la actividad microbiana que es responsable de la disminución de los valores de nitrógeno y fósforo. Un proceso importante es que, por cada mol nitrificado de Amonio, se liberan dos moles de iones hidrogeno (H^+), lo que reduce la alcalinidad del agua (Paredes *et al.*, 2014) esto sucede en zonas en el sistema donde la cantidad de oxígeno sea mayor (Vymazal, 2010). Otro importante proceso es el resultado de reacciones de degradación de materia orgánica por bacterias heterotróficas, las cuales generan productos primarios como ácido acético,

ácido láctico y ácido butírico (Paredes *et al.*, 2014). Los valores obtenidos de pH se encuentran dentro de las NOM-001-SEMARNAT-1996, en el Gráfico 11 se muestran los valores obtenidos durante la fase experimental del HASSM a escala de laboratorio.

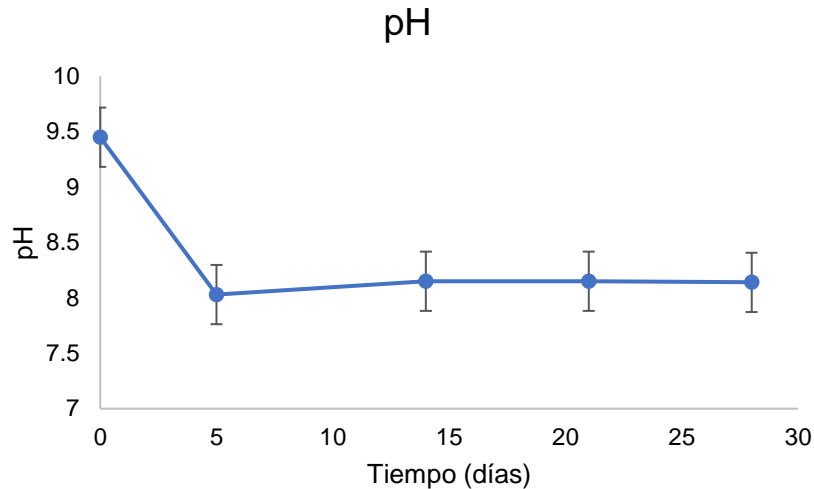


Gráfico 11. Valores de pH obtenidos durante el periodo experimental del HASSM a escala de laboratorio. NOM-001-SEMARNAT-1996 establece rangos de entre 6-9. Elaboración propia.

Sólidos suspendidos totales. La evaluación de los sólidos suspendidos totales (SST) se realizó el día uno, con el agua gris cruda y el día 28 de operación. Se pudo observar una disminución de SST considerable. La NOM-001-SEMARNAT-1996 establece un rango de SST para poder descargar el agua residual en aguas y bienes nacionales de 200 mg/L, en este caso los rangos obtenidos durante la fase experimental con el agua gris se encuentran dentro de lo establecido por esta norma oficial. De igual forma en la NOM-003-SEMARNAT-1997 la cual establece los límites máximos permisibles para poder reutilizar las aguas residuales tratadas en servicios al público, establece un rango para SST de 30 mg/L con contacto indirecto u ocasional, en este caso para el día 28 de tratamiento del agua gris en el sistema alcanzó lo establecido por esa norma. El porcentaje de remoción de los SST en el HASSM a escala de laboratorio es de 49.98 %, en la Tabla 23 se muestran los valores obtenidos sobre SST en la fase experimental del sistema del HASSM. Cabrera (2014) menciona que en humedales de flujo subsuperficial horizontal se pueden obtener eficiencias de eliminación de sólidos suspendidos totales muy altas, dependiendo del sustrato y del tipo de vegetación que

se utilice, como son los casos de *Typha domingensis* y la *Typha latifolia* en medios de soporte de grava fina donde se presentan valores de retención hasta de 94% (Cabrera, 2014).

Tabla 23. Valores obtenidos de SST durante la fase experimental del HASSM a escala de laboratorio.

Parámetro	Mínimo	Máximo	Promedio	Desviación estándar	Porcentaje de remoción (%)
SST	30	59.98	44.99	21.20	49.98

El porcentaje de remoción en el sistema del HASSM a escala de laboratorio era esperado puesto que el desarrollo de la densidad de la población de *Typha domingensis* fue bueno en cuanto a su desarrollo radicular en el sistema y los sustratos utilizados que contaban con una alta permeabilidad ayudaron en la remoción de SST (mg/L).

Coliformes totales (NMP). Como se muestra en el Gráfico 12, se obtuvo una disminución importante de coliformes totales en el sistema del HASSM a escala de laboratorio con una eficiencia de remoción del 85.71 %. En el día uno de tratamiento con el agua gris cruda se obtuvo una concentración de 1400 como NMP/100 ml y para el día 28 de tratamiento en el sistema se obtuvo una concentración de 200 como NMP/100 ml. Estos resultados obtenidos se encuentran dentro de las directrices de la OMS para reusó recreativo de aguas residuales tratadas y dentro de los parámetros establecidos por la EPA 2000. Se obtuvieron estos resultados posiblemente por el gran crecimiento de raíces de *Typha domingensis* en donde se desarrollan los microorganismos como protozoarios que se alimentan de patógenos, y por procesos de sedimentación y muerte natural (Cabrera, 2014).

La eliminación de microorganismo en los humedales artificiales depende de procesos como lo son la adsorción, la filtración y la depredación (Kadlec y Knight, 2000). En cuanto a los mecanismos de eliminación de patógenos se ocasiona la muerte natural y por el metabolismo vegetal (Paredes *et al.*, 2014).

Cabrera *et al.*, (2014) menciona que es recomendable implementar sistemas de cloración a la salida del humedal para mejorar la calidad del efluente y poder garantizar una seguridad sanitaria al reutilizar las aguas tratadas.

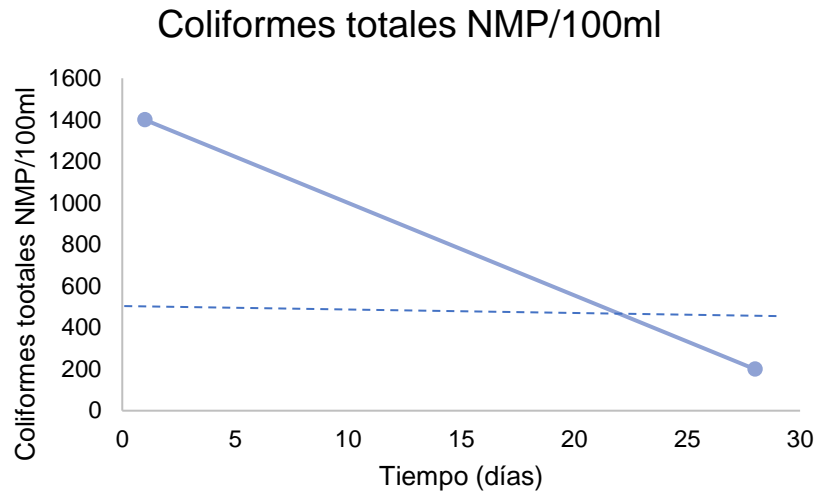


Gráfico 12. Concentración de coliformes totales en el efluente del HASSM a escala de laboratorio. Comparación entre el día 1 y día 30 de tratamiento. Directrices de OMS para reusó recreativo (< 5,000 NMP/100 ml), EPA 2000 ----- (<500 NMP/100 ml). N (701,988.54). Elaboración propia.

Se realizó el análisis de los parámetros fisicoquímicos por segunda vez en el mes de noviembre para probar la estabilidad del sistema y analizar el mejor tiempo de retención hidráulica del mismo durante cinco días consecutivos, donde se utilizaron aguas grises que provenían de la misma lavandería y un hogar de seis integrantes ubicados en Cuernavaca, Morelos.

Se obtuvieron resultados muy parecidos a los del mes de agosto. Se inicio con una DQO de 210 mg/L y para el día quinto de tratamiento en el sistema se obtuvo una concentración de DQO de 20 mg/L, con una eficiencia de remoción de 90.48%. En la Grafica 13 se muestran las concentraciones obtenidas durante los cinco días de monitoreo del sistema. En comparación del mes de agosto el sistema del HASSM alcanzo parámetros normados a partir del segundo día de tratamiento, cumpliendo con la NOM-067-ECOL-1994 con 150 mg/L de DQO y para el día cuarto de tratamiento se cumplía con lo establecido por la OMS, 2000 con un rango de 40 mg/L de DQO para poder reutilizar el agua tratada con fines recreativos.

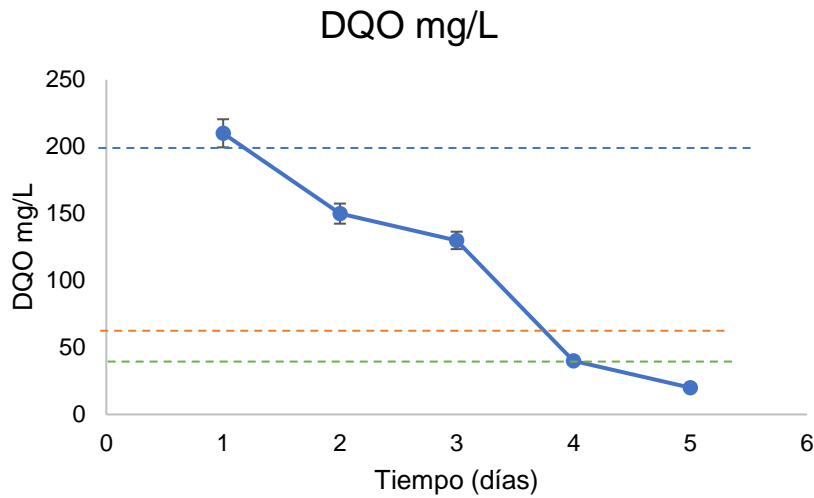


Gráfico 13. Valores obtenidos de DQO en el sistema del HASSM a escala de laboratorio durante la fase experimental (noviembre 2018). N (110, 79.06). Límites máximos permisibles por la NOM-067-ECOL-1994 ----. Límites máximos permisibles OMS ----, CONAGUA ----. Elaboración propia.

Fosforo. En el segundo periodo de muestreo (noviembre 2018) se inició con una concentración de PO_4 de 35.3 mg/L, para el día quinto de tratamiento se encontró una concentración de 5.5 mg/L con una eficiencia de remoción de 84.42%

El día cinco de tratamiento la concentración PO_4 -P comenzó a aumentar, esto puede ser atribuido a la colmatación de los sustratos con partículas y raíces que se sedimentaron en ellos y a la actividad microbiana anaerobia provoca la liberación de fosforo inorgánico al medio (Otalora *et al.*, 2011). En el Gráfico 14 se muestran los resultados obtenidos durante el muestreo de noviembre 2018.

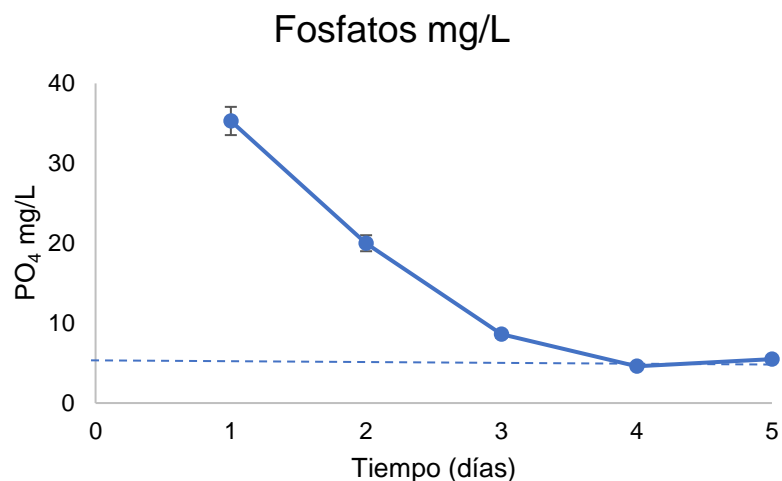


Gráfico 14. Valores obtenidos de fosfatos (PO₄) en el sistema del HASSM a escala de laboratorio durante la fase experimental. N (14.8,13). Límites máximos permisibles EPA 2000----. Elaboración propia.

Nitrógeno. La forma química del nitrógeno predominante en el efluente del agua gris fue el amonio (NH₄-N) con promedio de 1.2 mg/L (Gráfico 17). Los nitratos (NO₃-N) y los nitritos (NO₂-N) se encontraron con rangos menores, con un promedio de 0.82 y 0.03 mg/L respectivamente (Gráficos 15 y 16). Estos resultados fueron muy similares al primer periodo de muestreo (agosto 2018).

El nitrato se encontró con un rango de concentración de 1.6 mg/L para el día uno de muestreo, para el día quinto de operación del sistema se encontró una concentración de 0.5 mg/L esto es equivalente a una eficiencia de remoción del 68.75%. Los valores que se obtuvieron durante la fase experimental de noviembre 2018 se pueden observar en el Gráfico 15, las variaciones del NO₃-N se deben principalmente a los procesos de nitrificación/desnitrificación

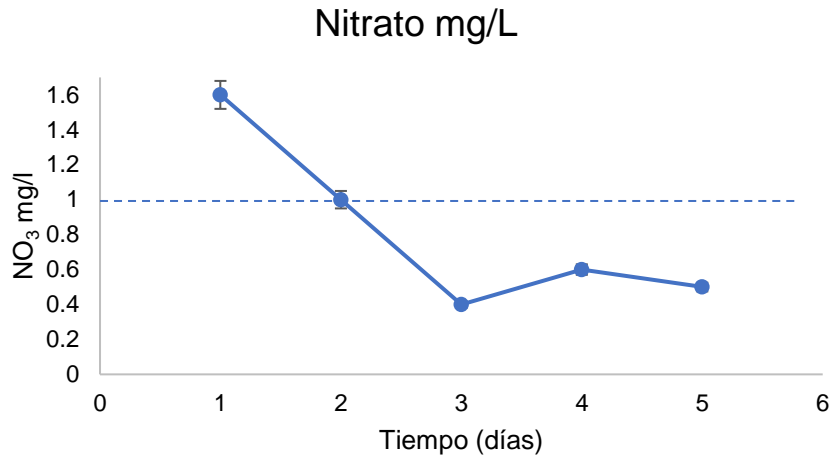


Gráfico 15. Concentración de nitrato (NO₃) en el sistema del HASSM a escala de laboratorio durante la fase experimental (noviembre 2018). N (0.82,0.49). Límites máximos permisibles (1-10mg/L) EPA, 2000-..... Elaboración propia.

Nitritos. Los nitritos presentaron un promedio de 0.03 mg/L, donde para el tercer día de tratamiento desapareció del sistema del HASSM y posteriormente en el cuarto día volvió a aparecer en una concentración de 0.08 mg/L. Para el quinto día de tratamiento desapareció del sistema nuevamente, esto puede ser atribuido a los procesos de nitrificación/ desnitrificación (Mendoza y Ramos, 2012). Esto representa un porcentaje de remoción del 100%. En el Grafico 16 se muestran los valores obtenidos durante el segundo periodo de muestreo (noviembre 2018) en el sistema del HASSM a escala de laboratorio.

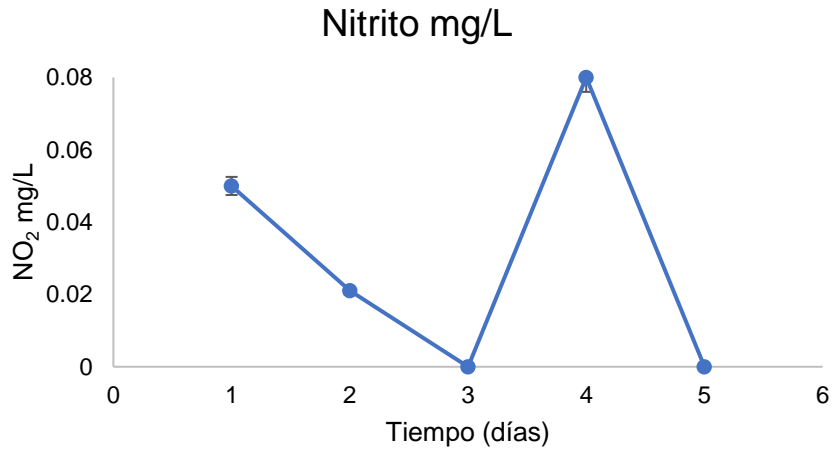


Gráfico 16. Valores obtenidos de nitritos en el sistema del HASSM a escala de laboratorio durante la fase experimental. N (0.03,0.035). Límites máximos permisibles (1-10mg/L) EPA, 2000. Elaboración propia.

Amonio. Para el primer día de tratamiento en el sistema en el segundo periodo de muestreo (noviembre 2018) se encontró una concentración de 2 mg/L de NH₄-N, posteriormente para el segundo y tercer día de tratamiento el NH₄-N desapareció del HASSM, para estos dos días se obtuvo una eficiencia de remoción del 100%, posteriormente para el día cuarto y quinto de tratamiento de las aguas grises el valor del NH₄-N aumento a 2 mg/L. Esto se puede atribuir a él proceso donde el nitrógeno orgánico es hidrolizado de los componentes solubles en el influente dando paso a la forma amoniacal, la cual es oxidada a nitritos y posteriormente a nitratos por medio del proceso de nitrificación (Mendoza y Ramos, 2012). En el Gráfico 17 se muestran los valores obtenidos de NH₄-N durante el muestreo en noviembre 2018.

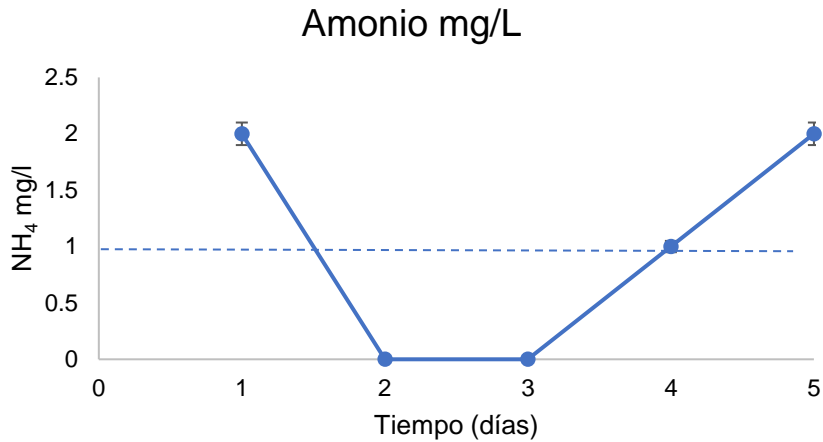


Gráfico 17. Concentración de NH₄-N en el sistema del HASSM a escala de laboratorio durante la fase experimental (noviembre 2018). N (1.0,1). Límites máximos permisibles (1-10mg/L) EPA, 2000-----. Elaboración propia.

Temperatura. La temperatura promedio obtenida en el muestreo en noviembre 2018 fue de 26.16 °C esta temperatura fue igual al primer promedio de experimentación en el sistema, la cual asegura un desarrollo adecuado de los microorganismos y los procesos que se generan en el sistema del HASSM para poder remover los contaminantes presentes en las aguas grises (Paredes *et al.*, 2014). En el Gráfico 18 se muestra los valores obtenidos de temperatura durante el periodo de muestreo de noviembre 2018, los cuales demuestran que no existió gran variación en la temperatura del efluente en el sistema del HASSM a escala de laboratorio y los valores obtenidos cumplen con la NOM-001-SEMARNAT-1996.

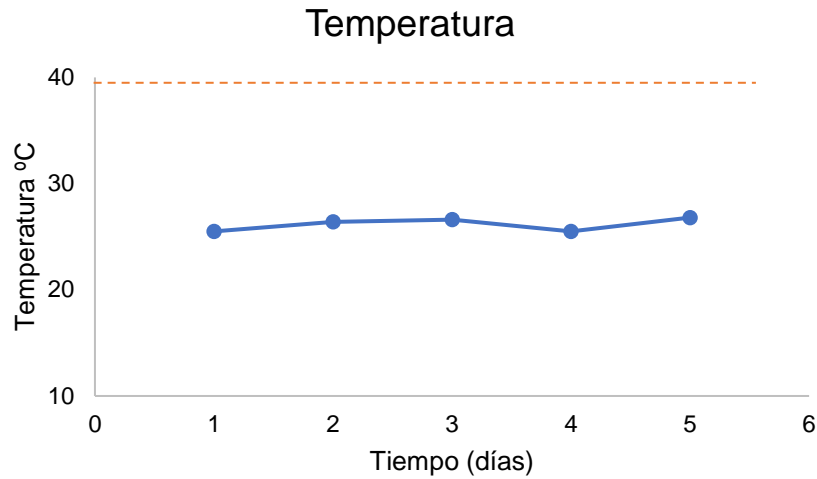


Gráfico 18. Temperatura obtenida durante el proceso experimental del HASSM a escala de laboratorio. Límites máximos permisibles por la NOM-001-SEMARNAT-1996 -----. Elaboración propia

pH. De los valores obtenidos durante el segundo periodo de muestreo (noviembre 2018) del HASSM a escala de laboratorio se obtuvo un promedio de 7.78 unidades de pH. El primer día de operación se obtuvo un valor de 7.8, para el segundo y tercer día este valor disminuyó a 7.64 unidades, y para el día cuarto aumento a 8.12 unidades, esto puede ser atribuido a los procesos de la actividad microbiana que es responsable de la disminución de los valores de nitrógeno y fosforo (Paredes *et al.*, 2014). Los valores obtenidos de pH se encuentran dentro de las NOM-001-SEMARNAT-1996, en el Gráfico 19 se muestran los valores obtenidos durante la fase experimental del HASSM a escala de laboratorio.

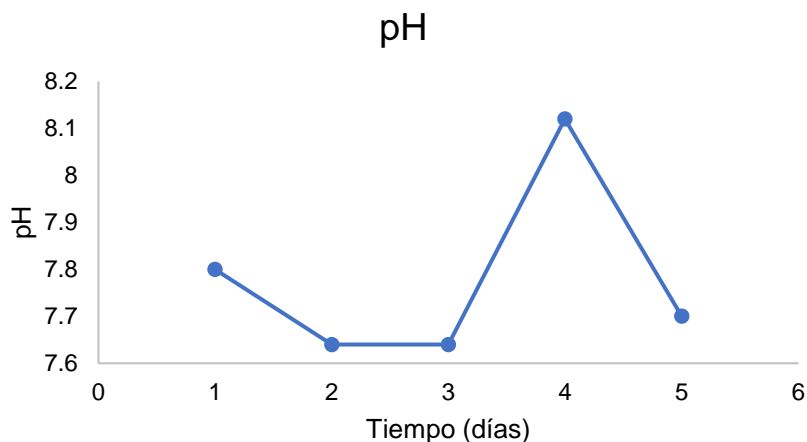


Gráfico 19. Valores de pH obtenidos durante el periodo experimental (noviembre 2018) del HASSM a escala de laboratorio. NOM-001-SEMARNAT-1996 establece rangos de entre 6-9. Elaboración propia.

En la Tabla 24 se muestran las características del agua gris que se trató durante la fase experimental de este proyecto, con los valores obtenidos de la caracterización del agua gris cruda y del agua gris después del tratamiento en el sistema de HASSM durante los dos periodos de muestreo (agosto y noviembre del 2018) y el máximo porcentaje de remoción de cada uno de los parámetros evaluados.

Tabla 24. Resultados de la caracterización del agua gris cruda y al quinto día de tratamiento en el HASSM a escala de laboratorio durante el mes de agosto y noviembre del 2018.

Parámetro	Agua gris cruda (afluente)		Agua gris tratada (quinto día, efluente)		Porcentaje de remoción (%)	
	Ago.	Nov.	Ago.	Nov.	Ago.	Nov.
Temperatura (°C)	26.1	26.4	25.4	26.8	-	-
pH	9.5	7.8	8.03	7.7	-	-
DQO (mg/l)	490	210	170	20	65.31	90.48
Nitrógeno amoniacal (mg N-NH ₄ /l)	0	1	1	2	-	-
Nitratos (mg N-NO ₃ /l)	1	1.6	0.1	0.5	90	68.75
Nitrito (mg N-NO ₂ /l)	0.115	0.08	0	0	100	100
Fosfatos (mg/l)	45.7	35.6	4	5.5	88.71	84.42
Coliformes totales (NMP)	1400	N.A.	200	N.A.	85.71	N.A.
SST (mg/l)	59.98	N.A.	30	N.A.	49.98	N.A.

N.A = no analizado

Se realizó un análisis de componentes principales para poder obtener un número reducido de combinaciones lineales de los parámetros que se analizan en el sistema del HASSM a escala de laboratorio durante los dos periodos de experimentación (agosto y noviembre del 2018). El PCA explica la mayor variabilidad en 3 componentes presente en el conjunto de datos, los cuales han obtenido un eigenvalor mayor o igual que 1. En conjunto estos tres componentes explican el 94.345% de la variabilidad en los datos originales, en la Tabla 25 se muestran los pesos de los tres componentes principales obtenidos de los parámetros evaluados en el sistema del HASSM a escala de laboratorio durante los dos periodos de experimentación (agosto y noviembre del 2018).

Tabla 25. Tabla de peso de los componentes principales (PCA) de los parámetros analizados en el sistema del HASSM a escala de laboratorio durante los dos periodos de experimentación (agosto y noviembre (2) 2018).

Parámetro	Componente 1	Porcentaje (%)	Componente 2	Porcentaje (%)	Componente 3	Porcentaje (%)
DQO	0.377348	14.239	0.106435	1.132	0.26273	6.901
DQO (2)	0.394054	15.527	0.0214415	0.044	0.116721	1.361
NO ₃	0.314034	9.861	-0.13604	1.849	-0.282277	7.963
NO ₃ (2)	0.309438	9.575	0.41298	17.055	0.206939	4.280
NO ₂	0.357834	12.802	-0.237722	5.650	0.0181679	0.0327
NO ₂ (2)	0.0508818	0.25	0.488656	23.872	-0.603162	36.372
NH ₄	-0.298818	8.928	0.0532714	0.2809	0.59627	35.545
NH ₄ (2)	-0.165365	2.732	0.633691	40.144	0.0522212	0.272
PO ₄	0.37418	13.995	-0.137347	1.885	-0.01516009	0.022
PO ₄ (2)	0.347386	12.061	0.283882	8.054	0.274518	7.535
Eigenvalor	6.1301		2.03837		1.266	
Varianza		61.301		20.384		12.660
Acumulado						94.345

Estos resultados nos demuestran que en el primer componente existen asociaciones positivas con los parámetros: DQO, NO₃, NO₂, PO₄, así que este primer componente nos habla sobre la influencia que tiene la carga de materia orgánica e inorgánica susceptible a ser oxidada en el HASSM, la cual, conforme disminuye, los NO₃, NO₂ y PO₄ son eliminados (nitrificación) o disminuyen (procesos de adsorción, captación por parte de la vegetación, sedimentación, etc.) respectivamente. En el segundo componente tiene asociaciones positivas los NO₃, NO₂ y NH₄, esto puede ser atribuible al proceso de nitrificación/desnitrificación que se genera en el sistema del HASSM y al

proceso de captación de estos parámetros por parte de las hidrofitas (Coleman *et al.*, 2000; Vera *et al.*, 2010).

En cuanto al componente tres se muestra una asociación negativa del NO_2 y positiva del NH_4 esto puede ser atribuible a que en cuanto disminuye el amonio por procesos de nitrificación, el nitrito lo hará de la misma forma, esto hasta convertirse en nitrato en zonas con oxígeno y en cuanto a las zonas sin oxígeno por el proceso de desnitrificación. En la Gráfico 20 se muestran los pesos de los componentes, donde podemos observar estas asociaciones de los parámetros (agosto (1) y noviembre (2)), se aprecia que de forma positiva se encuentran agrupados la DQO, NO_3 , NO_2 , PO_4 en el primer componente principal, así que estos cuatro parámetros describen la mayor variabilidad del sistema. En el componente dos se puede observar que de forma positiva se asocian los parámetros NO_3 , NO_2 y NH_4 . En cuanto al componente tres se encuentra relacionado negativamente el NO_2 y positivamente el NH_4 .

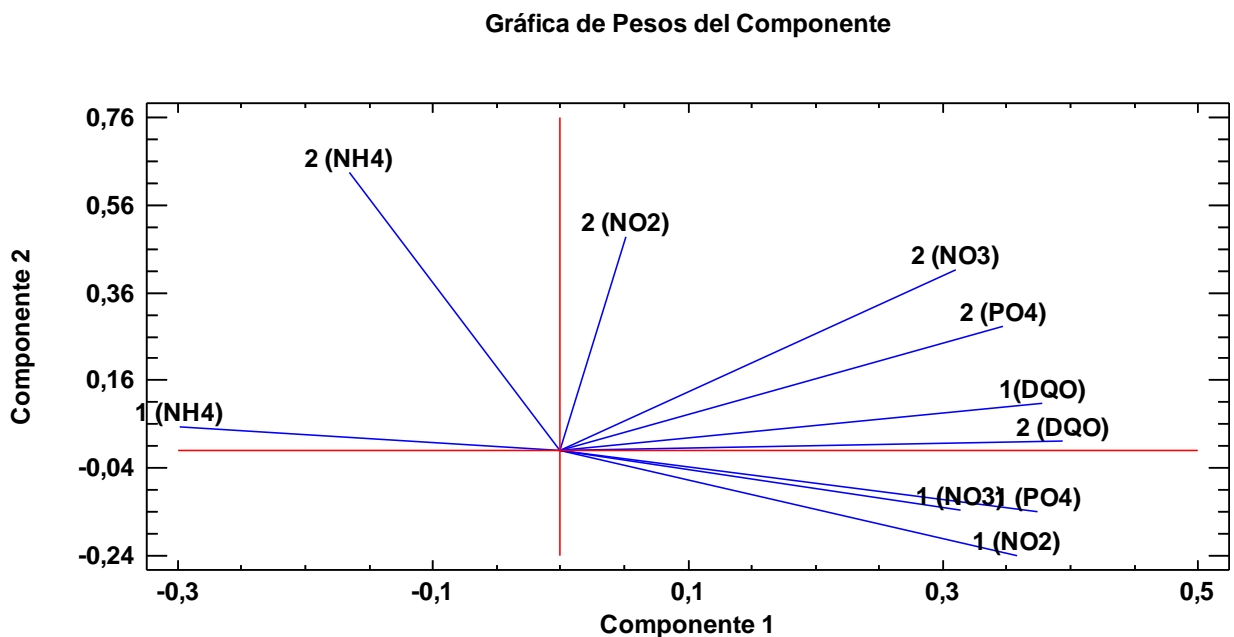


Gráfico 20. Peso de los componentes principales obtenidos mediante un PCA con los parámetros evaluados durante el periodo experimental de agosto y noviembre del 2018 en el HASSM. Elaboración propia en el programa estadístico Statgraphics.

Typha domingensis. La utilización de las hidrófitas enraizadas emergentes en los humedales ha demostrado que son responsables de gran parte de la remoción de los contaminantes presentes en el efluente (Coleman *et al.*, 2000; Vera *et al.*, 2010). En este caso *Typha domingensis* ayudo en la reducción de la DQO, debido principalmente al suministro de oxígeno al sistema, lo cual favorece el desarrollo de la comunidad microbiana responsable de la remoción de este parámetro (Zúñiga *et al.*, 2003). El desarrollo del rizoma de *Typha domingensis* da lugar a velocidades bajas de la circulación del agua gris en el sistema, lo que favorece en el proceso de sedimentación de la materia orgánica en suspensión y en procesos de sedimentación de compuestos fosfatados (Vera *et al.*, 2010). En este proyecto la biomasa de *Typha domingensis* se desarrolló muy bien a lo largo del proceso experimental, en el cual se adaptó y propago rápidamente en el sistema, donde alcanzo una altura promedio de 1.60 m con aspecto vigoroso (tallos resistentes y hojas verdes) y se pudo observar una gran densidad de raíces al final del proceso de experimentación (Figura 9 y Figura 10).

Verma y Surthar, (2018) mencionan que la biomasa de *Typha* se puede utilizar como materia prima potencial para las operaciones de energía renovable. En su estudio trabajaron con efluentes de aguas residuales de lácteos y obtuvieron resultados favorables en el desarrollo de la biomasa de *Typha*, mencionan que, la utilización de *Typha* puede tener objetivos múltiples como para la captura de nutrientes, restauración de hábitats, bioenergía, compensaciones de carbono y créditos de calidad de agua.

Se ha demostrado que *Typha domingensis* es un buen candidato para trabajos de fitorremediación en los cuales se han obtenido resultados favorables con este tipo de vegetación (Zúñiga *et al.*, 2003; Romero-Aguilar *et al.*, 2009; Vera *et al.*, 2010; Verma y Suthar, 2018) de igual forma la biomasa generada cuenta con valor económico puesto que puede ser utilizada para la elaboración de artesanías, en construcción de techos, sombreros, petates, canastos, respaldos y asientos de sillas, como ornamental, la inflorescencia mezclada con lodo sirve para construir pretilos y clacuales (Bonilla-Barbosa y Santamaría, 2012).

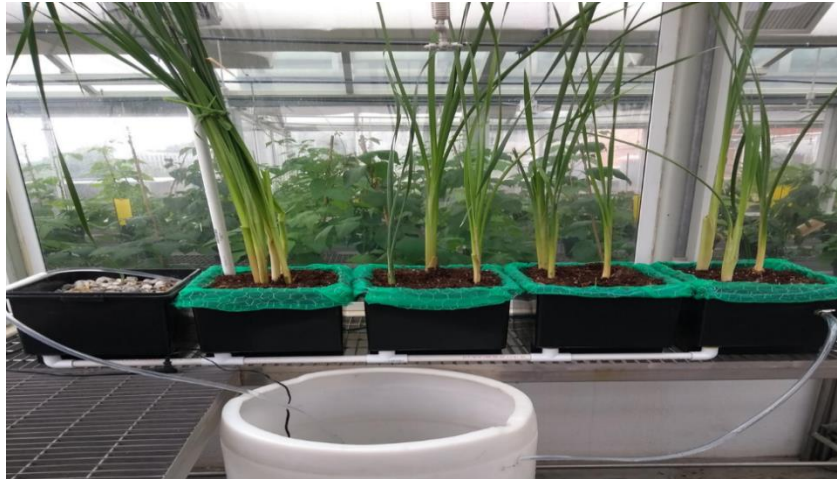


Figura 9. *Typha domingensis* al inicio del proyecto (junio-julio, 2018) en el sistema del HASSM.



Figura 10. *Typha domingensis* en la fase final del proyecto (agosto-diciembre, 2018) en el sistema del HASSM.

8 Discusión

De acuerdo con la disminución de los parámetros evaluados en este proyecto el mejor tiempo de retención hidráulica en el sistema del HASSM a escala de laboratorio fue de cinco días en los cuales se observó una disminución considerable de cada uno de ellos en los dos periodos de evaluación del sistema (agosto y noviembre del 2018).

Se observó que en el mes de noviembre la disminución de los parámetros fue mayor que en el mes de agosto (2018), esto puede ser atribuido a la madurez del sistema, donde se presentó una eficiencia de remoción de la DQO del 90.48% para el quinto

día de tratamiento de las aguas grises (20 mg/L) en comparación con el mes de agosto donde se obtuvo una eficiencia de remoción del 65.31% (170 mg/L) para el quinto día de tratamiento, sin embargo la concentración inicial de materia orgánica en el sistema durante los dos meses de experimentación fueron diferentes, en donde en el mes de noviembre se inició con una concentración menor de DQO. Si se comparan los mg/L removidos en los dos meses, en agosto se removió un 65% esto equivale a 318 mg/L de DQO removidos del sistema y en noviembre se remueve un 90.48% lo que equivale a 191 mg/L de DQO de la concentración inicial respectivamente. En los dos casos los rangos alcanzados de DQO se encuentran dentro de los límites máximos permisibles de la NOM-067-ECOL-1994 y de la OMS respectivamente. Esta disminución de la materia orgánica puede ser atribuida a los procesos de degradación de la biopelícula microbiana que se encontraba en el sistema (Romero-Aguilar *et al.*, 2009) y por la captación de *Typha dominguensis*.

Los microorganismos son la parte fundamental que contribuyen con las hidrófitas utilizadas para la remoción de los contaminantes (Castañeda y Flores, 2014). La materia orgánica, los compuestos nitrogenados y el fósforo son transformados a formas más simples y de esta manera son asimilados más fácilmente por las hidrófitas (Llagas y Guadalupe, 2006). De la misma forma se obtuvieron disminuciones mayores en el mes de noviembre (temperatura promedio de 26.1 °C) de fósforo y de especies del nitrógeno presentes en las aguas grises.

El nitrógeno evaluado sugiere que en el sistema se encuentran concentraciones variables de oxígeno, lo cual permite que se lleven a cabo procesos como la nitrificación, desnitrificación y asimilación principalmente. En primera instancia la combinación de la amonificación (degradación de la materia orgánica a compuestos más simples por microorganismos) y la nitrificación (oxidación del amoníaco o el ion amonio, generando energía, por bacterias nitrosificantes y por las bacterias nitrificantes en presencia de oxígeno) estos procesos devuelven a una forma asimilable el nitrógeno presente en las aguas grises para las hidrófitas, las cuales pueden tomar el amonio y el nitrato a través de su sistema radicular y utilizarlo para la

síntesis de sus proteínas y los ácidos nucleicos (Londoño y Vanegas, 2009). Las bacterias nitrificantes son organismos extremadamente sensibles que se ven afectados por numerosos factores en el sistema del HASSM como lo son: temperatura, oxígeno disuelto, pH, etc. (Garzón-Zuñiga, 2004) lo que demuestra que el sistema del HASSM se mantuvo estable durante el periodo de experimentación.

Por medio de la desnitrificación, las formas oxidadas de nitrógeno como lo son los nitratos ($\text{NO}_3\text{-N}$) y los nitritos ($\text{NO}_2\text{-N}$) son transformados principalmente en dinitrógeno (N_2) y en gas óxido nitroso (N_2O), la desnitrificación es un proceso anaeróbico por medio de bacterias que utilizan estos compuestos nitrogenados como aceptor de electrones en la respiración anaeróbica, las cuales pueden convertir en nitrato en formas más reducidas de nitrógeno (NO , N_2O , N_2) donde estos compuestos se van a la atmosfera, en el caso de las aguas tratadas es convertido principalmente en N_2 (Garzón-Zuñiga, 2004).

Estas transformaciones del nitrógeno presente en las aguas grises llevadas a cabo en el sistema del HASSM a escala de laboratorio permitieron obtener reducciones de las especies nitrogenadas evaluadas, donde en el mes de noviembre se presentó la mayor eficiencia de remoción, con una temperatura promedio de $26.1\text{ }^\circ\text{C}$, obteniendo así una eficiencia de remoción de nitrato ($\text{NO}_3\text{-N}$) del 68.75%, del nitrito ($\text{NO}_2\text{-N}$) del 100% para el quinto día de tratamiento. En cuanto al amonio ($\text{NH}_4\text{-N}$) evaluado en el sistema al quinto día de tratamiento se encontró en un rango de 2 mg/L , por lo cual no se pudo obtener una eficiencia de remoción para tal día. Estas especies nitrogenadas se encuentran dentro de los límites máximos permisibles para reutilizar aguas residuales con fines recreativos establecidos por la EPA 2000 ($1\text{-}10\text{ mg/L}$).

El fosforo en el sistema del HASSM a escala de laboratorio es eliminado principalmente por la adsorción y la asimilación de la vegetación y los microorganismos. Además, existen procesos de sedimentación de partículas que permiten su eliminación, esto sucede cuando las aguas residuales tratadas contienen cantidades significativas de SST (Kadlec y Wallace, 2008).

Vymazal (2007) menciona que la eliminación de fósforo total en los sistemas de humedales artificiales varía entre un 40 y 60% dependiendo del diseño y la carga de entrada. Para el mes de agosto y noviembre del 2018 al quinto día de tratamiento se consiguió una eficiencia de remoción de fosfatos de 88.71% y 84.42% (4 mg/L y 5.5 mg/L de PO₄) respectivamente, con una temperatura promedio de 36.1 °C para los dos meses de muestreo. Estos valores pudieran ser atribuidos a los sustratos utilizados en el sistema y al gran desarrollo que tuvo *Typha domingensis* en cuanto a su biomasa. Pero la absorción y el almacenamiento en la biomasa son procesos saturables, esto limita la remoción de fósforo a largo plazo (Dunne y Reddy, 2005; Naranjo *et al.*, 2017). Los procesos de precipitación eliminan el fósforo presente en las aguas grises principalmente en condiciones de pH altos (mayores de 9), pero esto afecta los procesos de adsorción; (Naranjo *et al.*, 2017) y en condiciones ácidas este proceso de adsorción de fosfatos se ve favorecido por la atracción de los iones positivos (H⁺) y los iones negativos (PO₄⁻) (Babatunde *et al.*, 2009; Naranjo *et al.*, 2017). El sistema del HASSM a escala de laboratorio obtuvo grandes porcentajes de remoción de fosfatos, pero no alcanzó los límites máximos permisibles para la reutilización de aguas residuales tratadas establecido por la EPA 2000. Los sistemas de humedales artificiales pueden combinarse con otras tecnologías que permitan mayor eliminación de este parámetro. Naranjo *et al.* (2017), menciona que los lodos a base de aluminio que se generan en plantas de tratamiento (ETAP, Valencia) para agua potable son una alternativa para utilizar como sustrato en los sistemas de humedales artificiales por las características fisicoquímicas que estos presentan, cuentan con una capacidad de adsorción de fósforo que varía entre 0.85 y 2.32 mg/ PO₄-P/g y el lodo también sirve como medio para el desarrollo de las hidrófitas.

La eliminación de los SST en el sistema del HASSM a escala de laboratorio alcanzó límites máximos permisibles establecido por la NOM-003-SEMARNAT-1996 para la reutilización de las aguas residuales tratadas en servicios al público, donde establece un rango para SST de 30 mg/L con contacto indirecto u ocasional, el sistema alcanzó esos valores para el día 28 de tratamiento con una eficiencia de remoción del 49.98%, esto puede ser atribuido a la combinación de sustratos utilizados en el diseño y por el

gran desarrollo radicular que tuvo la *Typha domingensis* permitiendo así la circulación lenta de las aguas grises dando paso a la sedimentación de partículas y retención de las mismas, sin embargo, se requiere analizar por mayor tiempo la estabilidad del diseño para la eliminación de este parámetro.

La eliminación de coliformes totales en el sistema del HASSM a escala de laboratorio se encontró dentro de los límites máximos permisibles para la reutilización de aguas residuales tratadas estipulado por las OMS y por la EPA 2000, se obtuvo una eficiencia de remoción del 85.71%, nuevamente se considera que estos resultados pueden ser atribuidos al gran desarrollo radicular que tuvo *Typha domingensis*, Cabrera (2014) menciona que en las raíces de las hidrófitas utilizadas se desarrollan microorganismos como protozoarios que se alimentan de patógenos, también son eliminados por los procesos de sedimentación y por muerte natural (Kadlec y Knight, 2000; Paredes *et al.*, 2014). Sin embargo, se considera que se requiere de análisis complementarios como lo son el desarrollo de bacterias en los sustratos y en la rizosfera y un mayor tiempo de operación del sistema para comprobar la estabilidad de este y su eficiencia de remoción de los parámetros analizados.

Los sustratos utilizados demostraron su gran eficiencia en el proceso del tratamiento de las aguas grises utilizadas, los cuales aportaron alcalinidad al agua, un medio en el cual el biofilm se desarrolló para poder llevar a cabo los procesos de transformación y degradación tanto de materia orgánica como de nutrientes y como soporte de crecimiento de las hidrófitas (Delgadillo *et al.*, 2010; Otalora, 2011). Romero-Aguilar *et al.* (2009) menciona que el tezontle tiene una amplia superficie de contacto y porosidad, en la cual los microorganismos se desarrollan y degradan la materia orgánica presente. En cuanto a la grava utilizada cuenta con la permeabilidad suficiente que permite el paso de las aguas grises sobre todo el sistema (Delgadillo *et al.*, 2010).

9 Conclusiones

- El sistema del HASSM a escala de laboratorio demostró su gran eficiencia para la disminución y eliminación de los contaminantes presentes en las aguas grises, con el modelo de cinética de primer orden propuesto por la EPA, García y Corzo (2008) y las modificaciones que propone CONGUA (2016) se puede proyectar un diseño teórico de humedal artificial subsuperficial para diferentes caudales de aguas grises, siendo esto una alternativa fiable de tratamiento de las mismas, el cual basa su funcionamiento en la acción combinada de las hidrófitas utilizadas, los substratos, los microorganismos y el diseño del sistema, que en conjunto generan una depuración eficiente de las aguas grises.
- La eficiencia de remoción de la materia orgánica tuvo un valor de 90.48% de DQO con un tiempo de retención de cinco días, el cual mantuvo un buen rendimiento a lo largo del estudio. Los SST obtuvieron una eficiencia de remoción del 49.98% lo que sugiere un análisis más amplio de este parámetro.
- El descenso del pH al inicio del proceso experimental (promedio de 8.38), la acumulación de nitratos y la reducción de amonio en las aguas grises tratadas sugieren que el principal mecanismo de remoción de nitrógeno es la nitrificación en combinación con la desnitrificación.
- El nivel de eficiencia de remoción de los coliformes totales en el HASSM a escala de laboratorio fue del 87.71%. De acuerdo con lo establecido por la OMS el agua gris tratada en el sistema puede ser reutilizada para usos recreativos con contacto ocasional.
- *Typha domingensis* mostro un crecimiento, adaptación a las condiciones fisicoquímicas del afluente y al clima de Cuernavaca, así como una propagación adecuada en el HASSM a escala de laboratorio durante la investigación (junio 2018– diciembre 2018), esto demuestra que es una especie funcional para ser utilizada en los humedales artificiales.
- La ventaja del diseño del HASSM a escala de laboratorio fue que se evitaron la proliferación de vectores, como lo son los mosquitos, puesto que en el diseño fue mínimo la aparición de insectos, como los mencionan autores que han

trabajado con este tipo de sistemas subsuperficiales (EPA, 2000; Fenoglio, 2000; Londoño, 2009; Otalora *et al.*, 2011; Naranjo *et al.*, 2017; Verma y Surthar, 2018).

- El sistema se mantuvo estable en los dos periodos de evaluación (agosto y noviembre 2018), con una temperatura promedio de 26 °C, la cual asegura un funcionamiento óptimo para el tratamiento de las aguas grises, la temperatura media anual en Cuernavaca Morelos es de 21 °C (INEGI, 2017) lo que asegura un rendimiento óptimo para este tipo de sistemas.
- Este tipo de sistemas funcionan bien para pequeñas localidades (< 2000 he) que no se tenga limitación de espacio, porque requieren de una elevada superficie por persona equivalente (2.5 - 5.0 m²/he) (Salas *et al.*, 2007; Narango *et al.*, 2017).
- El diseño del HASSM a escala de laboratorio logro un alto porcentaje de remoción de los contaminantes presentes en las aguas grises, el diseño permite un óptimo desarrollo de los microorganismos y las hidrófitas, así como un mantenimiento más fácil, puesto que los procesos de limpieza y mantenimiento se realizaron por modulo.

10 Recomendaciones

- Es necesario tener un sistema de humedal artificial control, en el cual no se cuente con hidrófitas, esto para poder comparar la eficiencia de remoción de un humedal con y sin vegetación.
- Si el diseño del humedal se basara en la eliminación de nutrientes como fosforo y nitrógeno, se debe considerar un mayor tiempo de retención hidráulico para cada diseño
- Si el agua gris a tratar en el sistema va a fluir por tuberías se recomienda que estas no sean de diámetros pequeños, puesto que se obstruyen fácilmente por

el arrastre de sedimentos o por taponamiento por el desarrollo radicular de las hidrófitas utilizadas.

- Al momento de plantar las hidrófitas se debe tener en cuenta el número utilizado por modulo, de esta forma se puede tener un mejor control en cuanto a su propagación.
- Se debe evaluar por más tiempo la remoción de patógenos en el sistema, así como la disminución de los SST presentes.
- Es importante la limpieza periódica para los módulos del humedal, evitando la proliferación de plagas o hierbas, así como la eliminación de solidos que se retengan en el sistema para evitar la obstrucción de tuberías y garantizar la circulación del agua gris.

11 Referencias bibliográficas

- Agencia de Protección Ambiental (EPA) (1993). Guía para el diseño y construcción de un humedal construido con flujos subsuperficiales. United States.
- Agencia de Protección Ambiental (EPA) (2000). Wetlands in Nutrient Ecoregion XIII. Ambient Water Quality Criteria Recommendations Information. Environmental protection agency, 1–77.
- American Public Health Association (APHA) (2001) Métodos estándar para el examen de desechos y aguas residuales. 18a edición, APHA-AWNA-WEF, Washington DC.
- Antón *et al.*, (2016). Diseño y puesta en funcionamiento de un humedal artificial a escala de laboratorio para el tratamiento de aguas contaminadas. Trabajo de grado. Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente. Universidad Miguel Hernández de Elche.
- Aponte, J.P. *et al.* (2016). Evaluación de la capacidad de depuración de las aguas residuales grises mediante un humedal artificial de flujo subsuperficial en la Vereda El Peñón, Municipio de San Francisco, Cundinamarca. (tesis de grado). Universidad de La Salle. Bogotá.
- Araneda, I.A. (2016). Humedales construidos para tratamiento sustentable de aguas grises: efecto del acople a una celda de combustible microbiano. (tesis de grado). Universidad de Chile. Santiago de Chile.
- Bonilla-Barbosa, J.R., y B. Santamaría. (2016). Plantas acuáticas invasoras en humedales. Narraciones de la ciencia y tecnología. Centro de Investigaciones Biológicas (CIB), UAEM.
- Bonilla-Barbosa, J.R., y B. Santamaría. (2013). Plantas acuáticas exóticas y trasladadas invasoras, en R. Mendoza y P. Koleff (coords.), Especies acuáticas invasoras en México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, pp. 223-247.
- Bonilla-Barbosa, J.R., y B. Santamaría. (2012). Typhaceae. Flora del bajío y de regiones adyacentes. Fascículo 176. Patzcuaro, Michoacan, México.
- Cabrera, M. y Alexander, P. (2014). Evaluación de la eficiencia de tratamiento de aguas residuales domésticas, implementando un sistema de humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal (HAFSSH) en el colegio comfamiliar siglo XXI, sede campestre corregimiento de San Fernando.
- Castañeda, A.A. y Flores, H. (2014). Tratamiento de aguas residuales domésticas mediante plantas macrófitas típicas en Los Altos de Jalisco, México. Paakat: Revista de Tecnología y Sociedad. Universidad de Guadalajara. Guadalajara. México.
- Comisión Estatal del Agua (CENAGUA). (2018). Pronóstico del tiempo en Morelos 2018. Cuernavaca, Morelos.
- Coban, O. (2015). Microbial nitrogen transformations in constructed wetlands treating contaminated groundwater. Faculty of Environmental Sciences and Process. Engineering at the Brandenburg University of Technology in Cottbus. Dnipropetrovsk, Ukraine.
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) (2016). Estadísticas del agua en México 2016.
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) (2016). Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento Diseño de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Municipales: Humedales Artificiales. México.
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) (2017). Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento. Datos Básicos para Proyectos de Agua Potable y Alcantarillado. Coyoacán, México, D.F.
- Coleman, J., Hench, K., Garbuth, K., *et al.* (2000). Tratamiento de aguas residuales domésticas por tres especies de plantas en humedales construidos. Water Air Soil Pollut. 128:283-295
- 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). Cochabamba – Bolivia.
- Diario Oficial de la Federación (DOF) (1987). Calidad del agua determinación del número más probable (NMP) de coliformes totales, coliformes fecales (Termotolerantes) y *Escherichia coli* presuntiva. Norma Mexicana, 1–21.
- Dunne, E. J., y Reddy, K. R. (2005). Biogeoquímica del fósforo de humedales en cuencas agrícolas. Manejo de nutrientes en cuencas agrícolas: una solución de humedales, 105-119.
- Gallardo, I. (2016). Humedales contruidos para tratamiento sustentable de aguas grises: efecto del acople a ua celda de combustible microbiana (tesis profesional). Universidad de Chile. Santiago Chile, 1–72.
- García, J., Morató, J., y Bayona, J. M. (2004). Nuevos criterios para el diseño y operación de humedales construidos. Barcelona, España: Ediciones CPET.
- García, S., y Corzo, H. (2008). Depuración con humedales construidos. Guía práctica de diseño, construcción y explotación de sistemas de humedales de flujo subsuperficial. Catalunya, España
- Ghaitidak, D. M., y Yadav, K. D. (2013). Characteristics and treatment of greywater-a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 20(5), 1–15. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-1533-0>
- GreenFacts. (1991). Recursos Hídricos. Informe de Las Naciones Unidas Sobre El Desarrollo de Los Recursos Hídricos En El Mundo, 6. Retrieved from <http://www.greenfacts.org/es/recursos-hidricos/recursos-hidricos-foldout.pdf>
- Gross, A., Shmueli, O., Ronen, Z., y Raveh, E. (2007). Recycled vertical flow constructed wetland (RVFCW)-a novel method of recycling greywater for irrigation in small communities and households. *Chemosphere*, 66(5), 916–923. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.06.006>
- Garzón, M.A. (2004). Remoción de nitrógeno y fósforo (en línea). Capítulo II. Ideam.
- Heike, V.(2009).Malezas de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.2018.
- Instituto Nacional de Estadística Geográfica e Informática (INEGI). (2017). En México, sólo 34 de cada 100 municipios cuentan con servicio de tratamiento de aguas residuales municipales, 127/17, 2–3.
- Kadewa, W. (2010). Small-Scale constructed wetland for onsite light grey water treatment and recycling. Cranfield University. Centre for Water Sciences.
- Kadlec, R.H. y Knight, R.L. (1996). Treatment Wetlands. CRC Press Boca Raton, 893 pp.
- Llagas, W., y Guadalupe, E. (2006). Diseño de Humedales Artificiales para el Tratamiento de aguas Residuales en la UNMSM. *Instituto de Investigaciones FIGMG*, 15(17), 85–96.
- Li, F., Wichmann, K., y Otterpohl, R. (2009). Review of the technological approaches for grey water treatment and reuses. *Science of the Total Environment*, 407, 3439-3449.
- Londoño, L. A., y Vanegas, C. (2009). Evaluación de la eficiencia de remoción de materia orgánica en humedales artificiales de flujo horizontal subsuperficial alimentados con agua residual sintética. Universidad Tecnológica De Pereira. Facultad De Tecnología Escuela De Tecnología Química Pereira, 212.
- Malaver, A. F. (2013). Evaluación de un humedal artificial de flujo superficial empleando Curtiembres., lenteja de agua (Lemna minor) para el tratamiento de aguas residuales generadas por la industria de curtiembres. *Universidad Libre, Facultad de Ingeniería, Ingeniería Ambiental, Bogotá*, 1–51.
- Manahan, S. (2000). Environmental science, technology, and chemistry. *Environmental Chemistry*, 8th ed, 743. Retrieved from <http://www.chemistry.uoc.gr/courses/xhm405/01 Environmental Chemistry Manahan.pdf>
- Mendoza et al. (2012). Diseño y construcción a escala piloto de un humedal de flujo

- subsuperficial para el tratamiento de aguas residuales porcícolas. Apaxtla de Castrejón, Guerrero. Universidad Nacional Autónoma De México. Facultad De Estudios Superiores Zaragoza.
- Naranjo, Y. *et al.* (2017). Estudio para mejorar la eliminación de fósforo en humedales artificiales empleando fangos generados en la potabilización del agua, mediante procesos de adsorción. aplicación a la potabilizadora la presa (Manises, Valencia). (trabajo de grado). Master en ingeniería hidráulica y medio ambiente. Universidad Politécnica de Valencia.
- Niño, E.D., y Martínez, N. C. (2013). Estudio De Las Aguas Grises Domésticas En Tres Niveles Socioeconómicos De La Ciudad De Bogotá (trabajo de grado). Pontificia Universidad Javeriana. Facultad De Ingeniería Civil. Bogotá.
- Salas, J. J., Pidre, J. R., y Sánchez, L. (2007). Manual de tecnologías no convencionales para la depuración de aguas residuales. Capítulo IV: Humedales artificiales.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) (1996). Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Diario ofiacil de la Federacion (DOF).
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) (1997). Norma Oficial Mexicana NOM-003-SEMARNAT-1997. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reusen en servicios al público. Diario ofiacil de la Federacion (DOF).
- Ojeda, L. *et al.* (2013). Evaluación de la depuración de agua gris en un humedal artificial a escala piloto. Memorias de la Segunda Conferencia Panamericana en Sistemas de Humedales para el manejo, tratamiento y mejoramiento de la calidad del agua. Morelia, Michoacán, México.
- Organización Mundial de la Salud (OMS) (2010). Estadísticas sanitarias mundiales 2010.
- Otálora, A. (2011). Evaluación del sistema de tratamiento de aguas residuales domésticas mediante humedales artificiales de alta tasa en la locación petrolera de Caño Gandúl. Universidad Nacional De Colombia. Facultad De Ingeniería. Departamento de Ingeniería Química. Bogotá 163.
- Paredes, L. *et al.* (2014). Remoción de contaminantes en la estabilización de humedales construidos de flujo vertical, sembrados con heliconia (sp), para el tratamiento de aguas residuales domésticas. Universidad Tecnológica de Pereira. Facultad de Tecnología. Escuela de Química. Pereira.
- Pérez-Peláez, N.R., Peña-Varón, M.R., Sanabria, J. (2011). Comunidades bacterianas involucradas en el ciclo del nitrógeno en humedales construidos. Ingeniería y Competitividad. Environmental Engineering. Volumen 11, No. 2, p. 83 - 92.
- Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos (WWAP) (2017). Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2017. Aguas residuales: El recurso desaprovechado. Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura. <https://doi.org/10.12691/env-3-1-3>
- Quipuzco, L.E. (2002). Evaluación del comportamiento de dos pantanos artificiales instalados en serie con *Phragmites australis* para el tratamiento de aguas residuales domésticas. Revista del Instituto de Investigaciones de la Facultad de Geología, Minas, Metalurgia y Ciencias Geográficas. 5, 52-57.
- Ramsar. (2010). El Plan Estratégico de Ramsar para 2009-2015. *Historia*, 2015, 1–19.
- Rodríguez, R., D'Elmar, D., García, M., Heguilén, M., y Rossi, G. (2008). Reutilización de Aguas Grises. Seminario Agua. Universidad Tecnológica Nacional. Argentina. Recuperado de: www.edutecne.utn.edu.ar: http://www.edutecne.utn.edu.ar/agua/Agua-Reutilizacion_aguas_grises.pdf
- Romero-Aguilar, Colín-Cruz, Sánchez-Salinas, y Ortiz-Hernández. (2009). Tratamiento de

- aguas residuales por un sistema piloto de humedales artificiales: Evaluación de la remoción de la carga orgánica. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 25(3), 157–167.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) (2016). Informe de la Situación del Medio Ambiente en México. Compendio de Estadísticas Ambientales. Indicadores Clave, de Desempeño Ambiental y de Crecimiento Verde., 380. Retrieved from http://apps1.semarnat.gob.mx/dgeia/informe15/tema/pdf/Cap3_Suelos.pdf
- Silva, A.S. y Zamora, H. D. (2005). Humedales artificiales (trabajo de grado). Facultad De Ingeniería Y Arquitectura. Manizales, Colombia., 1–100.
- Travis, M., Wiel-Shafran, M., Weisbrod, N., y Adar, E. (2010). Greywater reuse for irrigation: Effect on soil properties. *Science of the total Environment*, 408, 2501-2508.
- Universidad de Piura (UDEP) (2012). Naturaleza del agua residual domestica y su tratamiento. 1., 1–23. Retrieved from http://www.biblioteca.udep.edu.pe/bibvirudep/tesis/pdf/1_135_183_88_1242.pdf
- Vera, A., Andrade, C., Flores, E., Núñez, M., Cárdenas, C. y Morales, E. (2010). Eliminación de nutrientes y materia orgánica en un humedal construido, en función del desarrollo del macrófito *Typha dominguensis* Pers. *Rev. Téc. Ing. Univ. Zulia*. (33).n.2.
- Verma, R. y Suthar, S. (2018). Performance evaluation of constructed wetland system of horizontal and vertical surface flow in wastewater treatment through multivariate analysis of main components. Elsevier. Vol (116), 121-126.
- Vymazal, J. (2005). Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 25(5), 478–490. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.07.010>
- Vymazal, J. (2010). Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. *Water*, 2(3), 530–549. <https://doi.org/10.3390/w2030530>
- Yocum, D. (2013). Manual de Diseño: Humedal Construido para el Tratamiento de las Aguas Grises por Biofiltración. Bren School of Environmental Science and Management, University of California, Santa Barbara.
- Zúñiga, J.; Chamy, R.; Schiapacasse, M.; Cerda, M. y Fuentes J. (2003) Tratamiento de aguas residuales urbanas mediante humedales. XV Congreso de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AIDIS-Chile).
- Zurita, F., De Anda, J., Belmont, M.A. (2006) Performance of Laboratory-Scale Wetlands Planted with Tropical Ornamental Plants to Treat Domestic Wastewater. *Water Quality Research Journal of Canada*, 41: 410–417.

12 Cronograma

Cuadro 1. Calendario de actividades 2018 -2019

Actividad que realizar	En.	Feb.	Mzo.	Abr.	My.	Jun.	Jul.	Ag.	Set.	Oct.	Nov.	Dic.	En.	Mzo.
Elaboración del humedal modular.	X	X	X	X										
Pruebas hidrodinámicas.		X	X	X										
Montaje humedal modular.			X	X	X	X	X							
Diseño teórico del HASS						X	X	X	X	X				
Análisis de parámetros fisicoquímicos								X	X					X
Análisis estadístico								X	X	X	X			
Consulta de literatura.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Redacción de tesis.		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X
Presentación del seminario.						1er							2do	3ro

Cuernavaca, Mor a 20 de octubre del 2020

DRA. DULCE MARÍA ARIAS ATAIDE
DIRECTORA GENERAL DE SERVICIOS ESCOLARES
P R E S E N T E.

Por este conducto comunico a Usted, que he revisado el documento que presenta la Pasante de Biólogo: **Alicia Arroyo Ortiz**, con el título del trabajo: **TRATAMIENTO DE AGUAS GRISES MEDIANTE EL DISEÑO DE UN HUMEDAL SUBSUPERFICIAL HORIZONTAL MODULAR A ESCALA DE LABORATORIO CON *Typha domingensis* PERS.** Quien optó por la Modalidad de Titulación: **Trabajo de Desarrollo Profesional por Etapas**, como lo marca el Reglamento de Titulación Profesional vigente de la Universidad Autónoma del Estado de Morelos.

En calidad de miembro de la comisión revisora, expreso la siguiente decisión:

VOTO A FAVOR: SI () NO ()

A T E N T A M E N T E

DRA. PATRICIA MUSSALI GALANTE



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS

Se expide el presente documento firmado electrónicamente de conformidad con el ACUERDO GENERAL PARA LA CONTINUIDAD DEL FUNCIONAMIENTO DE LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS DURANTE LA EMERGENCIA SANITARIA PROVOCADA POR EL VIRUS SARS-COV2 (COVID-19) emitido el 27 de abril del 2020.

El presente documento cuenta con la firma electrónica UAEM del funcionario universitario competente, amparada por un certificado vigente a la fecha de su elaboración y es válido de conformidad con los LINEAMIENTOS EN MATERIA DE FIRMA ELECTRÓNICA PARA LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE ESTADO DE MORELOS emitidos el 13 de noviembre del 2019 mediante circular No. 32.

Sello electrónico

PATRICIA MUSSALI GALANTE | Fecha:2020-10-21 15:17:27 | Firmante

E9HoyJDZBUiFxCUiiNvYueCZBbBwMgZ4WZ0AMcoUL9zZa3XxvNU7+5O/2XFIVJ+7rk92TbpHQTG2g3uhRtOohxNEaz+Fsx0D6Kso1nRFNNlvqqMTTNHyHgJTGtzX3tv6tZnzDR3FAVagMBYa0MRjBkjqVLf9UJ0ir0PNev+9+4D3PWWAUvGY0kVzYSmEmBOZ3cHdJTGxRCuQauta5MZM2eDaOd0Pr1dpFd8fyZHP0CcSfLKF+czQzcUZf4IsH95UHJjUn8/AlaGE+l/7pbMZrpFLi2+rcO59o04oYdhPCKUK13LvUPiIGykUiLLSpieBqhwq4OyUJ1FcaJ9fmBGmca==

Puede verificar la autenticidad del documento en la siguiente dirección electrónica o escaneando el código QR ingresando la siguiente clave:



Je4sdP

<https://efirma.uaem.mx/noRepudio/1BH0cmvbqipXDz1rc5JjFzmVYtC93ubw>





UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS



FACULTAD
DE CIENCIAS
BIOLÓGICAS

FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

Licenciatura en Biología

Programa Educativo de Calidad *Acreditado* por el CACEB 2018-2023

Cuernavaca, Mor., 13 Octubre 2020

DRA. DULCE MARÍA ARIAS ATAIDE
DIRECTORA GENERAL DE SERVICIOS ESCOLARES
P R E S E N T E.

Por este conducto comunico a Usted, que he revisado el documento que presenta la Pasante de Biólogo: **Alicia Arroyo Ortiz**, con el título del trabajo: **TRATAMIENTO DE AGUAS GRISAS MEDIANTE EL DISEÑO DE UN HUMEDAL SUBSUPERFICIAL HORIZONTAL MODULAR A ESCALA DE LABORATORIO CON *Typha domingensis* PERS.** Quien optó por la Modalidad de Titulación: **Trabajo de Desarrollo Profesional por Etapas**, como lo marca el Reglamento de Titulación Profesional vigente de la Universidad Autónoma del Estado de Morelos.

En calidad de miembro de la comisión revisora, expreso la siguiente decisión:

VOTO A FAVOR: SI () NO ()

ATENTAMENTE

DRA. LUZ MARÍA BRETON DEVAL

Cuernavaca, Mor., 12 de octubre del 2020

DRA. DULCE MARÍA ARIAS ATAIDE
DIRECTORA GENERAL DE SERVICIOS ESCOLARES
P R E S E N T E.

Por este conducto comunico a Usted, que he revisado el documento que presenta la Pasante de Biólogo: **Alicia Arroyo Ortiz**, con el título del trabajo: **TRATAMIENTO DE AGUAS GRISES MEDIANTE EL DISEÑO DE UN HUMEDAL SUBSUPERFICIAL HORIZONTAL MODULAR A ESCALA DE LABORATORIO CON *Typha domingensis* PERS.** Quien optó por la Modalidad de Titulación: **Trabajo de Desarrollo Profesional por Etapas**, como lo marca el Reglamento de Titulación Profesional vigente de la Universidad Autónoma del Estado de Morelos.

En calidad de miembro de la comisión revisora, expreso la siguiente decisión:

VOTO A FAVOR: SI (X) NO ()

A T E N T A M E N T E



DRA. MARIANA ROMERO AGUILAR



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS

Se expide el presente documento firmado electrónicamente de conformidad con el ACUERDO GENERAL PARA LA CONTINUIDAD DEL FUNCIONAMIENTO DE LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS DURANTE LA EMERGENCIA SANITARIA PROVOCADA POR EL VIRUS SARS-COV2 (COVID-19) emitido el 27 de abril del 2020.

El presente documento cuenta con la firma electrónica UAEM del funcionario universitario competente, amparada por un certificado vigente a la fecha de su elaboración y es válido de conformidad con los LINEAMIENTOS EN MATERIA DE FIRMA ELECTRÓNICA PARA LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE ESTADO DE MORELOS emitidos el 13 de noviembre del 2019 mediante circular No. 32.

Sello electrónico

MARIANA ROMERO AGUILAR | Fecha:2020-10-12 11:32:12 | Firmante

cfwH1R690sQ4qqX//Kzga3BeM/rjKgbK87gJM/iz66LJtr6/d1VnK0IRqU6JZgt70TPOGhudS/+SS3OS17zeDeyFE2RK8xOs4jYNGcd4GuLCiK6qVxwEkbKUDv/AH2xYd1paFhTYB0DN2cBjQUKB34wu6XNwWwY+ajdjitUGr2yrX6uPN3SEF8ZotJ1K2g6emDCWKZQ2B+1jEWMB1UZPxmGT5l7NyS77K50sGTXGLI6KB+TOfNazvSkZcl+TavAp7odvb/d0mmgpUL/aiiVNPmzcz2IBMN3F17m+1jPm4w97IIZU4so0m7/asgtq5r3HYVPwhlf6+xdlZo28aucAToQ==

Puede verificar la autenticidad del documento en la siguiente dirección electrónica o escaneando el código QR ingresando la siguiente clave:



KGUi8m

<https://efirma.uaem.mx/noRepudio/F4g3076WFxQonKbCPPe2RpwUelQQK30Q>



Cuernavaca, Mor., a 9 de octubre de 2020

DRA. DULCE MARÍA ARIAS ATAIDE
DIRECTORA GENERAL DE SERVICIOS ESCOLARES
P R E S E N T E.

Por este conducto comunico a Usted, que he revisado el documento que presenta la Pasante de Biólogo: **Alicia Arroyo Ortiz**, con el título del trabajo: **TRATAMIENTO DE AGUAS GRISES MEDIANTE EL DISEÑO DE UN HUMEDAL SUBSUPERFICIAL HORIZONTAL MODULAR A ESCALA DE LABORATORIO CON *Typha domingensis* PERS.** Quien optó por la Modalidad de Titulación: **Trabajo de Desarrollo Profesional por Etapas**, como lo marca el Reglamento de Titulación Profesional vigente de la Universidad Autónoma del Estado de Morelos.

En calidad de miembro de la comisión revisora, expreso la siguiente decisión:

VOTO A FAVOR: SI () NO ()

A T E N T A M E N T E

M. EN C. MARÍA EUGENIA BAHENA GALINDO



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS

Se expide el presente documento firmado electrónicamente de conformidad con el ACUERDO GENERAL PARA LA CONTINUIDAD DEL FUNCIONAMIENTO DE LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS DURANTE LA EMERGENCIA SANITARIA PROVOCADA POR EL VIRUS SARS-COV2 (COVID-19) emitido el 27 de abril del 2020.

El presente documento cuenta con la firma electrónica UAEM del funcionario universitario competente, amparada por un certificado vigente a la fecha de su elaboración y es válido de conformidad con los LINEAMIENTOS EN MATERIA DE FIRMA ELECTRÓNICA PARA LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE ESTADO DE MORELOS emitidos el 13 de noviembre del 2019 mediante circular No. 32.

Sello electrónico

MARIA EUGENIA BAHENA GALINDO | Fecha:2020-10-10 17:36:04 | Firmante

wBXv8xej3Elipdnw4M+LGjxck+egOaT18F3X5PtqdyX3ZVfk5OIYzhmQj2hqs56n2notNbB51tOqts3vRU67qlb2VVub4VOcn3Z+vflQen+6BHQr+O9f32BNEhMh99PPB3i1C02rR9
XEAVpvqvsZE7wE3gx5KSc0KxKf+AM4qvgIQCvoexawJxsUSfVlw/2YaRizzgkqTRpWh8WvMimzIMu+YkKg+eMSVtAhEtov6ZUs9pTkliLvMo+GG3jqAyTMvabcWtaBa82hxDeoB2z
/govTCwGK07DLXUE3Bq263DR6HHdXmc7skySqEa9lW52kQkuH2h8QB3vNjSjh2on/1Q==

Puede verificar la autenticidad del documento en la siguiente dirección electrónica o
escaneando el código QR ingresando la siguiente clave:



[UkvgQy](#)

<https://efirma.uaem.mx/noRepudio/3Yj5vg6ms5RG9DsvCsLpqrgyl3DtclZJ>

