



**UNIVERSIDAD JUÁREZ AUTÓNOMA DE TABASCO**  
**DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS**



Cinética de degradación en aguas residuales  
domésticas con humedales artificiales utilizando  
*Echinodorus paniculatus*.

**Tesis para obtención de grado**  
**Maestría en Ingeniería, Tecnología y Gestión**  
**Ambiental**

**Presenta**

Ing. Amb. Fátima Yaireth García Ramírez

**Director:**

Dr. Gaspar López Ocaña

**Co-Directora:**

Dra. Liliana Pampillón González

Villahermosa, Tabasco, Octubre 2020



**UNIVERSIDAD JUÁREZ  
AUTÓNOMA DE TABASCO**

"ESTUDIO EN LA DUDA. ACCIÓN EN LA FE"



**DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS  
DIRECCIÓN**



**2020**  
LEONA VICARIO

SEPTIEMBRE 21 DE 2020

**C. FÁTIMA YAIRETH GARCÍA RAMÍREZ  
PAS. DE LA MAESTRIA EN INGENIERÍA, TECNOLOGÍA Y  
GESTIÓN AMBIENTAL  
P R E S E N T E**

En virtud de haber cumplido con lo establecido en los Arts. 80 al 85 del Cap. III del Reglamento de titulación de esta Universidad, tengo a bien comunicarle que se le autoriza la impresión de su Trabajo Recepcional, en la Modalidad de Tesis de Maestría en Ingeniería, Tecnología y Gestión Ambiental titulado: **"CINÉTICA DE DEGRADACIÓN EN AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS CON HUMEDALES ARTIFICIALES UTILIZANDO ECHINODORUS PANICULATUS"**, asesorado por el Dr. Gaspar López Ocaña, sobre el cual sustentará su Examen de Grado, cuyo jurado integrado por el Dr. Arturo Valdés Manzanilla, MIPA. Elías de la Cruz Luna, Dr. Gaspar López Ocaña, Dr. Raúl German Bautista Margulis y MIPA. Rocío López Vidal.

Por lo cual puede proceder a concluir con los trámites finales para fijar la fecha de examen.

Sin otro particular, me es grato enviarle un cordial saludo.

**ATENTAMENTE**  
ESTUDIO EN LA DUDA. ACCIÓN EN LA FE

  
**DR. ARTURO GARRIDO MORA**  
**DIRECTOR**

UJAT  
DIVISIÓN ACADÉMICA  
DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



**DIRECCIÓN**

C.c.p.- Expediente del Alumno.  
C.c.p.- Archivo

## CARTA AUTORIZACIÓN

El que suscribe, autoriza por medio del presente escrito a la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco para que utilice tanto física como digitalmente el Trabajo Recepcional en la modalidad de Tesis de Maestría denominado: **“CINÉTICA DE DEGRADACIÓN EN AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS CON HUMEDALES ARTIFICIALES UTILIZANDO ECHINODORUS PANICULATUS”**, de la cual soy autor y titular de los Derechos de Autor.

La finalidad del uso por parte de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco el Trabajo Recepcional antes mencionada, será única y exclusivamente para difusión, educación y sin fines de lucro; autorización que se hace de manera enunciativa más no limitativa para subirla a la Red Abierta de Bibliotecas Digitales (RABID) y a cualquier otra red académica con las que la Universidad tenga relación institucional.

Por lo antes manifestado, libero a la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco de cualquier reclamación legal que pudiera ejercer respecto al uso y manipulación de la tesis mencionada y para los fines estipulados en éste documento.

Se firma la presente autorización en la ciudad de Villahermosa, Tabasco el día 21 de Septiembre del dos mil veinte.

AUTORIZO



---

FÁTIMA YAIRETH GARCÍA RAMÍREZ



## AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco por darme la oportunidad realizar mis estudios, investigaciones, y amistades en la División Académica de Ciencias Biológicas.

Al Dr. Gaspar López Ocaña por ser mi maestro y guía en esta etapa, por hacerme parte de su familia, brindarme su amistad y tiempo dirigiendo esta tesis.

A la Doctora Liliana Pampillón González por su tiempo, y comprensión que nunca faltó, que siempre me motivó con su ejemplo y dedicación.

A mi comité sinodal, principalmente al Dr. Arturo Valdez, Maestro Elías, Dr. Raúl German y la Maestra Rocío López, por dedicar su tiempo y conocimientos en la revisión de este trabajo.

A mis compañeros del Laboratorio de Tecnología del Agua, por su apoyo, consejos, tiempo y sobre todo la amistad que espero conservar de todos ustedes, gracias Alma, Luis, Alfredo, Reina, Deysi, Arce, Elisa, Libni, Mafer, Mayge, Perlita, Nancy, Nestor y Jorge

A mis amigos de la maestría por todos los buenos y malos momentos que compartimos juntos, por los momentos de diversión dentro y fuera de la universidad, muchas gracias Martha, Arce, Michel y Luis. Agradezco también a quienes estuvieron y me apoyaron en su momento.

Y sobre todo al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por el apoyo con la beca que me permitió mantenerme en la realización de esta investigación.

## DEDICATORIA

A Dios por la salud y vida que hasta ahora me dio, por ser guía en mi paso por esta vida, por ser luz y compañía siempre.

A mis padres que todo el esfuerzo fue para ellos, gracia por ayudarme y respaldarme siempre. Todo es por y para ustedes.

A mi hermanita que verla crecer y triunfar es mi más grande motivación para continuar.

A mis familiares, abuelos y tíos que de todas las formas posibles siempre me apoyaron, los amo a todos.

A quien ocupa mi corazón y motivo de mis momentos felices.



## Contenido

<b>RESUMEN</b> .....	<b>13</b>
<b>1. INTRODUCCIÓN</b> .....	<b>14</b>
<b>2. JUSTIFICACIÓN</b> .....	<b>15</b>
<b>3. ANTECEDENTES</b> .....	<b>16</b>
<b>4. MARCO TEÓRICO</b> .....	<b>21</b>
4.1. Aguas residuales.....	21
4.1.1. Clasificación de las aguas residuales. ....	21
4.1.2. Constituyentes del agua residual. ....	22
4.1.3. Contaminación del agua.....	23
4.1.4. Caudales promedio.....	25
4.1.5. Normatividad de las descargas.....	26
4.2. Tratamiento de aguas residuales.....	28
4.2.1. Procesos de tratamiento de aguas.....	28
4.2.2. Etapas de depuración de aguas residuales.....	30
4.2.3. Parámetros de diseño para unidades de tratamiento.....	34
4.3. Sistemas biológicos de tratamiento.....	35
4.3.1. Sistemas naturales de tratamiento.....	36
4.3.2. Procesos biológicos de tratamiento.....	37
4.3.3. Metabolismo microbiano.....	39
4.4. Humedales artificiales.....	40
4.4.1. Clasificación de los humedales.....	41
4.4.2. Humedales artificiales de flujo superficial (HAFL).....	42
4.4.3. Humedales artificiales de flujo subsuperficial (HAFS).....	42
4.4.4. Tipos de macrófitas presentes en humedales.....	44
4.5. Cinética de degradación.....	44
4.5.1. Cinética de las reacciones.....	44
4.5.2. Cinética del tratamiento biológico.....	46
4.5.3. Cinética de los reactores.....	47
<b>5. OBJETIVOS</b> .....	<b>49</b>
5.1. General.....	49



5.2. Particulares .....	49
<b>6. ÁREA DE ESTUDIO .....</b>	<b>50</b>
<b>7. MATERIALES Y MÉTODOS .....</b>	<b>52</b>
7.1 Diagrama de actividades .....	52
7.2 Tanque de recepción .....	52
7.3 Unidades experimentales .....	53
7.4 Colecta de vegetación .....	56
7.5 Siembra de vegetación en unidades experimentales .....	56
7.6 Monitoreo del agua durante la etapa de estabilización .....	58
7.7 Monitoreo de calidad del agua en unidades experimentales .....	58
7.8 Modelado de la distribución espacial de contaminantes .....	59
7.9 Determinación y evaluación de la biomasa vegetal generada .....	59
7.10 Eficiencia de remoción .....	59
7.11 Cinética de degradación .....	60
7.12 Diseño experimental .....	60
<b>8. RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....</b>	<b>62</b>
8.1 Medio de soporte .....	62
8.2 Biomasa Vegetal .....	64
8.3 Calidad del agua .....	72
8.3.1 Estabilización .....	72
8.3.1.1 Análisis estadístico y eficiencias de remoción .....	72
8.3.1.2 Distribución espacial .....	79
8.3.1.3 Ajuste matemático .....	84
8.3.1.4 Cinética de degradación .....	88
8.3.2 Operación .....	89
8.3.2.1 Análisis estadístico y eficiencias de remoción .....	89
8.3.2.2 Distribución espacial .....	98
8.3.2.3 Ajuste matemático .....	104
8.3.2.4 Cinética de degradación .....	109
<b>9. CONCLUSIONES .....</b>	<b>112</b>
<b>10. RECOMENDACIONES .....</b>	<b>113</b>



**11. REFERENCIAS ..... 114**  
**ANEXOS ..... 124**

## Índice de Figuras

Figura 1 Sistema de tratamiento primario típico (Valdez & Vázquez, 2003)..... 31  
 Figura 2 Diagrama de flujo típico de un sistema de tratamiento secundario (Valdez & Vázquez, 2003). ..... 32  
 Figura 3 Crecimiento bacteriano y consumo del sustrato (Valdez & Vázquez, 2003). ..... 40  
 Figura 4 Humedal artificial de flujo superficial (HAFL) (Alianza por el agua, 2014)... 42  
 Figura 5 Humedal artificial de flujo horizontal (Delgadillo *et al.*, 2010). ..... 43  
 Figura 6 Humedal artificial de flujo vertical (Delgadillo *et al.*, 2010). ..... 43  
 Figura 7 Diagrama para reactor de cochada (Crites & Tchobanoglous, 2000)..... 47  
 Figura 8 Diagrama para reactor de flujo pistón (Crites & Tchobanoglous, 2000). ..... 48  
 Figura 9 Localización de sistemas de humedales artificiales en la DACBiol-UJAT... 50  
 Figura 10 Localización satelital de los Humedales. .... 51  
 Figura 11 Diagrama de Bloque de Actividades a realizar ..... 52  
 Figura 12 Tanque de control..... 52  
 Figura 13 A) Humedal artificial de flujo libre, B) Humedal artificial de flujo subsuperficial. .... 55  
 Figura 14 Esquema del arreglo de las unidades experimentales. .... 55  
 Figura 15 A) *Echinodorus paniculatus* B) Flor C) *Echinodorus paniculatus* (Haynes&hHolm-Nielsen, 1994) ..... 56  
 Figura 16 Diseño de plantado tres bolillos..... 57  
 Figura 17 Diagrama de sembrado en el HAFS y HAFL..... 57  
 Figura 18 Puntos de muestreo dentro del HAFS Fuente: López (2014) ..... 59  
 Figura 19 Condiciones iniciales de la *Echinodorus paniculatus* en el HAFL ..... 65  
 Figura 20 Condiciones iniciales de la *Echinodorus paniculatus* en el HAFS ..... 65  
 Figura 21 Condiciones finales de la *Echinodorus paniculatus* al final del experimento. Arriba el HAFS, abajo el HAFL y el tanque de distribución de ARC. .... 66  
 Figura 22 Valores de las medianas para el largo del tallo (cm) de cada etapa evaluada, arranque del humedal de flujo libre y subsuperficial (A-HAFL y A-HAFS respectivamente), estabilización del humedal de flujo libre y subsuperficial (E-HAFL y E-HAFS respectivamente) y operación (final del experimento) de los humedales de flujo libre y subsuperficial (O-HAFL y O-HAFS respectivamente). Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre las etapas (P<0.05). ..... 67  
 Figura 23 Valores de las medianas para el largo del tallo en las flores (cm) para cada etapa evaluada, arranque del humedal de flujo libre y subsuperficial (A-HAFL y A-



HAFS respectivamente), estabilización del humedal de flujo libre y subsuperficial (E-HAFL y E-HAFS respectivamente) y operación (final del experimento) de los humedales de flujo libre y subsuperficial (O-HAFL y O-HAFS respectivamente). Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre las etapas ( $P < 0.05$ ).

..... 68

Figura 24 Valores promedios del número de flores y sus intervalos de confianza para cada etapa evaluada, arranque del humedal de flujo libre y subsuperficial (A-HAFL y A-HAFS respectivamente), estabilización del humedal de flujo libre y subsuperficial (E-HAFL y E-HAFS respectivamente) y operación (final del experimento) de los humedales de flujo libre y subsuperficial (O-HAFL y O-HAFS respectivamente). Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre las etapas ( $P < 0.05$ ).

..... 69

Figura 25 Valores promedios del largo de las hojas (cm) y sus intervalos de confianza para cada etapa evaluada, arranque del humedal de flujo libre y subsuperficial (A-HAFL y A-HAFS respectivamente), estabilización del humedal de flujo libre y subsuperficial (E-HAFL y E-HAFS respectivamente) y operación (final del experimento) de los humedales de flujo libre y subsuperficial (O-HAFL y O-HAFS respectivamente). Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre las etapas ( $P < 0.05$ ).

..... 70

Figura 26 Valores de las medianas para el número de hojas para cada etapa evaluada, arranque del humedal de flujo libre y subsuperficial (A-HAFL y A-HAFS respectivamente), estabilización del humedal de flujo libre y subsuperficial (E-HAFL y E-HAFS respectivamente) y operación (final del experimento) de los humedales de flujo libre y subsuperficial (O-HAFL y O-HAFS respectivamente). Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre las etapas ( $P < 0.05$ ). ..... 70

Figura 27 Valores promedios de pH (UpH) y sus intervalos de confianza para cada tratamiento, agua residual cruda (ARC), humedal artificial de flujo libre y de flujo subsuperficial con *E. paniculatus* (HAFL-E y HAFS-E respectivamente) y humedal artificial de flujo libre y de flujo subsuperficial sin vegetación (HAFL-sv y HAFS-sv respectivamente) y Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ( $P < 0.05$ ). ..... 73

Figura 28 Valores promedios temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) y sus intervalos de confianza para cada tratamiento. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ( $P < 0.05$ )..... 73

Figura 29 Valores de las medianas de C.E. ( $\mu\text{s/cm}$ ) y sus intervalos de confianza para cada tratamiento. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ( $P < 0.05$ )..... 74

Figura 30 Valores de las medianas de SDT (mg/L) y sus intervalos de confianza para cada tratamiento. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ( $P < 0.05$ )..... 75



Figura 31 Valores de las medianas de color (UC) y sus intervalos de confianza para cada tratamiento. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ( $P < 0.05$ ).....	76
Figura 32 Valores de las medianas de turbiedad (UNT) y sus intervalos de confianza para cada tratamiento. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ( $P < 0.05$ ).....	76
Figura 33 Valores de las medianas de SST (mg/L) y sus intervalos de confianza para cada tratamiento. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ( $P < 0.05$ ).....	77
Figura 34 Valores de las medianas de SST (mg/L) y sus intervalos de confianza para cada tratamiento. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ( $P < 0.05$ ).....	78
Figura 35 Distribución espacial de pH en el HAFL-E.....	79
Figura 36 Distribución espacial de pH en el HAFS-E.....	79
Figura 37 Distribución espacial de la temperatura en el HAFL-E.....	80
Figura 38 Distribución espacial de la temperatura en el HAFS-E.....	80
Figura 39 Distribución espacial de C.E. en el HAFL-E.....	81
Figura 40 Distribución espacial de C.E. en el HAFS-E.....	81
Figura 41 Distribución espacial de los SDT en el HAFL-E.....	81
Figura 42 Distribución espacial de los SDT en el HAFS-E.....	81
Figura 43 Distribución espacial del color en el HAFL-E.....	82
Figura 44 Distribución espacial del color en el HAFS-E.....	82
Figura 45 Distribución espacial de la turbiedad en el HAFL-E.....	83
Figura 46 Distribución espacial de la turbiedad en el HAFS-E.....	83
Figura 47 Ajuste de modelo matemático para la variable pH en el HAFL-E.....	84
Figura 48 Ajuste de modelo matemático para la variable pH en el HAFS-E.....	84
Figura 49 Ajuste de modelo matemático para la variable temperatura en el HAFL-E.....	85
Figura 50 Ajuste de modelo matemático para la variable temperatura en el HAFS-E.....	85
Figura 51 Ajuste de modelo matemático para la variable C.E. en el HAFL-E.....	85
Figura 52 Ajuste de modelo matemático para la variable C.E. en el HAFS-E.....	85
Figura 53 Ajuste de modelo matemático para la variable SDT en el HAFL-E.....	86
Figura 54 Ajuste de modelo matemático para la variable SDT en el HAFS-E.....	86
Figura 55 Ajuste de modelo matemático para la variable color en el HAFL-E.....	86
Figura 56 Ajuste de modelo matemático para la variable color en el HAFS-E.....	86
Figura 57 Ajuste de modelo matemático para la variable turbiedad en el HAFL-E.....	87
Figura 58 Ajuste de modelo matemático para la variable turbiedad en el HAFS-E.....	87
Figura 59 Predicción del comportamiento cinético para cada reactor.....	88
Figura 60 Valores promedios de pH (UpH) y sus intervalos de confianza para cada tratamiento al final del experimento. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ( $P < 0.05$ ).....	90



Figura 61 Valores de la mediana para la temperatura (°C) y sus intervalos de confianza para cada tratamiento al final del experimento. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas (P<0.05). .....	91
Figura 62 Valores de la mediana para la CE ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) y sus intervalos de confianza para cada tratamiento al final del experimento. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas (P<0.05). .....	92
Figura 63 Valores de la mediana para los SDT (mg/L) y sus intervalos de confianza para cada tratamiento al final del experimento. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas (P<0.05). .....	93
Figura 64 Valores de la mediana para el color (UC) y sus intervalos de confianza para cada tratamiento al final del experimento. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas (P<0.05). .....	94
Figura 65 Valores de la mediana para la turbidez (UNT) y sus intervalos de confianza para cada tratamiento al final del experimento. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas (P<0.05). .....	95
Figura 66 Valores promedios para los SST (mg/L) y sus intervalos de confianza para cada tratamiento al final del experimento. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas (P<0.05). .....	96
Figura 67 Valores de la mediana para la DQO (mg/L) y sus intervalos de confianza para cada tratamiento al final del experimento. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas (P<0.05). .....	97
Figura 68 Distribución espacial del pH en el HAFL-E al final de la operación .....	99
Figura 69 Distribución espacial del pH en el HAFS-E al final de la operación.....	99
Figura 70 Distribución espacial de la temperatura en el HAFL-E al final de la operación .....	99
Figura 71 Distribución espacial de la temperatura en el HAFS-E al final de la operación .....	99
Figura 72 Distribución espacial de la CE en el HAFL-E al final de la operación.....	100
Figura 73 Distribución espacial de la CE en el HAFS-E al final de la operación .....	100
Figura 74 Distribución espacial de los SDT en el HAFL-E al final de la operación..	101
Figura 75 Distribución espacial de los SDT en el HAFS-E al final de la operación .	101
Figura 76 Distribución espacial del color en el HAFL-E al final de la operación .....	102
Figura 77 Distribución espacial del color en el HAFS-E al final de la operación.....	102
Figura 78 Distribución espacial de la turbiedad en el HAFL-E al final de la operación .....	103
Figura 79 Distribución espacial de la turbiedad en el HAFS-E al final de la operación .....	103
Figura 80 Ajuste de modelo matemático para la variable pH en el HAFL-E al final del experimento.....	105
Figura 81 Ajuste de modelo matemático para la variable pH en el HAFS-E al final del experimento.....	105



Figura 82 Ajuste de modelo matemático para la variable temperatura en el HAFL-E al final del experimento .....	105
Figura 83 Ajuste de modelo matemático para la variable temperatura en el HAFS-E al final del experimento .....	105
Figura 84 Ajuste de modelo matemático para la variable CE en el HAFL-E al final del experimento.....	106
Figura 85 Ajuste de modelo matemático para la variable CE en el HAFS-E al final del experimento.....	106
Figura 86 Ajuste de modelo matemático para la variable SDT en el HAFL-E al final del experimento.....	106
Figura 87 Ajuste de modelo matemático para la variable SDT en el HAFS-E al final del experimento.....	106
Figura 88 Ajuste de modelo matemático para la variable color en el HAFL-E al final del experimento.....	108
Figura 89 Ajuste de modelo matemático para la variable color en el HAFS-E al final del experimento.....	108
Figura 90 Ajuste de modelo matemático para la variable turbiedad en el HAFL-E al final del experimento .....	108
Figura 91 Ajuste de modelo matemático para la variable turbiedad en el HAFS-E al final del experimento .....	108
Figura 92 Predicción del comportamiento cinético para los HA.....	111

## Índice de Tablas

Tabla 1 Clasificación de las aguas residuales.....	21
Tabla 2 Análisis comunes usados para determinar constituyentes en las aguas residuales. Adaptado de (Crites & Tchobanoglous, 2000). .....	22
Tabla 3 Principales contaminantes de las aguas residuales. Adaptado de (Sanchón, 2011). .....	24
Tabla 4 Caudales habituales de agua residual de origen residencias descargados a los sistemas de recolección (Crites & Tchobanoglous, 2000). .....	25
Tabla 5 Valores máximos permisibles de los parámetros de calidad del agua residual descargada a los sistemas de alcantarillado. ....	27
Tabla 6 Operaciones y procesos unitarios empleados para eliminar contaminantes del agua residual. Adaptado de (Valdez & Vázquez, 2003). .....	29
Tabla 7 Características de las etapas de la depuración de aguas residuales (Lozano-Rivas, 2012). .....	33
Tabla 8 Tipos de estanques de estabilización de desechos e información de diseño asociada (Mihelcic & Zimmerman, 2011).....	36
	11

Cinética de degradación en aguas residuales domésticas con humedales artificiales utilizando *Echinodorus paniculatus*.



Tabla 9 Definiciones fundamentales para el control y diseño de los procesos biológicos. Adaptado de (Lozano-Rivas, 2012).	38
Tabla 10 Organismos en el agua residual.	39
Tabla 11 Clasificación de los HA conforme al tipo de macrófitas empleadas (Delgadillo <i>et al.</i> , 2010).	41
Tabla 12 Tipos de macrófitas presentes en los HA. Adaptado de (Barba, Alva, & Calva, 2013).	44
Tabla 13 Reacciones de orden cero, uno y dos. Adaptado de (Crites & Tchobanoglous, 2000).	46
Tabla 14 Variables a evaluar en los HA.	58
Tabla 15 Factores del diseño experimental empleado en los humedales artificiales.	60
Tabla 16 Resumen de la caracterización del medio de soporte utilizado dentro de las unidades experimentales y del cálculo del tiempo de retención hidráulico.	62
Tabla 17 Condiciones iniciales de la vegetación utilizada en los humedales artificiales ( <i>Echinodorus paniculatus</i> ).	64
Tabla 18 Características de las plantas al inicio del experimento y al final de este...	64
Tabla 19 Valores promedios con su desviación estándar para cada una de las variables analizadas durante la etapa de estabilización.	72
Tabla 20 Eficiencias de remoción para cada tratamiento.	78
Tabla 21 Comportamiento cinético de cada tipo de humedal.	88
Tabla 22 Valores promedios y desviaciones estándar obtenidas al final de la operación del sistema de humedales.	89
Tabla 23 Eficiencias de remoción para cada parámetro analizado dentro de cada tratamiento.	97
Tabla 24 Valores afluente y efluentes obtenidos en cada tratamiento.	109
Tabla 25 Comportamiento cinético de DQO para cada tipo de flujo (libre y subsuperficial).	110



## RESUMEN

Se evaluaron humedales artificiales plantados con la especie vegetal *E. paniculatus* sometida a dos tipos de flujo, subsuperficial (HAFS-E), y libre o superficial (HAFL-E), además se contó con tratamientos control sin vegetación para flujo subsuperficial y libre (HAFS-sv y HAFL-sv), para tratar las aguas residuales crudas (ARC) provenientes de la División Académica de Ciencias Biológicas (DACBioI), ubicada en el municipio de Centro Tabasco. Las unidades experimentales son de 2.5 m de largo por 1.2 m de ancho y 1 m de altura. El caudal utilizado durante todo el experimento fue de  $202 \pm 4$  L/día, manteniendo un tiempo de retención hidráulico (TRH) de 6.40 y 3.83 para el HAFL y HAFS, respectivamente. El medio de soporte fue grava de río (canto rodado) con porosidad de 49%.

La fase de estabilización corresponde a 8 meses posteriores a la siembra la especie en los humedales artificiales (HA), donde se evaluaron los parámetros pH, temperatura, conductividad eléctrica (CE), sólidos disueltos totales (SDT), color, turbiedad, demanda química de oxígeno (DQO) y sólidos suspendidos totales (SST), de afluente y efluente, las unidades de tratamiento contaban con nueve puntos de muestreo internos por los que se monitoreo los parámetros antes mencionados, con excepción de la DQO y SST con esto se modeló la distribución espacial dentro de los HA con el software Surfer, con estos mismos datos se graficó la concentración de cada parámetro con respecto a las distancias y se ajustó un modelo matemático para cada uno. Todo lo anterior descrito se repitió para la fase de operación cuando el experimento finalizo luego de cumplir 14 meses en operación.

La vegetación se monitoreo en los parámetros largo del tallo, largo del tallo de las flores, número de flores, número de hojas y largo de hojas, esto durante tres fases, arranque que fue a los 3 meses de ser sembradas, estabilización a los 8 meses de la siembra y operación que corresponde al final del experimento.

Los resultados al final de la operación para la vegetación muestran que la planta alcanza una mayor altura a en los HAFL, pero una mayor cantidad de hojas en el HAFS. En cuanto a la calidad del agua, se obtuvieron eficiencias de 12.3% y 11.32 para el pH, 6.64% y 6.79% para la temperatura, 55.91% y 56.84% para la CE, 56.04% y 56.99% para los SDT, 73.32% y 89.21% para el color, 75.06% y 86.98 para la turbiedad, 95.75% y 97.49% para los SST y 97.06% y 99% para la DQO, para el HAFL-E y el HAFS-E respectivamente. La constante cinética  $k$  obtenida es de  $0.61 \text{ días}^{-1}$  para el HAFL-E y de  $1.27 \text{ días}^{-1}$  para el HAFS-E.



## 1. INTRODUCCIÓN

Los sistemas de tratamiento natural son aquellos en los que se aplica agua residual sobre terrenos húmedos naturales o artificiales con el propósito de remover sus contaminantes. La mayoría de estos sistemas de tratamiento están constituidos por marjales, pantanos, ciénagas, turberas y una o más lagunas de poca profundidad, en las cuales existen una o más especies de plantas tolerantes a este tipo de ecosistema (Romero Rojas, 2005). Entre estos se ha demostrado que los humedales artificiales son una tecnología factible para el tratamiento de las aguas residuales municipales y domésticas ya que cuentan con diversos beneficios al ser un sistema de tratamiento sustentable como son su fácil operación, mantenimiento, y su escaso requerimiento de energía eléctrica.

El tratamiento del agua residual por medio de humedales artificiales (HA) se describe como un tratamiento tanto biológico como microbiológico, ya que, en este, la materia orgánica es metabolizada por las bacterias que viven en el sistema, el oxígeno que estos microorganismos necesitan para sus procesos metabólicos aerobios, es suministrado por la fotosíntesis de las plantas por medio de sus raíces y rizomas. Otros mecanismos importantes para la remoción de contaminantes dentro de los humedales son la sedimentación (en regiones donde el flujo es lento), la adsorción en el medio de soporte y en los sistemas de raíces, la fotooxidación, el intercambio directo y la captación directa de la planta (Woodard y Curran, 2011).

Los humedales artificiales son de superficie libre de agua, es decir con espejo de agua; o de flujo subsuperficial sin espejo de agua (Romero Rojas, 2005). De manera particular en este proyecto se pretende caracterizar la cinética de degradación de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) y de la Demanda Bioquímica de Oxígeno ( $DBO_5$ ) utilizando *Echinodorus paniculatus*, especie vegetal hidrófita enraizada emergente que se distribuye mundialmente a lo largo de México hasta Argentina, y que en México tiene una gran distribución por todo el estado de Tabasco, siendo esto y que hay pocos registro de su potencial como especie fitorremediadora los principales motivos por lo que se decidió usar esta planta. Cabe señalar que se plantea evaluar humedales artificiales (HA) que trabajaran de manera independiente, en flujo libre con *E. paniculatus* (HAFL-E), en flujo subsuperficial con *E. paniculatus* (HAFS-E) y los humedales de control que solo contendrá grava, uno para cada tipo de flujo (HAFL-G y HAFS-G) respectivamente. Los HA trabajaran con 25 plantas cada uno, aclimatadas a las condiciones del HA y sembradas por el método de tres bolillos usado en agricultura y reforestación (CONAFOR, 2010); de manera que el agua interactúe mejor con la vegetación, la fase experimental constara de 8 meses de monitoreo de la planta posteriores a los tres meses de estabilización, en la fases experimental se evaluaron,



Turbiedad, Color, Conductividad Eléctrica (CE), pH, Sólidos Disueltos Totales (SDT), DBO<sub>5</sub> y DQO. Se realizó el modelado de los contaminantes para conocer cómo fue su distribución en su paso por los humedales.

## 2. JUSTIFICACIÓN

Cada vez se agravan los problemas del agua, entre escasez, contaminación y degradación de los recursos hídricos en todo el mundo, la situación se ve empeorada con la actividad del medio ambiente hostil y la sobrepoblación, especialmente en países en vías de desarrollo y en desarrollo (Vymazal, 2011; Wu, Kuschik, Brix, Vymazal y Dong, 2014; Wu *et al.*, 2015) tales como México, es por esto que hay una creciente necesidad de mejorar e implementar sistemas de tratamiento de agua residual que resulten económicos, de fácil operación y adaptables a las condiciones meteorológicas que presenta nuestro estado.

Los humedales artificiales son una excelente opción, pues por las cualidades antes mencionadas es un sistema idóneo para pequeñas comunidades con deficiente o nulo tratamiento de las aguas residuales. Pues se ha registrado a nivel mundial, brotes de enfermedades y casos de intoxicación por la contaminación de los cuerpos de agua. (Delgadillo, Camacho, Pérez, y Andrade, 2010). Aunado a que estos sistemas presentan una muy buena capacidad de supervivencia en climas tropicales como el de Tabasco, además que requieren de poco personal para operarlos y el proceso no requiere reactivos químicos si no que sus elementos para operar son proporcionados por la naturaleza, son excelentes para este panorama, sin dejar de lado su uso para diversos tipos de aguas residuales agrícolas, efluentes industriales, drenaje de minas, el agua de lluvia, agua de río contaminado y la escorrentía urbana en las últimas décadas (Yalcuk y Ugurlu, 2009; Harrington y Scholz, 2010; Saeed y Sun, 2012; Badhe, Saha, Biswas, y Nandy, 2014; Wu *et al.*, 2015)

Tabasco, al ser un estado rico en ecosistemas donde se puede encontrar vegetación apropiada para su implementación en humedales, cuenta con nueve tipos de vegetación acuática y subacuática según el reporte realizado por La Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad y La Universidad Nacional Autónoma de México (CONABIO-UNAM, 2005), entre estas se encuentran las hidrófitas enraizadas emergentes, especies apropiadas para humedales artificiales, debido a los pocos registros del potencial como especie fitorremediadora se seleccionara a la *Echinodorus paniculatus* que según el registro de su información geográfica hecho por la Unidad de Informática para la Biodiversidad del Instituto de Biología (UNIBIO) en 2008 señala que esta en el municipio de Cunduacán su mayor población pero también se encuentra en todo el estado en zonas inundables.



Se destaca la importancia de determinar la constante cinética de degradación de la DQO, DBO<sub>5</sub> y otros parámetros de control (pH, CE, SDT, temperatura, color y turbiedad) ya que nos permite conocer el funcionamiento dentro de la unidad con base en su concentración de entrada para situaciones de interés utilizando esta especie dentro de HAFS y HAFL teniendo como beneficio utilizar esta planta nativa que existe en gran cantidad en nuestro estado lo que favorece la adaptación y no requiere gastos de traslados aumentando la factibilidad de implementarla en estos sistemas de tratamiento. Se pretende a su vez representar gráficamente la distribución espacial de los contaminantes en su paso por los humedales esto para observar como los contaminantes van siendo retenidos.

### 3. ANTECEDENTES

Según lo descrito por Austin, (2009) en la oficina de patente de Estados Unidos se encuentra el primer diseño de un humedal artificial, con fecha de 1901, pero no se encuentran referencias de que se construyera. Por lo que se menciona a la Dra. Seidel como la precursora de los humedales artificiales.

Actualmente se realizan diversas investigaciones respecto a los humedales artificiales probando diversas configuraciones, especies de plantas, medios de soporte, etc. Ejemplos de estos son las siguientes investigaciones.

#### Estimación de la cinética de remoción de la DQO.

Thomas, Drizo y Sánchez-Romá (2017) emplearon un humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal para el tratamiento de aguas residuales domésticas, con dimensiones de 1 m x 0.35 m x 0.31 m. Analizaron la cinética de remoción de la DQO mediante la ecuación 1 empleando una especie macrófita denominada *Typha latifolia*. El TRH empleado fue de 3.2 días, basando su modelo matemático en modelos hidráulicos, incluyendo una modificación del mismo para considerar la evapotranspiración en el proceso de remoción de DQO. Finalmente evaluaron dos datos, una medida de k sin considerar la evapotranspiración y otra con la evapotranspiración; el resultado obtenido para la primera k fue de 0.35 días<sup>-1</sup> (sin evapotranspiración) (ecuación 1) y para la segunda k de 0.25 días<sup>-1</sup> (con evapotranspiración).

$$\frac{C_e}{C_o} = e^{-k*T} \quad \text{Ecuación (1)}$$

Donde Ce=Concentración de DBO<sub>5</sub> en el efluente, mg/L. Co=Concentración de DBO<sub>5</sub> en el afluente, mg/L. T=Tiempo de retención hidráulica, días. k=Constante de cinética, días<sup>-1</sup>.



Wang, Jiang y Cao (2013) calcularon la cinética de remoción de la DQO para las aguas residuales domésticas provenientes de una planta de tratamiento, con especies de *Phragmites sp* y *Typha sp*; las dimensiones de su humedal fueron de 0.6 m (largo) x 0.5 m (ancho) x 0.6 m (profundidad). Durante la investigación probaron con diversos tiempos de retención hidráulica los cuales fueron de 3, 4 y 5 días; obteniendo como resultado valores de k de 0.05, 0.08 y 0.09 días<sup>-1</sup> respectivamente.

Por otra parte Sudarsan, Annadurai, Mukhopadhyay, Chakraborty, y Nithiyantham (2017) evaluaron un humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal con especies de *Phragmites australis* y *Typha latifolia*; las dimensiones de su humedal fueron de 0.7 m (largo) x 0.4 m (ancho) x 0.3 m (profundidad). Analizaron diversos parámetros como pH, SDT, Turbiedad y DQO. Emplearon diversos TRH de 3, 4 y 5 días, posteriormente calcularon la cinética de remoción de la DQO obteniendo valores para k de 0.06, 0.08 y 0.11 días<sup>-1</sup> para cada uno de los TRH mencionados anteriormente.

Gajewska, Skrzypiec, Józwiakowski, y Bugajski (2018) evaluaron un humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal para el tratamiento de las aguas residuales domésticas con dimensiones de 6 m (largo) x 4 m (ancho) x 1 m (profundidad); sembrado con la especie *Salix viminalis*, con un TRH de 7 días. Calcularon parámetros como DQO y DBO<sub>5</sub>. La constante cinética para DQO fue calculada con la ecuación de primer orden, obteniéndose resultados para k=0.05 días<sup>-1</sup>.

Villaseñor, Mena, Fernández, Gémez, y de Lucas (2011) evaluaron sistemas de tratamientos de humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal, con diversas especies de macrófitas (*Phragmites australis*, *Lythrum salicaria*, *Cladium mariscus* e *Iris pseudacorus*), empleando diversos modelos matemáticos donde se combinaron modelos cinéticos junto a modelos hidráulicos, los modelos cinéticos utilizados en esta investigación fueron: K-C y K-C\*, así como el modelo de retardo; para los modelos hidráulicos se emplearon el modelo de flujo de enchufe (PF), modelo de flujo tapón con dispersión (PFD) y el modelo de distribución gamma de tiempo (DIGD). Se concluyó que el modelo de retardo ofreció los mejores resultados a los datos experimentales con una k de 0.75 en comparación con los obtenidos con K-C (k=0.25 1/d) y K-C\* (k=0.51 1/d).

### **Modelado de la distribución espacial y ajuste matemático**

López-Ocaña *et al*, (2018) realizó el modelado de la distribución espacial de humedales con las mismas características de 1.2 m, 2.5 m y 1 m de profundidad, utilizando *Thalia geniculata* para la variable pH, temperatura CE, turbiedad y biomasa bacteriana, esto utilizando humedales de tipo subsuperficial y tiempo de retención de 4.2 días, ellos obtuvieron reducciones del pH de 7.9 UpH a 7.2 UpH, para la



temperatura de 30.5°C a 28.1°C, para la CE valores de 4050  $\mu\text{S}/\text{cm}$  a 2900  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , para la turbiedad reducciones de 145 UNT a 15 UNT y para la biomasa microbiana de 34000 mg/kg a 2000 mg/kg.

En otra investigación López-Ocaña *et al*, (2019), modeló la distribución dentro de humedales de flujo subsuperficial con *Thalia geniculata* y tiempo de retención de 4.5 días de las variables pH, temperatura, CE, color, turbiedad y biomasa, además que ajusto a un modelo matemático el color y la turbiedad, sus resultados para la distribución fueron en reducciones de pH de 8.9 UpH a 8.4 UpH, para la temperatura de 26.6°C a 25.9°C, para la CE valores de 1700  $\mu\text{S}/\text{cm}$  a 1400  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , para el color aparente fue de 800 UC a 200 UC, para la turbiedad reducciones de 26 UNT a 4 UNT y para la biomasa microbiana de 33000 mg/kg a 2000 mg/kg. Por otro lado, el ajuste matemático para el color fue a un modelo matemático exponencial con  $y=2,144.7e^{-0.519x}$ , con un  $R^2 = 0.9341$ , mientras que para la turbiedad el ajuste fue a un modelo matemático exponencial con  $y=59.873e^{-0.614x}$ , con un  $R^2=0.9972$ .

### Estimación de las eficiencias de remoción de parámetros de control

Luna-Pabello y Aburto-Castañeda (2014), aplicaron los diseños para un humedal artificial de flujo subsuperficial (HAFS) y un humedal de flujo libre (HAFL), para el tratamiento de las aguas residuales provenientes de la planta de tratamiento de San Juan de Aragón, en la Ciudad de México. Se evaluaron parámetros de temperatura, pH, color y SST, utilizando las especies de *Phragmites australis*, *Equisetum hyemale* y *Cyperus papyrus*. Para el HAFS se obtuvieron en el efluente resultados de 22°C (18.5%), 8.28 UpH (18.8%), 37 UC (78.2%) y 5 mg/L (98.9%) de SST, y para el HAFL se obtuvo 23°C (14.8%), 9.62 UpH (5.7%), 43 UC (74.7%) y 127 mg/L (71.8%) de SST.

Valipour y Ahn (2015), utilizaron humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal (HAFS-H) para el tratamiento de aguas residuales, donde se evaluaron los parámetros de SST y DQO, con un TRH de 4 d, con las especies *Canna sp* y *Heliconia sp*. Los valores obtenidos en el afluente para estos parámetros fueron de 47 mg/L SST y 135 mg/L DQO, obteniéndose en el efluente para *Canna sp* 1.9 mg/L (96%) de SST y 23 mg/L (83%) de DQO, mientras que para la *Heliconia sp* fueron de 1.4 mg/L (97%) de SST y 28.4 mg/L (79%) de DQO.

Aragón, Parra y Peña (2015) emplearon un sistema prototipo de humedales artificiales de flujo subsuperficial, utilizando las especies *Heliconia psittacorum* y *Cyperus papyrus*. Evaluaron las eficiencias en los parámetros de pH, Temperatura, CE, SDT y DQO. En el afluente se obtuvieron concentraciones de 7.68 UpH, 28.11°C, 1776  $\mu\text{S}/\text{cm}$  CE, 888 mg/L SDT y 290 mg/L DQO; mientras que las concentraciones en el efluente



fueron de 7.84 UpH (-2.1%), 25.16°C (10.5%), 1894  $\mu$ S/cm (-6.6%) de CE, 947 mg/L (-6.6%) de SDT y 3.11 mg/L (14.1%) de DQO.

Mientras tanto Papaevagelou, Gikas y Tsihrintzis (2016), emplearon un sistema de HAFS-H en escala piloto donde se evaluaron parámetros como Temperatura, pH, CE, SST y DQO, con un TRH de 6 días. Se compararon las especies *Phragmites australis* y *Typha latifolia*. Las concentraciones iniciales fueron de 22.7°C, 7.5 UpH, 1278  $\mu$ S/cm CE, 135.5 mg/L SST y 391.8 mg/L DQO, obteniéndose resultados para *P. australis* de 22.2°C (2.2%), 7.1 UpH (5.3%), 1312  $\mu$ S/cm (-2.7%) de CE, 50.7 mg/L (62.6%) de SST y 111.4 mg/L (71.6%) de DQO; en el caso de la *T. latifolia* se obtuvo 20.2°C (11%) , 7.0 UpH (6.7%), 1235  $\mu$ S/cm (3.4%) de CE, 49.5 mg/L (63.5%) de SST y 64.6 mg/L (83.5%) de DQO.

Ajibade y Adewumi (2017), estudiaron tres especies de macrófitas: *Commelina cyanea*, *Phragmites australis* y *Eichhornia crassipes*, ellos emplearon humedales artificiales de flujo libre donde evaluaron cada especie de forma individual a través de los parámetros de pH, turbiedad, SDT, y DQO, con un TRH de 6 día; para el afluente los valores obtenidos fueron de 7.8 $\pm$ 0.03 UpH, 342.0 $\pm$ 0.58 NTU, 620.0 $\pm$ 0.58 mg/L SDT y 48.67 $\pm$ 0.02 mg/L DQO, las eficiencias de remoción que se obtuvieron en los efluentes para *Commelina cyanea* fueron de 11.30 $\pm$ 0.17 UpH (5.1%), 49.10 $\pm$ 0.06 NTU (96.9%), 210.0 $\pm$ 1.73 mg/L (82.9%) de SDT y 42.25 $\pm$ 0.14 mg/L (53%) de DQO, en el caso de *P. australis* se obtuvo 10.60 $\pm$ 0.06 UpH (7.7%), 78.0 $\pm$ 1.15 NTU (89.3%), 18.71% de SDT y 42.56 $\pm$ 0.02 mg/L (47.59%) de DQO, y para *Eichhornia crassipes* 10.90 $\pm$ 0.01 UpH (11.54%), 80.0 $\pm$ 1.73 NTU (87.4%), 420.0 $\pm$ 3.46 mg/L (48.9%) de SDT y 40.48 $\pm$ 0.02 mg/L (69.4%) de DQO.

Hernández-Crespo, Benedito-Durá, Nácher-Rodríguez, Rodrigo-Alacreu y Martín (2017), evaluaron la remoción de contaminantes del agua residual comparando un HAFS con un HAFL, donde el TRH fue de 3 días. Se obtuvieron datos para los parámetros de SST y DQO, los valores en el afluente fueron de 50.4 mg/L SST y 65.4 mg/L DQO. Para el tratamiento de HAFS se obtuvo resultados en el efluente de 10.1 mg/L (80%) de SST y 33.3 mg/L (49.1%) de DQO, mientras que para el HAFL se obtuvo 19.3 mg/L (61.7%) de SST y 45.1 mg/L (31%) de DQO.

Abou-Elela, Elekhrawy, Khalil y Hellal (2017), implementaron el uso de un HAFS-H para el tratamiento de las aguas residuales domésticas, utilizando la especie *Cyperus papyrus*; los parámetros que analizaron fueron pH, SDT, SST y DQO. Emplearon diferentes TRH de 3.2 y 4.7 días, obteniendo los siguientes resultados para afluente: 7.2 UpH, 498 mg/L de SDT, 102.4 mg/L de SST y 304.4 mg/L de DQO; en los efluentes, los datos obtenidos para TRH de 3.2 d fueron: 7.3 UpH (-1.4%), 559 mg/L (-12.2%) de



SDT, 36 mg/L (64.8%) de SST y 68 mg/L (77.6%) de DQO, mientras que para el TRH de 4.7 d se obtuvo 7.4 UpH (-2.8%), 601 mg/L (-20.7%) de SDT, 20 mg/L (80.4%) de SST y 38 mg/L (87.5%) de DQO.

Collivignarelli *et al.* (2020), evaluaron un sistema de HAFS-H con tres especies de macrófitas: *Carex oshimensis*, *Cyperus papyrus* y *Phragmites australis*; evaluaron parámetros tales como pH, CE, Turbiedad y DQO. Los resultados obtenidos en el efluente fueron de 7.5 UpH, 481.3  $\mu\text{S/cm}$  CE, 121 NTU y 1745.3 mg/L de DQO. Los valores obtenidos en el efluente para *C. oshimensis* fueron de 7.5 UpH, 809.3  $\mu\text{S/cm}$  CE, 30.8 NTU (74.5%) y 177.1 mg/L (90%) de DQO; para *C. papyrus* fueron de 7.6 UpH, 823  $\mu\text{S/cm}$  CE, 41.3 NTU (65.9%) y 171.1 mg/L (90.2%) de DQO y para *P. australis* de 7.6 UpH, 733.7  $\mu\text{S/cm}$  CE, 36.2 NTU (70.1%) y 181.4 mg/L (89.6%) de DQO.

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.  
México.



## 4. MARCO TEÓRICO

### 4.1. Aguas residuales

Las aguas residuales son esencialmente las aguas producto de cualquier proceso o uso, compuesta de agua y los sólidos que por uno u otro medio se introduce durante un proceso o en el transporte hasta el sitio de tratamiento o disposición final (Romero Rojas, 2005). Las cuatro fuentes fundamentales son: (1) aguas de uso doméstico o urbano, (2) aguas de uso industrial, (3) aguas de escorrentía de uso agrícola, (4) pluviales (Metcalf y Eddy, INC., 2000; Ramalho y Jiménez, 2003). Las aguas urbanas o municipales son las transportadas por medio del sistema de alcantarillado de una ciudad o población, las residuales domésticas son las provenientes de viviendas o residencias, edificios comerciales e institucionales, y las residuales industrial se refiere a las provientes de las descargas industriales y manufactureras (Romero Rojas, 2005).

El control para el vertimiento de las aguas residuales consiste en establecer limitaciones de la calidad de los efluentes. En México este control esta regulado por los limites maximos permisibles (LMP) que establece la NOM-001-SEMARNAT-1996 a cargo de la Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), esta secretaria concede permisos de vertimiento para controlar la cantidad y calidad de los efluentes.

#### 4.1.1. Clasificación de las aguas residuales.

Los contaminantes en las aguas residuales son habitualmente una mezcla compleja de compuestos orgánicos e inorgánicos, del que no es posible en ciertas ocasiones obtener un análisis completo de todos sus componentes (Muñoz, 2008). En base a su procedencia, se clasifican normalmente en: industriales, domésticas, pluviales, y urbanas o municipales (Tabla 1).

Tabla 1 Clasificación de las aguas residuales.

Clasificación de las aguas residuales	Descripción
Aguas residuales industriales	Procedentes de cualquier actividad o negocio en cuyo proceso de producción, transformación o manipulación se utilice el agua. Estas son más contaminadas que las aguas residuales urbanas, además, con una contaminación mucho más difícil de eliminar (Muñoz, 2008)
Aguas residuales domésticas	Procedentes de áreas residenciales (incluyen residuos provenientes de cocina, baños, lavado de ropa y drenaje de pisos) y comerciales, incluidas las instituciones y zonas recreativas (Barba L. E., 2002).
Aguas pluviales	Proviene de las aguas de precipitación pluvial (agua de lluvia) y de la difusión de la nieve. La cantidad de desagüe de aguas pluviales de un municipio varia con la época del



Aguas residuales urbanas

año, el tipo de terreno, y la intensidad y duración de las tormentas que se producen (Barba L. E., 2002).  
Son las procedentes de las aguas residuales domésticas, junto con las industriales y las de escorrentía pluvial. Estas generalmente se recogen en un sistema de alcantarillado público y posteriormente se envían a los centros de tratamiento (Henry y Heinke, 1999).

#### 4.1.2. Constituyentes del agua residual.

En las aguas residuales se pueden encontrar constituyentes que pueden ser clasificados como físicos, químicos y biológicos (Tabla 2)

Tabla 2 Análisis comunes usados para determinar constituyentes en las aguas residuales. Adaptado de (Crites y Tchobanoglous, 2000).

Prueba	Uso o significado del resultado
<b>Características físicas</b>	
Sólidos totales (ST)	
Sólidos volátiles totales (STV)	
Sólidos fijos totales (SFT)	Determinar la clase de proceso u operación más apropiada para su tratamiento
Sólidos suspendidos volátiles (SSV)	
Sólidos suspendidos totales (SST)	
Sólidos suspendidos fijos (SSF)	
Sólidos disueltos totales (SDT)	Estimar la reutilización potencial del agua residual
Sólidos disueltos volátiles (SDV)	
Sólidos disueltos fijos totales (SDF)	
Sólidos sedimentables	Determinar aquellos sólidos que se sedimentan por gravedad en un tiempo específico
Distribución de partículas por tamaño (DPT)	Evaluar el desempeño de los procesos de tratamiento
Turbiedad (UNT)	Evaluar la calidad del agua residual tratada
Color (UC)	Estimar la condición del agua residual
Transmitancia (% T)	Estimar si el efluente tratado es apropiado para desinfección con UV
Olor (NUO)	Determinar si el olor puede ser un problema
Temperatura (°C o °F)	Importante en el diseño y operación de instalaciones de tratamiento con procesos biológicos
Densidad (ρ)	
Conductividad (CE)	Estimar si el efluente tratado es apto para su uso agrícola
<b>Características químicas inorgánicas</b>	
Amonio libre	
Nitrógeno orgánico	
Nitrógeno total Kjeldahl	Usado como medida de nutrientes y para establecer el grado de descomposición del agua residual; las formas oxidadas pueden tomarse como una medida del grado de oxidación. Usado como medida de nutrientes.
Nitritos	
Nitratos	
Fósforo inorgánico	
Fósforo total	
Fósforo orgánico	



pH	Medida de la acidez o basicidad de una solución acuosa
Alcalinidad	Medida de la capacidad amortiguadora del agua residual
Cloruros	Evaluar la posibilidad de ser empleada en el uso agrícola
Sulfatos	Estimar la formación potencial de olores y de tratamiento apropiado de lodos residuales
Metales	Estimar la posibilidad de reutilizar el agua residual y los posibles efectos tóxicos en el tratamiento. Las cantidades de metales son importantes en el tratamiento biológico.
Compuestos y elementos inorgánicos específicos	Evaluar la presencia o ausencia de un constituyente específico
Gases	Presencia o ausencia de un gas específico
<b>Características químicas orgánicas</b>	
Demanda bioquímica de oxígeno a cinco días (DBO <sub>5</sub> )	Medida de la cantidad de oxígeno requerido para estabilizar biológicamente un residuo
Demanda bioquímica de oxígeno última (DBO <sub>u</sub> )	Medida de la cantidad de oxígeno requerido para estabilizar biológicamente un residuo
Demanda de oxígeno nitrogenácea (DON)	Medida de la cantidad de oxígeno requerido para oxidar biológicamente el nitrógeno amoniacal de un agua residual a nitratos
Demanda química de oxígeno (DQO)	Usado con frecuencia como sustituto de la prueba de DBO
Carbono orgánico total (COT)	Usado con frecuencia como sustituto de la prueba de DBO
Compuestos y clases de compuesto orgánicos específicos	Determinar la presencia de compuestos orgánicos específicos y estimar la necesidad de medidas especiales en el diseño para su remoción
<b>Características biológicas</b>	
Organismos coliformes (NMP)	Estimar la presencia de bacterias patógenas y la eficiencia del proceso de desinfección
Microorganismos específicos	Estimar la presencia de organismos específicos en conexión con la operación de la planta de tratamiento y la reutilización del agua
Toxicidad	Unidad tóxica aguda, unidad tóxica crónica

#### 4.1.3. Contaminación del agua

La contaminación del agua causada por las actividades del hombre es un fenómeno ambiental de importancia, que se remonta desde los comienzos del siglo XIX, cuando iniciaron los primeros intentos de industrialización, convirtiéndose en una problemática en la actualidad, debido a las descargas de residuos provenientes de actividades humanas y naturales que interfieren en cierta medida con el uso deseable del agua (Muñoz, 2008; Sierra, 2011).



#### 4.1.3.1. Principales contaminantes del agua

A continuación, se presentan los principales contaminantes que pueden ser encontrados en las aguas residuales (Tabla 3).

Tabla 3 Principales contaminantes de las aguas residuales. Adaptado de (Sanchón, 2011).

Contaminante	Descripción
<b>Microorganismos patógenos</b>	Son los diferentes tipos de bacterias, virus, protozoos y otros organismos que transmiten enfermedades como el cólera, tifus, gastroenteritis diversas, hepatitis, etc.
<b>Desechos orgánicos</b>	Son el conjunto de residuos orgánicos producidos por los seres humanos, ganado, etc. Incluyen heces y otros materiales que pueden ser descompuestos por bacterias aeróbicas, es decir en procesos con consumo de oxígeno.
<b>Sustancias químicas inorgánicas</b>	En este grupo están incluidos ácidos, sales y metales tóxicos como el mercurio y el plomo.
<b>Nutrientes vegetales inorgánicos</b>	Nitratos y fosfatos son sustancias solubles en agua que las plantas necesitan para su desarrollo, pero si se encuentran en cantidad excesiva inducen el crecimiento desmesurado de algas y otros organismos provocando la eutrofización de las aguas.
<b>Compuestos orgánicos</b>	Se encuentran aquellas moléculas orgánicas como petróleo, gasolina, plásticos, plaguicidas, disolventes, detergentes, etc.
<b>Sedimentos y materiales suspendidos</b>	Partículas arrancadas del suelo y arrastradas a las aguas, junto con otros materiales que hay en suspensión son la mayor fuente de contaminación del agua.
<b>Sustancias radiactivas</b>	Isótopos radiactivos solubles que pueden estar presentes en el agua y, a veces, se pueden ir acumulando a lo largo de las cadenas tróficas, alcanzando concentraciones altas.
<b>Contaminación térmica</b>	El agua caliente liberada por centrales de energía o procesos industriales eleva, en ocasiones, la temperatura de ríos o embalses con lo que disminuye su capacidad de contener oxígeno y afecta a la vida de los organismos.

#### 4.1.3.2. Aprovechamiento del agua

Como se ha mencionado, el agua es utilizada en diversos aspectos desde el uso doméstico e industrial, como también en el sector agrícola. Su demanda difiere en cada una de estas:

- **Agua en la industria:** Son enormemente variables en cuanto a caudal y composición, no solo de unas industrias a otras, sino también dentro del mismo tipo de industria; de forma que los contaminantes y los residuos que generan



ponen en peligro los recursos hídricos, pues dañan y destruyen los ecosistemas del planeta (Muñoz, 2008).

- **Agua de uso doméstico:** La cantidad de agua municipal utilizada se basa en el tipo y número de usuarios del sistema. La tasa estimada de agua utilizada es comúnmente conocida como demanda municipal de agua, aunque esta demanda es crítica para la planificación de un sistema, no existe un método único para estimarla (Mihelcic y Zimmerman, 2011).
- **Agua en la agricultura:** En la irrigación se emplean grandes cantidades de agua para el desarrollo de un cultivo; por ejemplo, el trigo, el arroz y el algodón requieren de 1,500, 4,000 y 10,000 toneladas respectivamente de agua por tonelada de cultivo, siendo así el consumidor más grande de los recursos de agua dulce del planeta (Muñoz, 2008).

Su aprovechamiento ha llevado a buscar tecnologías que nos puedan proveer de su alta demanda sin dañar el medio ambiente.

- **Tratamiento de las aguas residuales:** Las aguas residuales deben ser tratadas para evitar enfermedades causadas por microorganismos patógenos en personas que entren en contacto con ellas, así también, para proteger el equilibrio ecológico y la conservación de especies en los cuerpos receptores (Noyola, Morgan-Sagastume, y Güereca, 2013)
- **Sustentabilidad del agua:** Un sistema de tratamiento de aguas residuales sustentable debe ser ambientalmente eficiente, económicamente factible y socialmente aceptado. Estos sistemas de tratamiento eliminan las sustancias contaminantes usando vegetación acuática, el suelo y microorganismos (Noyola *et al.*, 2013).

#### 4.1.4. Caudales promedio

Las mediciones de caudal son importantes porque con base en los caudales se calculan las cargas contaminantes. En la Tabla 4 se presenta una estimación de los caudales promedios de aguas residuales doméstica, determinado a través del método directo realizado en la red de alcantarillado (Sierra, 2011; Crites y Tchobanoglous, 2000).

Tabla 4 Caudales habituales de agua residual de origen residencias descargados a los sistemas de recolección (Crites y Tchobanoglous, 2000).

Fuente	Unidad	Caudal, gal/unidad*d		Caudal, gal/unidad*d	
		Intervalo	Valor habitual	Intervalo	Valor habitual
<b>Apartamento</b>					



Nivel alto	Persona	30-75	55	130-280	190
Nivel medio	Persona	30-80	55	190-300	250
Hotel	Huésped	30-50	40	110-210	170
<b>Residencia individual</b>					
Vivienda nueva	Persona	40-120	70	170-340	170
Vivienda vieja	Persona	30-80	50	110-190	150
Casa de verano	Persona	30-60	40	100-190	150
<b>Motel</b>					
Con cocina	Unidad	90-180	100	340-680	380
Sin cocina	Unidad	75-150	95	280-570	360
Zona de campamento	Persona	30-50	40	110-190	150

#### 4.1.5. Normatividad de las descargas

Las regulaciones en materia de calidad del agua tratada en la región Latinoamericana se pueden clasificar en tres tipos: la normatividad que establece los límites máximos permisibles que deben cumplir las descargas de aguas residuales a los cuerpos de agua receptores, la normatividad que regula un porcentaje mínimo de remoción de ciertos contaminantes y la normatividad enfocada a preservar la calidad que debe mantener el cuerpo receptor independiente de la descarga o descargas existentes (Noyola *et al.*, 2013).

En los Estados Unidos la Ley de Agua Limpia (CWA) establece la estructura básica para regular las descargas de contaminantes y regular los estándares de calidad para las aguas superficiales. La base de la CWA se promulgó en 1948 y se llamó Ley Federal de Control de la Contaminación del Agua, finalmente se nombró la "Ley de Agua Limpia" en 1972. La CWA hizo ilegal descargar cualquier contaminante de una fuente puntual en aguas navegables, a menos que se obtuviera un permiso. El programa de permisos del Sistema Nacional de Eliminación de Descargas de Contaminantes (NPDES) de la EPA controla las descargas, sin embargo, las instalaciones industriales, municipales y de otro tipo deben obtener permisos si sus descargas van directamente a las aguas superficiales (EPA, 2019).

En el país son tres las normas oficiales mexicanas sobre la materia: NOM-001-SEMARNAT-1996, NOM-002-SEMARNAT-1996 y NOM-003- SEMARNAT-1997; su finalidad es prevenir y controlar la contaminación de las aguas y son de observancia obligatoria para los responsables de descargas.

##### 4.1.5.1. NOM-001-SEMARNAT-1996

Esta Norma Oficial Mexicana establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales, con el objeto de proteger su calidad y posibilitar sus usos. Se señala que la



concentración de contaminantes básicos, metales pesados y cianuros para las descargas de aguas residuales permite un rango permisible del potencial hidrogeno (pH) de 6.5 a 8.5 unidades, para patógenos que toma como indicador a los coliformes fecales, el límite máximo permisible en las descargas vertidas a suelo (uso en riego agrícola) es de 1,000 y 2,000 como número más probable (NMP) de coliformes fecales por cada 100 ml para el promedio mensual y diario, respectivamente. En cuanto a parásitos se toma como indicador los huevos de helminto.

#### 4.1.5.2. NOM-002-SEMARNAT-1996

Esta Norma Oficial Mexicana establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal con el fin de prevenir y controlar la contaminación de las aguas y bienes nacionales, así como proteger la infraestructura de dichos sistemas, y es de observancia obligatoria para los responsables de dichas descargas. Esta Norma no se aplica a la descarga de las aguas residuales domésticas, pluviales, ni a las generadas por la industria, que sean distintas a las aguas residuales de proceso y conducidas por drenaje separado. La NOM-002-SEMARNAT-1996 establece que los límites máximos permisibles para contaminantes de las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal, no deben ser superiores a los indicados en la Tabla 5. Para las grasas y aceites es el promedio ponderado en función del caudal, resultante de los análisis practicados a cada una de las muestras simples.

Tabla 5 Valores máximos permisibles de los parámetros de calidad del agua residual descargada a los sistemas de alcantarillado.

Parámetros	Promedio Mensual	Promedio Diario	Instantáneo
	(mg/L, excepto cuando se especifique otra)		
Grasas y aceites	50	7.5	100
Sólidos sedimentables (milímetros por litro)	5	7.5	10
Arsénico total	0.5	0.75	1
Cadmio total	0.5	0.75	1
Cianuro total	1	1.5	2
Cobre total	10	15	20
Cromo hexavalente	0.5	0.75	1
Mercurio total	0.01	0.015	0.02
Níquel total	4	6	8
Plomo total	1	1.5	2
Zinc total	6	9	12



#### 4.1.5.3. NOM-003-SEMARNAT-1997

Esta Norma Oficial Mexicana establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público, con el objeto de proteger el medio ambiente y la salud de la población, y es de observancia obligatoria para las entidades públicas responsables de su tratamiento y reusó. En el caso de que el servicio al público se realice por terceros, estos serán responsables del cumplimiento de la presente Norma, desde la producción del agua tratada hasta su reusó o entrega, incluyendo la conducción o transporte de la misma. Las entidades responsables del tratamiento de las aguas residuales que se reúsen en servicios al público, tienen la obligación de realizar el monitoreo de las aguas tratadas y conservar, por lo menos durante los últimos tres años, los registros correspondientes.

## 4.2. Tratamiento de aguas residuales

La producción de aguas residuales es un proceso inevitable, el grado de tratamiento requerido para el agua residual depende fundamentalmente de los límites permitidos por la normatividad para el vertido del efluente (Ramalho y Jiménez, 2003; Romero Rojas, 2005).

Un sistema de tratamiento está compuesto por una combinación de operaciones y procesos unitarios diseñados para reducir ciertos constituyentes del agua residual a un nivel aceptable. Se pueden hacer muchas combinaciones de operaciones y procesos unitarios (Tabla 6). No obstante que prácticamente todos los sistemas de tratamiento de aguas residuales son únicos en algunos aspectos (Valdez y Vázquez, 2003).

### 4.2.1. Procesos de tratamiento de aguas

El suministro de agua para una planta de tratamiento puede contener una amplia variedad de contaminantes del agua potable. Para eliminar un contaminante del agua haber una diferencias entre ese contaminante y el agua; es decir, si cada propiedad física, química y biológica de un contaminante fuera idéntica a las de las moléculas del agua, la remoción sería imposible, sin embargo, si algunas propiedades son diferentes y un proceso está en condiciones de aprovechar esa diferencia, es posible eliminarlo (Howe, Hand, Crttenden, Trussel, y Tchobanoglous, 2017). La turbiedad es un parámetro fundamental en la determinación de los procesos más adecuados para tratar el agua. Procesos como coagulación, sedimentación y filtración se diseñan y operan teniendo en cuenta el valor de la turbiedad (Sierra, 2011).



Tabla 6 Operaciones y procesos unitarios empleados para eliminar contaminantes del agua residual.  
Adaptado de (Valdez y Vázquez, 2003).

Operación o procesos unitarios	Contaminantes
Sedimentación Desbaste y aireación Variaciones de filtración Flotación Adición de polímeros o reactivos químicos Coagulación sedimentación Sistemas de tratamiento por evacuación al terreno	Sólidos en suspensión
Variaciones de lodos activados Película fija: filtros percoladores Película fija: discos biológicos Variaciones de lagunaje Filtración intermitente de arena Sistemas de tratamiento por evacuación al terreno Sistemas fisicoquímicos	Materia orgánica biodegradable
Cloración Hipocloración Ozonización Sistemas de tratamiento por evacuación al terreno	Patógenos
Variaciones de sistemas de cultivo suspendido con nitrificación y desnitrificación Variaciones de sistemas de película fija con nitrificación y desnitrificación Arrastre de amoníaco (stripping) Intercambio de iones Cloración en el punto crítico Sistemas de tratamiento por evacuación en el terreno	Nitrógeno
Adición de sales metálicas Coagulación y sedimentación con cal Eliminación biológica y química del fósforo Sistemas de tratamiento por evacuación en el terreno.	Fósforo
Adsorción en carbón Ozonación terciaria Sistemas de tratamiento por evacuación al terreno	Materia orgánica refractaria
Precipitación química Intercambio de iones Sistemas de tratamiento por evacuación al terreno	Metales pesados
Intercambio de iones Osmosis inversa Electrodialisis	Sólidos inorgánicos disueltos

#### 4.2.1.1. Requerimientos del tratamiento de las aguas residuales

Una vez caracterizada el agua residual, resulta necesario definir su reutilización o disposición final, así como los requerimientos necesarios para cumplir con la normatividad, con el objeto de determinar los constituyentes que deben ser removidos y la calidad del agua tratada a la que se debe llegar (Noyola *et al.*, 2013).



Entre los requerimientos que se toman en cuenta para el diseño y operación de las plantas de tratamiento están la demanda de agua, los costos de operación y mantenimiento, el personal capacitado y el consumo energético. Un sistema que prácticamente no requiere equipo electromecánico, tiene los requerimientos más bajos de personal, es capaz de producir agua apta para riego y elimina coliformes cuando incluyen lagunas de pulimento al final del sistema. Sin embargo, hay que considerar los altos costos demandados después de un cierto número de años cuando el sistema requiere el retiro de los lodos acumulados (Noyola *et al.*, 2013).

#### 4.2.2. Etapas de depuración de aguas residuales

Los sistemas de tratamiento de agua residual se dividen frecuentemente en subsistemas primario, secundario y terciario, además también pasan por pretratamiento para su depuración en las siguientes etapas (Tabla 7).

##### 4.2.2.1. Pretratamiento

Las aguas residuales antes de su tratamiento, se someten a un pretratamiento, que comprende una serie de operaciones físicas y mecánicas, con el objetivo de separar del agua residual la mayor cantidad posible de materias, que, por su naturaleza o tamaño, pueden dar lugar a problemas en las etapas posteriores del tratamiento (Alianza por el agua, 2014).

##### 4.2.2.2. Tratamiento primario

El objetivo principal del tratamiento primario es la reducción de sólidos en suspensión del agua residual haciendo sedimentar los materiales suspendidos. Para removerlos se requiere una combinación de las operaciones unitarias: cribado, desmenuzados y sedimentación (Muñoz, 2008; Valdez & Vázquez, 2003). Los elementos de la planta de tratamiento que corresponden al subsistema primario son:

- Emisor de llegada.
- Elementos preparatorios:
  - A. Rejillas (o desmenuzador) para separar (o reducir) el material basto.
  - B. Desarenadores para separar la arena
  - C. Vertedor, medidor o canal de aforo
  - D. Tanque de igualación para amortiguar las variaciones de las descargas de aguas residuales con el fin de tratar un gasto uniforme.
- Tanques de sedimentación primaria para separar los sólidos suspendidos.

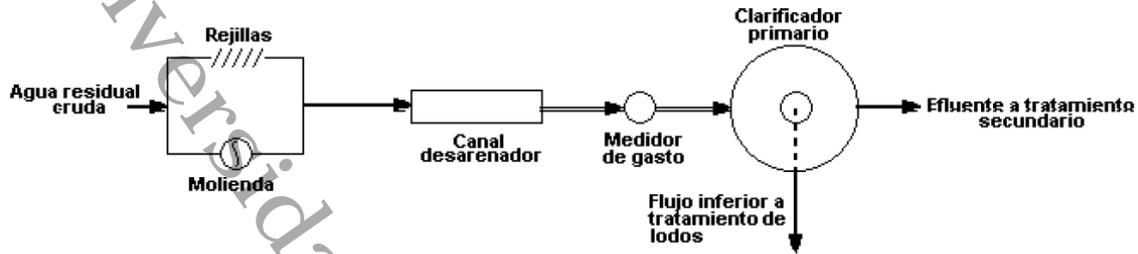


Figura 1 Sistema de tratamiento primario típico (Valdez y Vázquez, 2003).

Dentro de los sólidos en suspensión pueden distinguirse:

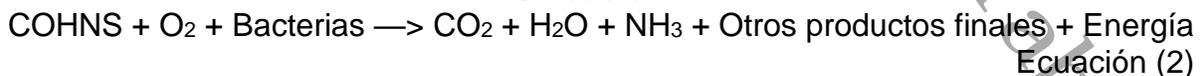
- Los sólidos sedimentables: aquellos que sedimentan al dejar el agua residual en condiciones de reposo durante una hora, tiempo que dependerá del tamaño de los sólidos.
- Los sólidos flotantes: definibles por contraposición a los sedimentables.
- Los sólidos coloidales: tamaño entre 3-10 micras (Muñoz, 2008).

#### 4.2.2.3. Tratamiento secundario

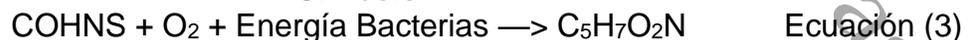
En esta etapa de tratamiento se elimina la materia orgánica biodegradable (principalmente soluble) por medios preferentemente biológicos debido a su bajo costo y alta eficacia de remoción, los contaminantes presentes en el agua residual son transformados por los microorganismos en materia celular, energía para su metabolismo y en otros compuestos orgánicos e inorgánicos (Noyola *et al.*, 2013).

Una parte de la materia orgánica se oxida por la flora bacteriana, de forma simultánea, otra fracción de materia orgánica se convierte en nuevo tejido celular nuevo (síntesis celular), empleándose para ello la energía liberada en la fase de oxidación (Alianza por el agua, 2014).

#### Oxidación



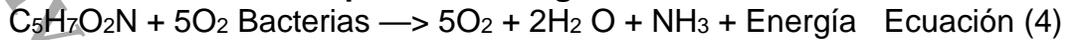
#### Síntesis



Finalmente, cuando se consume la materia orgánica disponible, las nuevas células empiezan a consumir su propio tejido celular con el fin de obtener energía para el mantenimiento celular. Este tercer proceso se conoce como respiración endógena (Alianza por el agua, 2014).



### Respiración endógena



Las nuevas bacterias que van apareciendo como consecuencia de las reacciones de síntesis, tienden a unirse (floculación), formando agregados de mayor densidad que el líquido circundante, y en cuya superficie se va adsorbiendo la materia en forma coloidal; estos agregados son conocidos como lodos o fangos (Alianza por el agua, 2014).

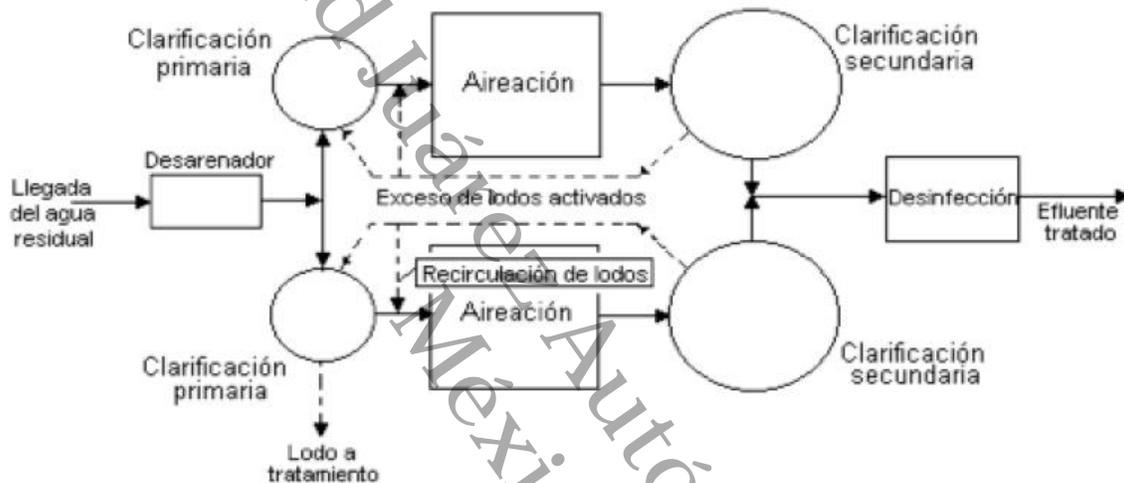


Figura 2 Diagrama de flujo típico de un sistema de tratamiento secundario (Valdez & Vázquez, 2003).

#### 4.2.2.4. Tratamiento terciario

La finalidad de los tratamientos terciarios es eliminar la carga orgánica residual y aquellas otras sustancias contaminantes no eliminadas en los tratamientos secundarios, como por ejemplo, los nutrientes, fósforo y nitrógeno (Belzona Inc., 2010). Existen procesos que permiten eliminar más de un 99% de los sólidos en suspensión y reducir la DBO<sub>5</sub>, los sólidos disueltos se reducen por medio de procesos como la osmosis inversa y la electrodiálisis (Muñoz, 2008).

Algunos de los tratamientos terciarios más empleados son:

- Eliminación de sólidos suspendidos
- Adsorción de carbono no activo.
- Intercambio iónico.
- Osmosis inversa.
- Electrodiálisis.



- Oxidación química.
- Métodos de eliminación de nutrientes (nitrógeno y fósforo).

Tabla 7 Características de las etapas de la depuración de aguas residuales (Lozano-Rivas, 2012).

Etapa	Objetivo	Unidades más representativas	Tipo de fenómenos principales involucrados	Niveles de eficiencia
<b>Pretratamiento</b>	Remover sólidos gruesos para evitar atascos, abrasión y daños a tuberías, bombas, equipos y a otros elementos de la depuradora.	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Pozo de gruesos</li> <li>• Rejillas</li> <li>• Desarenador</li> <li>• Desengrasador</li> <li>• Tanque de Igualación u homogenización (efluentes industriales, especialmente)</li> <li>• Tanque de neutralización (efluentes industriales, especialmente)</li> </ul>	<p>Físicos.</p> <p>Químicos (neutralización).</p>	No se considera que se logren remociones significativas en DBO y SST.
<b>Tratamiento Primario</b>	Remover la mayor parte de la materia orgánica suspendida decantable.	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Decantadores primarios (por gravedad o asistidos químicamente)</li> <li>• DAF (unidades de flotación por aire disuelto. Usadas para efluentes industriales, especialmente)</li> <li>• Tamices (efluentes industriales, especialmente)</li> </ul>	<p>Físicos.</p> <p>Químicos (decantación asistida).</p>	<p>DBO: hasta 50% (hasta 80% con decantación asistida)</p> <p>SST: hasta 70% (hasta 85% con decantación asistida)</p>



<b>Tratamiento Secundario</b>	Remover materia orgánica soluble y suspendida.	<ul style="list-style-type: none"> <li>Reactores biológicos aerobios (e.g. lodos activados, filtros percoladores, biodiscos, humedales, lagunas)</li> </ul>	Biológicos.	DBO: hasta un 92%
	Eliminar patógenos y otros elementos contaminantes.	<ul style="list-style-type: none"> <li>Reactores biológicos anaerobios (e.g. UASB, RAP, EGSB)</li> </ul>		SST: hasta un 90%
<b>Tratamiento Terciario</b>	Pulimento en la reducción de la materia orgánica.	<ul style="list-style-type: none"> <li>Coagulación-floculación</li> </ul>	Químicos.	Eficiencias variables de remoción, dependiendo del tipo de contaminante
	Eliminación de contaminantes específicos (e.g. nitratos, patógenos, metales, pesticidas, disruptores endocrinos).	<ul style="list-style-type: none"> <li>Adsorción</li> <li>Intercambio iónico</li> <li>Filtración</li> <li>Lagunas</li> <li>Desinfección</li> </ul>		

#### 4.2.3. Parámetros de diseño para unidades de tratamiento

Una caracterización de aguas residuales, sean domésticas, urbanas o industriales, deben incluir la estimación de los siguientes parámetros, como mínimo:

- Caudal (incluyendo los caudales punta y mínimos).
- Temperatura
- pH
- Sólidos sedimentables
- DBO<sub>5</sub> total y disuelta
- DQO total y disuelta
- Sólidos Totales (suspendidos y disueltos)
- Nitrógeno Total Kjeldahl – NTK
- Fosfatos
- Grasas y Aceites
- Sulfatos



- Presencia de agentes de limpieza (tipo, volumen empleado, frecuencia de uso) (Lozano-Rivas, 2012).

Las oscilaciones abruptas de caudal pueden causar disminución en la eficiencia del tratamiento y fallas a nivel hidráulico en las unidades. Por esta razón, debe preverse y evaluarse el funcionamiento de cada unidad con cada uno de estos caudales (medio, máximo y mínimo). El caudal y la concentración de constituyentes son muy importantes en el diseño y operación de las unidades de tratamiento. (Lozano-Rivas, 2012; Crites & Tchobanoglous, 2000). La estimación de los caudales medio, máximo y mínimo, de aguas residuales, deberá estar apoyada únicamente en mediciones in situ. Jamás deberán tomarse supuestos, expresiones empíricas y otras formulaciones matemáticas como valores de diseño (Lozano-Rivas, 2012).

#### **4.3. Sistemas biológicos de tratamiento**

En el tratamiento biológico los microorganismos usan los compuestos orgánicos presentes en el agua residual como fuente de alimento y los convierten en células biológicas denominadas biomasa; de esta manera se removerán sustancias orgánicas biodegradables, partículas coloidales y contaminantes disueltos, entre otros, que posteriormente serán separable por sedimentación (Valdez & Vázquez, 2003; Lozano-Rivas, 2012).

Para los procesos de tratamiento de aguas residuales, el objetivo principal de la aireación es el de proporcionarle a los microorganismos el oxígeno necesario para que realicen sus procesos de transformación y degradación de la materia orgánica contaminante. Los procesos de tratamiento biológico de las aguas residuales requieren concentraciones de oxígeno entre 0.2 y 2.0 mg/L. Los requerimientos de la mezcla son los que determinarán la potencia necesaria de los equipos de aireación empleados (Lozano-Rivas, 2012).

En el tratamiento biológico del agua residual pueden usarse varios tipos de reactores. Los reactores pueden contener cultivos suspendidos o cultivos adheridos. En los cultivos suspendidos los microorganismos están suspendidos en el agua residual ya sea como células individuales o como "racimos" de células llamados floculos. Los reactores de cultivo suspendido pueden ser de tres tipos fundamentales (Valdez & Vázquez, 2003).

Completamente mezclados sin recirculación de lodos.

1. Completamente mezclados con recirculación de lodos.
2. De flujo pistón con recirculación de lodos.



#### 4.3.1. Sistemas naturales de tratamiento

Estas tecnologías no solo utilizan métodos más naturales para tratar el agua residual, sino que tienen costos de capital más bajos debido a que no emplean reactores de superficie construidos de concreto reforzada en acero, metal o plástico. Algunos de estos sistemas de tratamiento son los conocidos como estanques de estabilización y los humedales artificiales (Mihelcic & Zimmerman, 2011).

#### Estanques de estabilización

Consisten en embalses construidos de tierra, grandes y poco profundos, que retienen el agua residual el tiempo suficiente para que se lleve a cabo el proceso de purificación natural, proporcionando así el grado de tratamiento necesario. Al menos parte del sistema debe ser aerobio para producir un efluente aceptable (Tabla 8) (Valdez & Vázquez, 2003).

Tabla 8 Tipos de estanques de estabilización de desechos e información de diseño asociada (Mihelcic & Zimmerman, 2011).

Tipo de estanque de estabilización	Comentarios	Profundidad del agua (m)	Tiempo de detención (días)
Laguna facultativa	Utiliza combinación de procesos aeróbicos, anóxicos y anaeróbicos. No mezclado o aireado típicamente. No funciona bien en climas más fríos. Colocado típicamente en series, enfrente de un estanque facultativo. La aireación consiste ya sea de aireadores superficiales mecánicos o sistemas de aireación sumergidos. Requiere menor área que una laguna facultativa y puede operar efectivamente en el invierno.	1.2-2.4	20-180
Laguna aireada	Usualmente utilizado para pretratar aguas residuales de alta resistencia. Profundas, no aireadas y no mezcladas. El desempeño disminuye a temperaturas por debajo de los 15° C.	1.8-6	10-30
Estanque anaeróbico	Típicamente trata el efluente tratado de un proceso de lodo activado o un filtro percolador. También referido como un estanque de maduración o de pulido.	>8	≤50
Estanque terciario		<1	10-5



## **Humedales artificiales**

Es un filtro de materiales granulares (grava por lo común) en donde se desarrolla un sistema de raíces de plantas, que generalmente pertenecen al género *Phragmites* y *Typha*, conocidos comúnmente como carrizos, tules o totora en los países andinos. Este arreglo proporciona una matriz de grava y raíces a través de la cual fluye el agua a tratar, y donde se llevan a cabo diversos procesos de tratamiento, semejando el medio natural conocido como rizósfera (Noyola *et al.*, 2013).

### 4.3.2. Procesos biológicos de tratamiento

Según el tipo de agua residual a tratar los objetivos en el tratamiento biológico pueden variar, en el tratamiento de aguas residuales domésticas se busca eliminar nutrientes tales como nitrógeno y fósforo, mientras que para las aguas residuales industriales el tratamiento persigue la eliminación de compuestos orgánicos e inorgánicos (Tabla 9). Con base a ello, se emplean distintos procesos biológicos que se diferencian por los tipos de microorganismos; siendo tres los procesos empleados para el tratamiento biológico: procesos aerobios, procesos anóxicos y procesos anaerobios; en ciertas ocasiones se hace una combinación de estos (Muñoz, 2008).

### **Proceso aerobio**

Son los procesos de tratamiento biológico, que sólo se dan en presencia de oxígeno. A las bacterias que únicamente pueden sobrevivir en presencia de oxígeno se les conoce con el nombre aerobios obligados (Muñoz, 2008).

Las condiciones óptimas para el trabajo bacteriano en los procesos aerobios son:

- Nutrientes suficientes.
- pH entre 6,5 y 8,5.
- Temperatura inferior a 38 °C.
- Presencia de oxígeno.
- Ausencia de sustancias tóxicas (Lozano-Rivas, 2012).

### **Proceso anaerobio**

Son los procesos de tratamiento que únicamente se dan en ausencia de oxígeno, a las bacterias que únicamente pueden sobrevivir en ausencia de oxígeno se les conoce con el nombre de anaerobias obligadas (Muñoz, 2008).

Las condiciones óptimas para el trabajo bacteriano en los procesos anaerobios son:

- Ausencia de oxígeno.



- Nutrientes suficientes.
- pH entre 6,5 y 7,6.
- Temperatura entre 30 y 38 °C para organismos mesófilos o entre 50 a 60 °C para organismos termófilos.
- Potencial de óxido-reducción (POR) entre -470 a -550 mV.
- Ausencia de sustancias tóxicas (Lozano-Rivas, 2012).

**Proceso anóxicos**

Es el proceso de tratamiento biológico por el cual el nitrógeno de los nitratos, se transforma en nitrógeno gas en ausencia de oxígeno (Muñoz, 2008).

Tabla 9 Definiciones fundamentales para el control y diseño de los procesos biológicos. Adaptado de (Lozano-Rivas, 2012).

Concepto	Descripción	Ecuación
<b>Carga Hidráulica “C<sub>H</sub>”</b>	Corresponde al caudal de aguas residuales tratado (/t) por unidad de área horizontal del reactor “S”. Puede ser también entendida como una velocidad de tratamiento.	$C_H \left( \frac{m^3}{m^2} * h \right)$ ó $\left( \frac{m}{h} \right) = \frac{v(m^3)}{s(m^2)*t(h)}$ Ecuación (5)
<b>Carga Másica o Carga Orgánica “C<sub>M</sub>”</b>	Conocida también como Carga Contaminante, es el producto de la concentración de un contaminante “C” y el caudal de aguas residuales vertidas “Q”. Es entendida como el aporte en masa de contaminantes de un vertido.	$C_M \left( \frac{kg}{día} \right) = C \left( \frac{kg}{m^3} \right) * Q \left( \frac{m^3}{día} \right)$ Ecuación (6)
<b>Carga Volumétrica “C<sub>V</sub>”</b>	Es el cociente entre la carga másica (carga contaminante) “CM” por volumen de la unidad de tratamiento (reactor) “V”.	$C_V \left( \frac{kg}{día*m^3} \right) = \frac{C_M}{V}$ Ecuación (7)
<b>Carga Superficial “C<sub>S</sub>”</b>	Corresponde al cociente entre la carga másica (carga contaminante) “CM” por unidad de área superficial del reactor “S”.	$C_S \left( \frac{kg}{día*m^2} \right) = \frac{C_M}{S}$ Ecuación (8)
<b>Tiempo de Retención Hidráulico (TRH)</b>	Es el cociente entre el volumen del reactor o unidad de tratamiento “V” por el caudal tratado de aguas residuales “Q”.	$TRH(días) = \frac{V}{Q}$ Ecuación (9)
<b>Tiempo de Retención Celular o Edad de Lodo (TRC)</b>	Es la relación en masa de la cantidad de biomasa existente (microorganismos) en el reactor “M <sub>exis</sub> ”, por la biomasa eliminada “M <sub>elim</sub> ” y por día.	$TRC(días^{-1}) = \frac{M_{exis}(kg)}{M_{elim}(kg)*t(días)}$ Ecuación (10)



### 4.3.3. Metabolismo microbiano

Para poder reproducirse y funcionar de manera correcta, un organismo necesita una fuente de energía, carbono para la síntesis de materia celular nueva y elementos inorgánicos (nutrientes) tales como nitrógeno fosforo, azufre, potasio, calcio y magnesio. Un parámetro que afecta a los procesos biológicos en forma considerable es la temperatura, debido a que todas las velocidades de reacción enzimáticas involucradas en el metabolismo de las células de las bacterias dependen de la temperatura dentro de ciertos intervalos (Metcalf & Eddy, INC., 2000; Noyola *et al.*, 2013).

#### 4.3.3.1. Organismos importantes en el tratamiento biológico

Los vertidos de aguas residuales aportan una gran cantidad de materia orgánica que sirve de alimento para hongos y bacterias encargados de la mayor parte de su descomposición. Finalmente, los protozoos ciliados se alimentan de las bacterias, puliendo u optimizando el tratamiento del agua (Lozano-Rivas, 2012) (Tabla 10).

Tabla 10 Organismos en el agua residual.

Organismos	Descripción
<b>Bacterias</b>	Son los principales responsables de la degradación y estabilización de la materia orgánica contenida en las aguas residuales. Su crecimiento óptimo ocurre a pH entre 6.5, y 7.5. Algunas de las bacterias son patógenas, como la <i>Escherichia coli</i> , indicador de contaminación de origen fecal (Lozano-Rivas, 2012).
<b>Hongos</b>	Predominan en las aguas residuales de tipo industrial debido que resisten muy bien valores de pH bajos y la escasez de nutrientes (Lozano-Rivas, 2012).
<b>Algas</b>	Son protistas unicelulares o multicelulares, autótrofos, fotosintéticos. En lagunas de estabilización son importantísimas por su actividad simbólica con las bacterias y por la generación consecuente de oxígeno (Romero Rojas, 2005).
<b>Rotíferos</b>	Son animales microscópicos, multicelulares, aerobios, heterótrofos, muy efectivos en el consumo de bacterias y partículas pequeñas de materia orgánica (Romero Rojas, 2005)
<b>Crustáceos</b>	Los crustáceos son animales multicelulares, aerobios y heterótrofos, artrópodos de respiración bronquial. Son importantes como predadores de plancton (Romero Rojas, 2005).
<b>Protozoos</b>	En especial los ciliados, se alimentan de bacterias y materia orgánica, mejorando la calidad microbiológica de los efluentes de las PTAR (Lozano-Rivas, 2012).
<b>Virus</b>	Constituidos por DNA o RNA, con un recubrimiento proteínico, invaden una célula viva donde el material viral genético redirige las actividades celulares hacia la producción de nuevas partículas virales a costa de la célula huésped (Romero Rojas, 2005).
<b>Actinomicetos</b>	Son bacterias filamentosas conocidas por causar problemas en reactores de lodos activados, generando la aparición de espumas ( <i>foaming</i> ) y pérdida de sedimentabilidad del lodo, hinchamiento o <i>bulking</i> filamentoso, incrementando los sólidos del efluente y la disminución de



la eficiencia del TAR. Uno de los actinomicetos más recurrente en los reactores es la *Nocardia* (Lozano-Rivas, 2012).

### Crecimiento bacteriano

Los microorganismos tienen que aclimatarse primero a su ambiente y al alimento disponible. Este período de aclimatación se le llama fase de retardo, y varía dependiendo de la historia de los microorganismos sembrados. Si los microorganismos están adaptados a un ambiente y sustrato similares, la fase de retardo será muy breve. Una vez que se ha iniciado el crecimiento, continuará rápidamente (figura 3). Las células bacterianas se reproducen por fisión binaria, se dividen en segmentos para formar dos nuevas células independientes entre sí. El tiempo de regeneración, o tiempo requerido para que una célula madure y se separe, puede ser tan corto como 20 minutos, y depende también de factores ambientales y del suministro de sustrato (Valdez & Vázquez, 2003).

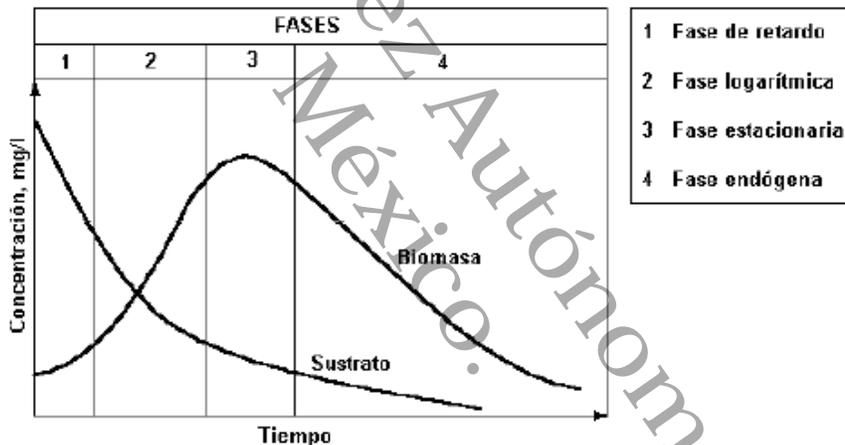


Figura 3 Crecimiento bacteriano y consumo del sustrato (Valdez & Vázquez, 2003).

#### 4.4. Humedales artificiales

Los humedales artificiales son reactores análogos a los sistemas de lagunaje, pero con la diferencia de enfocar su principio de depuración, en el uso de plantas acuáticas o semiacuáticas, emergentes. Los mecanismos de depuración se fundamentan en la eliminación de sólidos en suspensión mediante fenómenos de sedimentación y filtración, que se facilitan por el paso del agua a través del conjunto formado por el soporte de gravas, los tallos y raíces de las plantas acuáticas. Una vez que esta materia orgánica ha sido retenida, la acción de microorganismos transforma estos compuestos en otros más simples, los cuales son fácilmente asimilables por el ecosistema artificial recreado en el humedal (Lozano-Rivas, 2012).



El oxígeno requerido por los microorganismos es proveído no sólo por los procesos fotosintéticos que pueden darse en superficie, las plantas aportan el oxígeno atmosférico captado por las hojas a las raíces y rizomas, por lo que el agua residual es tratada aeróbicamente por los microorganismos presentes en la rizósfera, y anaeróbicamente por aquellos organismos que se encuentra entre los intersticios del medio granular circundante (Noyola *et al.*, 2013).

La tecnología de humedales artificiales puede ser considerada como un complejo ecosistema, en el que los principales actores son:

- **El sustrato:** que sirve de soporte a la vegetación, y permite la fijación de la población microbiana (en forma de biopelícula) que va a participar en la mayoría de los procesos de eliminación de los contaminantes.
- **La vegetación (macrófitas):** que contribuye a la oxigenación del sustrato, a la eliminación de nutrientes y en la que también tiene lugar el desarrollo de la biopelícula.
- **El agua a tratar:** que circula a través del sustrato y de la vegetación (Alianza por el agua, 2014).

#### 4.4.1. Clasificación de los humedales.

Dependiendo del flujo de agua a tratar, si éste circula a través de los humedales superficialmente (por encima del sustrato) o de forma subterránea (a través del sustrato), los humedales artificiales se pueden clasificar en:

- Humedales artificiales de flujo superficial
- Humedales artificiales de flujo subsuperficial.

Los humedales artificiales también pueden ser clasificados según el tipo de macrófitas que empleen en su funcionamiento: macrófitas fijas al sustrato (enraizadas) o macrófitas flotantes libres (Tabla 11) (Delgadillo *et al.*, 2010).

Tabla 11 Clasificación de los HA conforme al tipo de macrófitas empleadas (Delgadillo *et al.*, 2010).

Sistema de Tratamiento	Descripción
<b>Macrófitas de hojas flotantes</b>	Principalmente angiospermas sobre suelos anegados. Los órganos reproductores son flotantes o aéreos. El Jacinto de agua ( <i>Eichhornia crassipes</i> ) y la lenteja de agua ( <i>Lemna sp.</i> ) son las especies más utilizadas para este sistema.
<b>Macrófitas sumergidas</b>	Comprenden algunos helechos, numerosos musgos y carófitas y muchas angiospermas. Se encuentran en toda la zona fótica (a la cual llega la luz solar), aunque las angiospermas vasculares sólo viven hasta los 10 m de profundidad aproximadamente. Los órganos reproductores son aéreos, flotantes o sumergidos.



**Macrófitas enraizadas emergentes**

En suelos anegados permanente o temporalmente; en general son plantas perennes, con órganos reproductores aéreos.

4.4.2. Humedales artificiales de flujo superficial (HAFL).

En este tipo de humedales (figura 4), el agua se encuentra expuesta directamente a la atmósfera y circula a través de los tallos de las plantas. Este tipo de humedales es una modificación al sistema de lagunas convencionales. A diferencia de éstas, tienen menor profundidad (no más de 0.6 m) y las balsas se encuentran colonizadas por plantas acuáticas emergentes. Los HAFL suelen ser instalaciones de varias hectáreas que, principalmente, tratan efluentes procedentes de tratamientos secundarios, y que también se emplean para crear y restaurar ecosistemas acuáticos (Delgadillo *et al.*, 2010; Alianza por el agua, 2014).

La alimentación a estos humedales se efectúa de forma continua y la depuración tiene lugar en el tránsito de las aguas a través de los tallos y raíces de la vegetación emergente implantada. Tallos, raíces y hojas caídas sirven de soporte para la fijación de la película bacteriana responsable de los procesos de biodegradación, mientras que las hojas que están por encima de la superficie del agua dan sombra a la masa de agua, limitando el crecimiento de microalgas (Alianza por el agua, 2014).

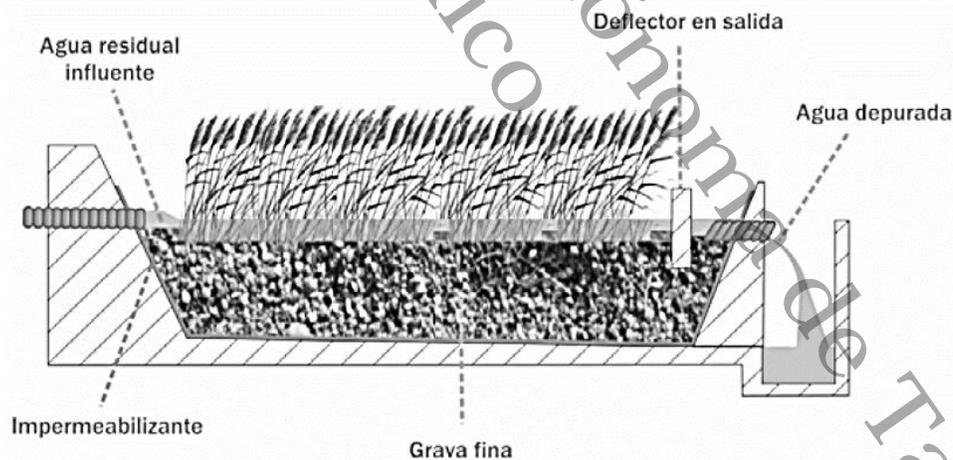


Figura 4 Humedal artificial de flujo superficial (HAFL) (Alianza por el agua, 2014).

4.4.3. Humedales artificiales de flujo subsuperficial (HAFS).

Los sistemas de flujo subsuperficial, se caracterizan por que la circulación del agua en los mismos se realiza a través de un medio granular (subterráneo), con una profundidad de agua cercana a los 0.6 m. La vegetación se planta en este medio

granular y el agua está en contacto con los rizomas y raíces de las plantas. Los humedales de flujo subsuperficial pueden ser de dos tipos: (a) en función de la forma de aplicación de agua al sistema: humedales de flujo subsuperficial horizontal (figura 5) y (b) humedales de flujo subsuperficial vertical (figura 6) (Delgadillo *et al.*, 2010).

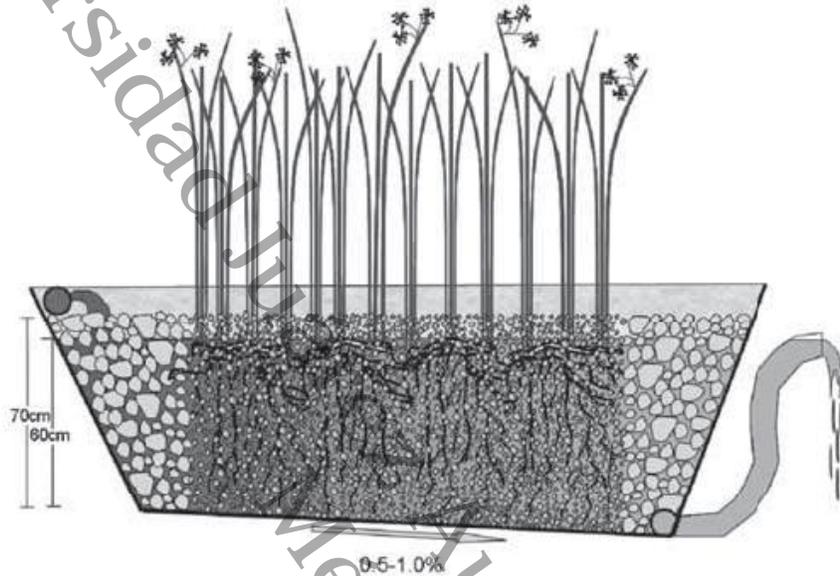


Figura 5 Humedal artificial de flujo horizontal (Delgadillo *et al.*, 2010).

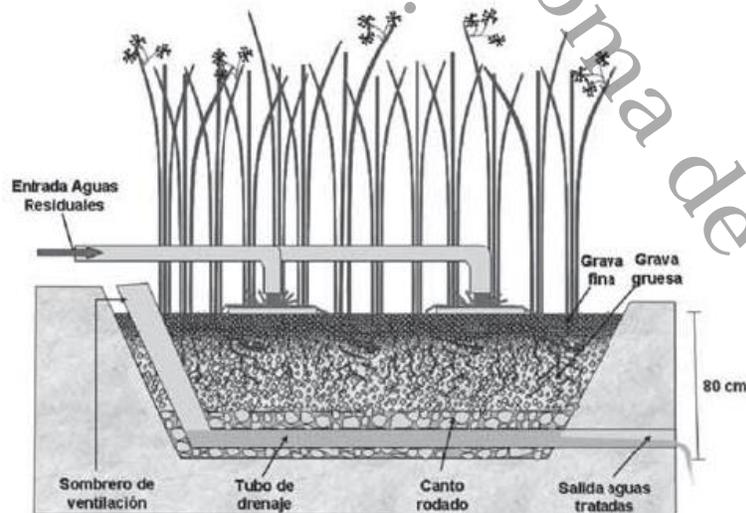


Figura 6 Humedal artificial de flujo vertical (Delgadillo *et al.*, 2010).



#### 4.4.4. Tipos de macrófitas presentes en humedales.

El papel de la vegetación en los humedales está determinado fundamentalmente por las raíces y rizomas enterrados. Las plantas son organismos foto autótrofos, es decir que recogen energía solar para transformar el carbono inorgánico en carbono orgánico. Tienen la habilidad de transferir oxígeno desde la atmósfera a través de hojas y tallos hasta el medio donde se encuentran las raíces (Delgadillo *et al.*, 2010). En los HA se pueden encontrar diversas especies de vegetación acuática, que se describen a continuación (Tabla 12):

Tabla 12 Tipos de macrófitas presentes en los HA. Adaptado de (Barba, Alva, & Calva, 2013).

Macrófitas	Descripción
<b>Hidrófitas enraizadas emergentes</b>	Son la forma de crecimiento dominante en los humedales naturales, estas crecen en niveles de agua que van desde 0.5m por debajo del suelo (manto freático) hasta inundaciones de 1.5m o más. Las especies emergentes forman tallos, hojas, así como un sistema extenso de raíces y rizomas.
<b>Hidrófitas enraizadas de hojas postradas</b>	Esta forma de vida se caracteriza por que las plantas se encuentran enraizadas al sustrato, las hojas flotan sobre la superficie del agua y las partes reproductivas quedan sobre o encima de la superficie del agua, en profundidades entre 0.5 y 3m. algunas de estas plantas son heterófilas, es decir que tienen varios tipos formas de hojas (sumergidas y flotantes) rizomas.
<b>Hidrófitas enraizadas sumergidas</b>	Estas plantas se encuentran totalmente sumergidas y las más conocidas son los pastos marinos y de agua dulce, estas pueden vivir en aguas dulces, salobres y salinas. Las plantas que corresponden a estas formas de vida están enraizada al sedimento y en todas las partes vegetativas están sumergidas. Se les encuentra a profundidades desde 30cm hasta más de un metro dependiendo de la época del año rizomas.
<b>Hidrófitas libremente flotadoras</b>	Son un grupo de plantas que no están enraizadas al sedimento, sino que flotan de manera libre sobre el agua y son arrastradas por el viento. Forman un grupo diverso en forma, tamaño y habito. Algunas son grandes, formando rosetas en hojas aéreas flotantes con raíces sumergidas bien desarrolladas rizomas.

#### 4.5. Cinética de degradación

Las relaciones cinéticas tratan de encontrar los parámetros que gobiernan o definen las tasas de cambio de los parámetros que importan en el tratamiento. Específicamente, son de interés la velocidad de remoción de sustrato y la tasa de aumento de biomasa (Arévalo, Alexander, & Ramón, 2015)

##### 4.5.1. Cinética de las reacciones.

La cinética o tasa de reacción se puede determinar estableciendo el principio que sostiene que la tasa es proporcional a la concentración de los reactantes (Sierra, 2011). Esta se representa con la siguiente ecuación:



$$\frac{dC_A}{dt} = -k * (C_A, C_B, \dots)$$

Ecuación (11)

La anterior ecuación establece que la tasa de reacción es función de una constante  $k$  (variable con la temperatura) y de la concentración de los reactantes ( $A, B, \dots$ ). El signo menos significa que los reactantes están desapareciendo, es decir, su concentración está disminuyendo (Sierra, 2011).

### Clases de reacciones

Los dos principales tipos de reacciones que ocurren en el tratamiento de aguas residuales se clasifican como homogéneos y heterogéneos.

- **Reacciones homogéneas:** los reactivos se distribuyen uniformemente por todo el fluido establecido el mismo potencial de reacción en cualquier punto dentro del fluido. Las reacciones homogéneas pueden ser reversibles o irreversibles (Crites & Tchobanoglous, 2000).
- **Reacciones heterogéneas:** son aquellas que se llevan a cabo en una sola etapa y la reacción ocurre usualmente en la superficie de los compuestos reactantes. La eliminación de olores utilizando carbón activado es un ejemplo de este tipo de reacciones; las sustancias que producen los olores penetran entre los intersticios y quedan pegadas en la superficie de las partículas de carbón (Sierra, 2011).

### Velocidad de reacción

La velocidad de reacción describe el cambio en el número de moles de una sustancia reactiva por unida de tiempo y por unidad de volumen, para reacciones homogéneas, o por unidad de área superficial o masa. La velocidad la cual ocurre una reacción es de gran importancia en el tratamiento de aguas residuales (Crites & Tchobanoglous, 2000).

Para una reacción homogénea, la velocidad de reacción  $r$  está representada por la siguiente ecuación:

$$r = \frac{1}{V} \frac{d[N]}{dt} = \frac{\text{moles}}{(\text{volumen})(\text{tiempo})}$$

Ecuación (12)

Para una reacción heterogénea donde  $S$ , es el área superficial, la expresión correspondiente es:



$$r = \frac{1}{s} \frac{d[N]}{dt} = \frac{\text{moles}}{(\text{área})(\text{tiempo})}$$

Ecuación (13)

Los exponentes a los cuales están elevadas las concentraciones determinan lo que se conoce con el nombre de orden de la reacción. Es importante anotar que el orden  $n$  no necesariamente tiene que ser entero. Sin embargo, en la mayoría de las reacciones importantes en el agua el orden es un entero. En las aguas naturales, se presentan comúnmente ecuaciones de orden cero, uno o dos ( $n = 0, 1$  y  $2$ ) (Tabla 13) (Sierra, 2011).

Tabla 13 Reacciones de orden cero, uno y dos. Adaptado de (Crites & Tchobanoglous, 2000).

Tipo de reacción	Ecuación	
Reacciones de orden cero	$r = \pm k$	Ecuación (14)
Reacciones de primer orden	$r = \pm k(C - C_s)$	Ecuación (15)
Reacciones de segundo orden	$r = \pm k C_A C_B$	Ecuación (16)

### Clases de reactores

- **Mezcla completa (cochada):** la mezcla se produce cuando las partículas salen del tanque en proporción a su distribución estadística. La mezcla completa se puede tener en tanques circulares o cuadrados si en contenido se distribuye en forma uniforme y continua (Crites & Tchobanoglous, 2000).
- **Flujo de pistón:** las partículas del flujo pasan a través del tanque y salen en la misma secuencia en que entran. Las partículas mantiene su identidad y permanecen en el interior del tanque un tiempo igual al tiempo de retención teórica (Crites & Tchobanoglous, 2000).

#### 4.5.2. Cinética del tratamiento biológico.

Las condiciones ambientales pueden controlarse regulando el pH, la temperatura y los elementos trazas que se agregan, así como añadiendo o excluyendo el oxígeno y la mezcla apropiada. El control de las condiciones ambientales asegura que los microorganismos tengan un medio adecuado para crecer, ya que la homogenización de los caudales es útil para homogenizar la tasa de flujo, así como la tasa de carga orgánica (Crites & Tchobanoglous, 2000).



#### 4.5.3 Cinética de los reactores

En el análisis de reactores se busca a través del balance de masas, analizar las concentraciones de contaminantes en un control de volumen, ya sea en una reacción química, o bien, un sistema natural que se simula mediante un reactor químico (Mihelcic & Zimmerman, 2011).

##### 4.5.3.1 Reactor de cochada con reacción

La aplicación de la ecuación de balance de masa a un reactor de flujo intermitente, donde el líquido contenido está mezclado completamente, se realiza considerando el reactor de la figura 7. Estos reactores son empleados como modelos de embalses medioambientales de mezcla perfecta (Crites & Tchobanoglous, 2000M; Mihelcic & Zimmerman, 2011). La ecuación que la representa es:

$$\frac{C}{C_0} = e^{-kt} \quad \text{Ecuación (17)}$$

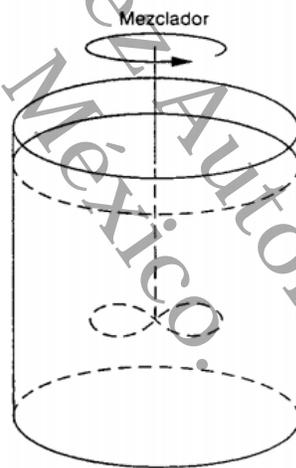


Figura 7 Diagrama para reactor de cochada (Crites & Tchobanoglous, 2000).

##### 4.5.3.2 Reactor de flujo pistón

La ecuación derivada del balance de masa para un reactor ideal de flujo de pistón, donde la concentración  $C$  del constituyente de interés se encuentra distribuida uniformemente en toda la sección transversal del volumen de control y en el cual no existe dispersión longitudinal, se puede establecer a partir del análisis sobre un elemento diferencial de volumen como el que se presenta en la figura 8 (Crites & Tchobanoglous, 2000). La ecuación para este reactor es:

$$\frac{C}{C_0} = e^{-kt_0} \quad \text{Ecuación (18)}$$

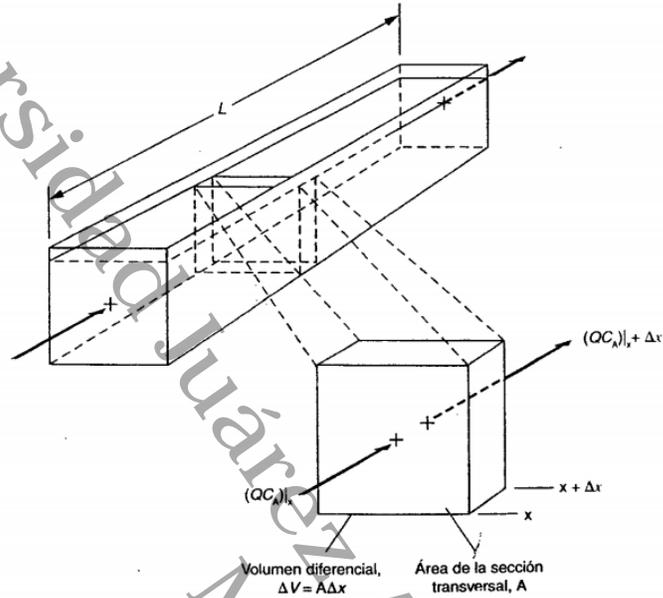


Figura 8 Diagrama para reactor de flujo pistón (Crites & Tchobanoglous, 2000).



## 5. OBJETIVOS

### 5.1. General

Determinar la cinética de degradación en aguas residuales domésticas con humedales artificiales de flujo libre y subsuperficial utilizando la vegetación *Echinodorus paniculatus*.

### 5.2. Particulares

- Implementar la vegetación *Echinodorus paniculatus* en humedales artificiales de flujo libre y de flujo subsuperficial.
- Determinar la eficiencia de remoción de contaminantes básicos del agua residual doméstica tales como pH, temperatura, turbidez, color, SDT, CE, DQO y SST monitoreando, caracterizando el influente y efluente de las unidades.
- Determinar la constante cinética de remoción  $k$  para DQO en los HAFL-E y HAFS-E.
- Modelar la distribución espacial de la remoción de los parámetros de control pH, temperatura, CE, SDT, color y turbiedad de los HAFS y HAFL monitoreando puntos de muestreo internos.
- Evaluar la biomasa y el desarrollo de la vegetación.



## 6. ÁREA DE ESTUDIO

Los humedales artificiales están construidos en la División Académica de Ciencias Biológicas (figura 9 y 10) ubicada la carretera Villahermosa-Cárdenas Km. 0.5 S/N Entronque a Bosques de Saloya (N 17° 59'26" y 17° 59'17"; W 58'16" y 92°58'37"). Estos sistemas de tratamiento se encuentran en el área que corresponde al Laboratorio de Tecnología del Agua donde se realizaron los monitores y análisis fisicoquímicos.

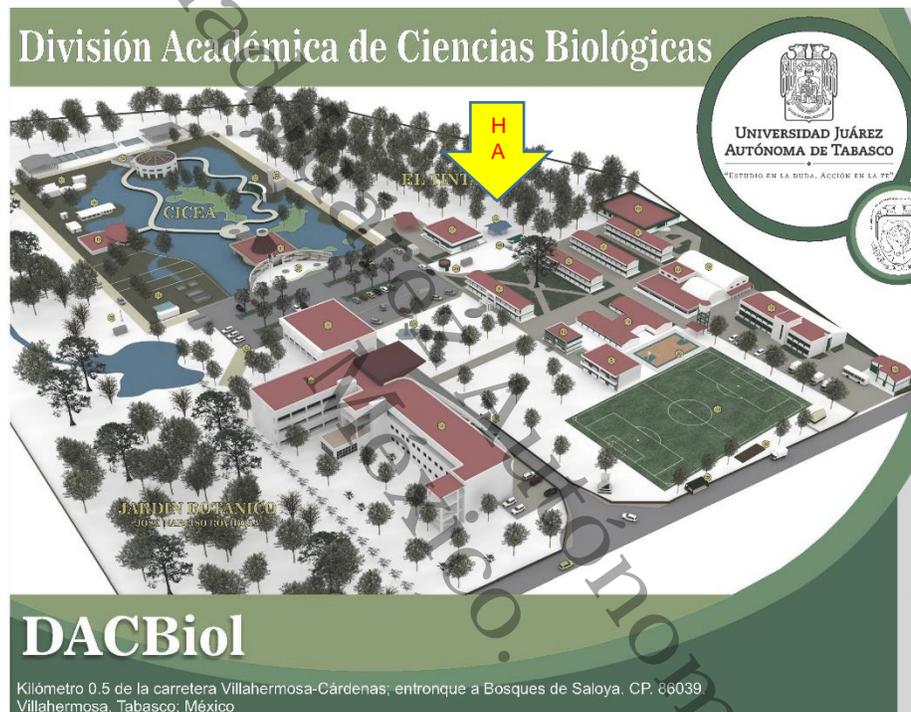


Figura 9 Localización de sistemas de humedales artificiales en la DACBiol-UJAT.

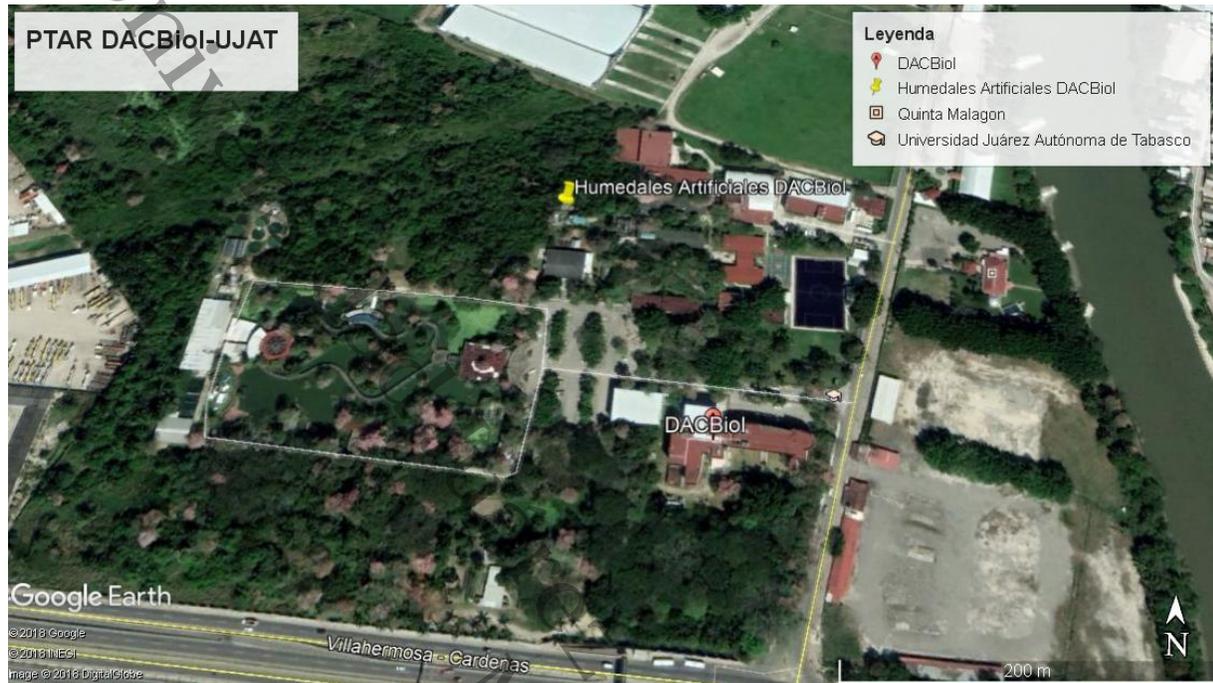


Figura 10 Localización satelital de los Humedales.



## 7. MATERIALES Y MÉTODOS

### 7.1 Diagrama de actividades

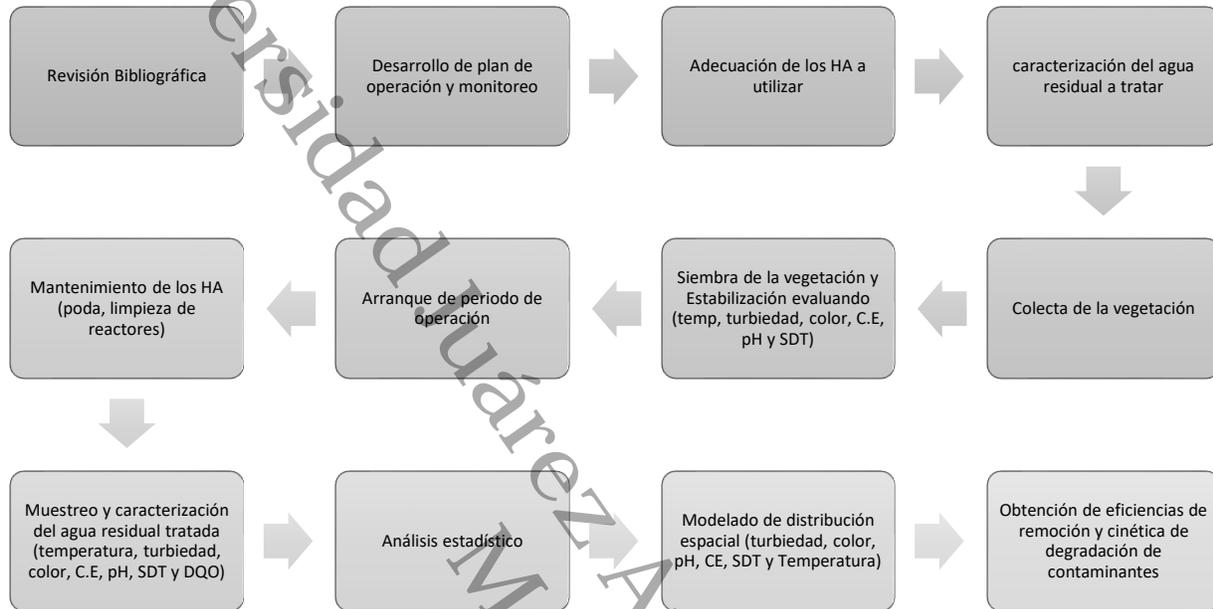


Figura 11 Diagrama de Bloque de Actividades a realizar

### 7.2 Tanque de recepción

Para la recepción del agua residual, proveniente de los sanitarios de la DACBiol a las unidades experimentales, se utilizó un tanque de distribución con capacidad de 200 litros (figura 12).



Figura 12 Tanque de control.



El abastecimiento del agua residual al tanque de control o de distribución fue por una bomba de  $\frac{1}{4}$  de HP y tubería de PVC de 1 pulg, el tanque de control está instalado a una altura de 1 m sobre una placa de acero, quedando a un nivel superior de las unidades de tratamiento lo que permite que el flujo de agua sea por gravedad.

### 7.3 Unidades experimentales

Las unidades de tratamiento utilizadas están construidas de lámina de acero al carbón con espesor de 0.5 cm con dimensiones de 2.5 m de largo x 1.2 m de ancho y 1 m de tirante (López *et al.*, 2014). Para la preparación de los reactores a cada unidad se le aplicó un esmalte anticorrosivo (primario 1) en la parte externa, después se aplicó en la parte interna un impermeabilizante elastomérico seguido de una capa de membrana de refuerzo (pellón) para evitar infiltraciones y corrosión, este procedimiento se repitió 5 veces en la parte interna de cada unidad.

Posteriormente se instaló la tubería hidráulica de PVC de 1 pulg en cada unidad de tratamiento, junto con sus accesorios (codos, válvulas, T's, etc.). La entrada de agua residual se colocó a una altura de 0.5 m permitiendo así una distribución homogénea, se instalaron válvulas de paso para el control del caudal.

Cada unidad de tratamiento será llenada con grava de río de diámetro mixto (entre 5 mm y 7 mm) a una altura de 0.5 m para el caso de los humedales de flujo subsuperficial y 0.1 m para los de flujo libre. Se determinará la porosidad del medio (Ecuación 19) con base a McCabe-Julian *et al.* (1991) para conocer el volumen que ocupara dentro de la unidad y poder determinar el TRH efectivo al que se trabajara durante el experimento, el medio de soporte servirá como medio filtrante, soporte para las plantas y para la formación de biopelícula (figura 13). Se tendrá una unidad testigo o blanco de cada tipo de flujo, esta no tendrá vegetación plantada.

Para el cálculo de  $D_a$  se pesaron muestras de grava y esas mismas muestras se colocaron en probetas para medir el volumen ocupado, estos valores fueron sustituidos en la ecuación 20. En el caso de la  $D_r$  se utilizó la misma ecuación pero en este caso se colocó un volumen conocido de agua en una probeta y se introdujo una grava igualmente de peso conocido y se midió el cambio del volumen con la grava dentro, este cambio y el peso de la pieza de grava fueron los sustituidos en la ecuación. Para ambas determinaciones se realizaron varias repeticiones.

$$n = \left(1 - \frac{D_a}{D_r}\right) 100 \quad \text{Ecuación (19)}$$



$$D = \frac{m}{v}$$

Ecuación (20)

Donde:

$n$ =porosidad (%)

$D_a$ =densidad aparente ( $\text{g}/\text{cm}^3$ ) (Ecuación 20)

$D_r$ =densidad real ( $\text{g}/\text{cm}^3$ ) (Ecuación 20)

$D$ =densidad de la grava

$m$ =masa de la grava (g)

$v$ =volumen ( $\text{cm}^3$ )

Se puede calcular el volumen de la grava y del agua en cada una de las unidades experimentales mediante la ecuación 21 y 22.

$$V_g = L * A * h$$

Ecuación (21)

$$V_a = V_g * n + V_l$$

Ecuación (22)

Donde

$V_g$ =es el volumen de grava presente ( $\text{m}^3$ )

$L$ =el largo del humedal (m)

$A$ =ancho del humedal (m)

$h$ =profundidad del medio de soporte (m)

$V_a$ =volumen de agua total dentro de la unidad experimental ( $\text{m}^3$ )

$V_l$ =volumen de agua libre dentro del humedal ( $\text{m}^3$ ) se utiliza la misma ecuación que para el volumen de grava pero utilizando la diferencia del tirante efectivo y el tirante de grava.

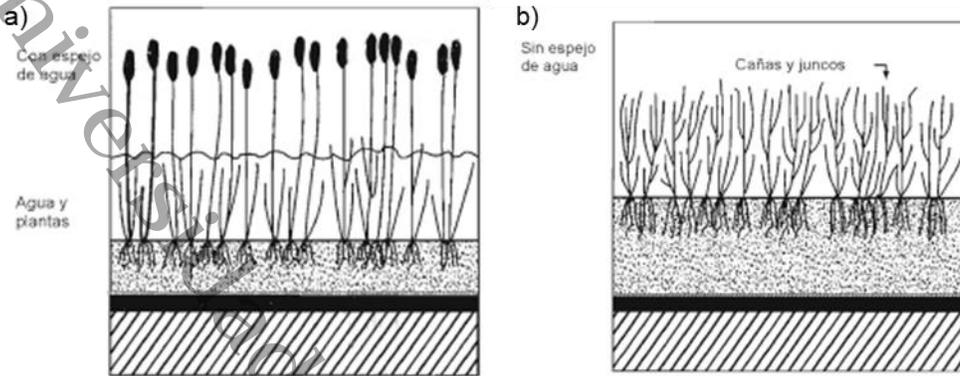


Figura 13 A) Humedal artificial de flujo libre, B) Humedal artificial de flujo subsuperficial.

La distribución de las unidades de tratamiento será la siguiente (figura 14):

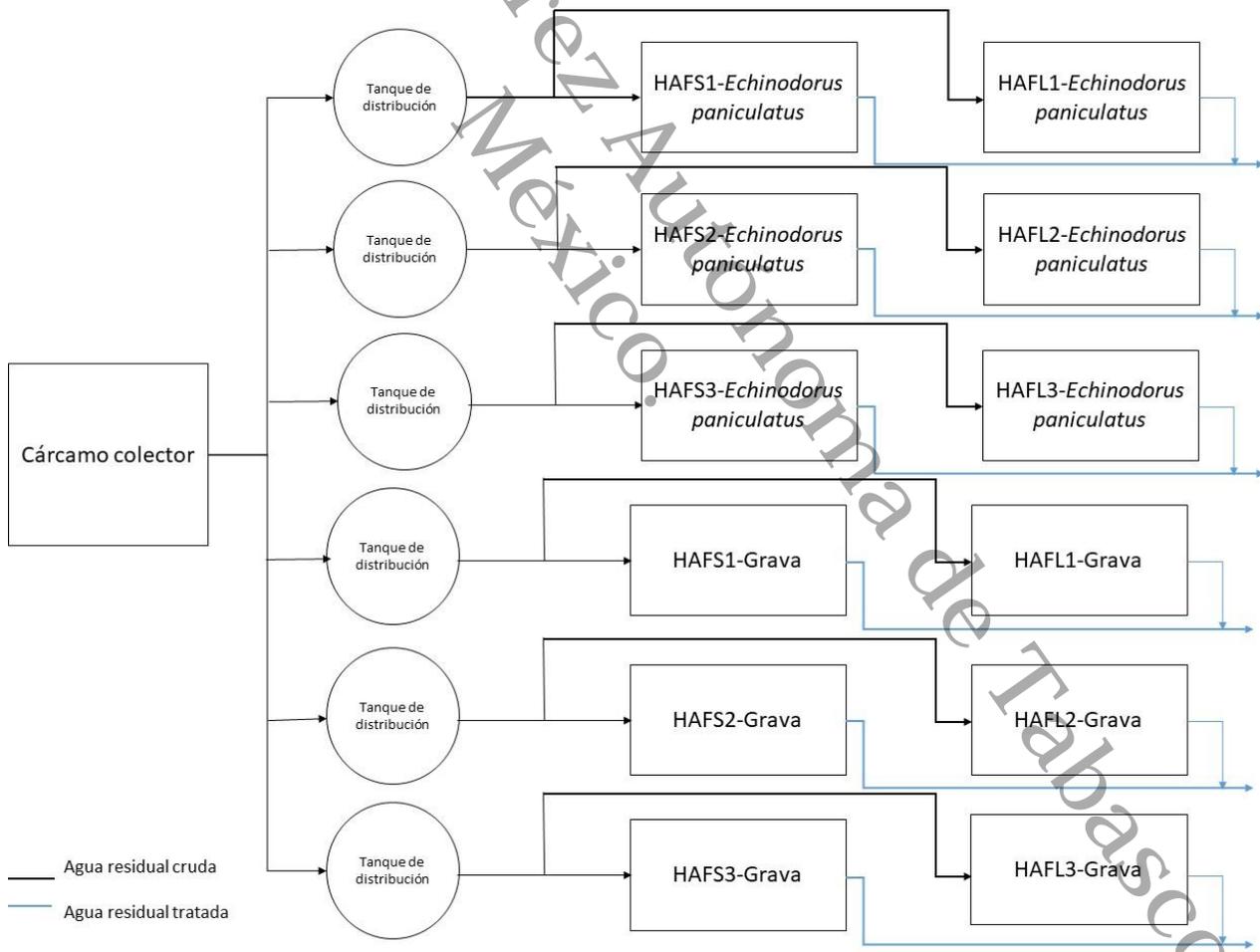


Figura 14 Esquema del arreglo de las unidades experimentales.

#### 7.4 Colecta de vegetación

La especie a utilizar se seleccionó según Crites y Tchobanoglous (2000) ya que es una hidrófita enraizada emergente (*Echinodorus paniculatus*) figura 15 debido a los ecosistemas en los que se encuentra, se cree que puede ser apta para sobrevivir en ambos tipos de flujo que se estudiarán. Según el método de “tresbolillos” método utilizado en el cultivo de plantas (ecuación 23) se calculó el número de plantas necesarias para cada reactor, obteniendo un número de 25 plantas para cada reactor, por lo que serán colectados al menos 30 ejemplares para cada reactor (precaviendo a tener mortandad en la adaptación) de un mismo tamaño en promedio, estos serán recolectados manualmente con la ayuda de una pala recta. Para su traslado a las unidades experimentales, se pondrán en tanques de plástico y se les agregará agua procedente del mismo sitio para evitar afectaciones por su extracción.

Con la finalidad de someter a la vegetación a una fase de estabilización en agua residual, se sembrarán en un canal de aguas residuales de la DACBIol que asemejará las condiciones de los humedales artificiales.



Figura 15 A) *Echinodorus paniculatus* B) Flor C) *Echinodorus paniculatus* (Haynes&Holm-Nielsen, 1994)

#### 7.5 Siembra de vegetación en unidades experimentales

Se sembrarán en cada unidad experimental 25 ejemplares distribuidas en un arreglo de “tresbolillos” (figura 16 y 17) este método consiste en sembrar las plantas de tal manera que formen triángulos equiláteros, la distancia que se dejara entre las plantas estará dada por el espacio que la especie requiera al llegar a su adultez. (Comisión Nacional Forestal, 2010). Este método ayudara a que el agua tenga una mejor distribución dentro del humedal; el tamaño del tallo debe ser de 10 cm de largo, la raíz



deberá colocarse a 15 cm por debajo de la superficie del medio de soporte (grava) (Crites y Tchobanoglous, 2000).

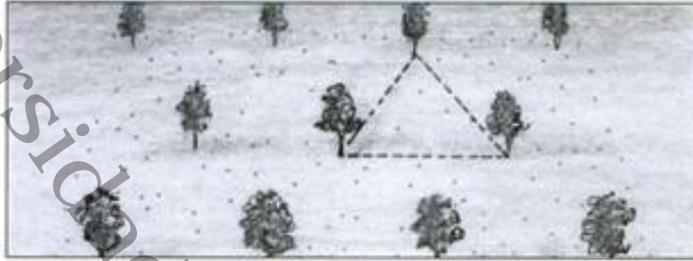


Figura 16 Diseño de plantado tres bolillos.

Método de sembrado triángulo (tresbolillos).

$$n = \frac{A}{D^2 * \cos 30}$$

(Ecuación 23)

Dónde:

n=número de plantas

A=área del campo (m<sup>2</sup>)

D=distancia entre planta y planta (m)

Coseno de 30° = es un coeficiente que siempre es invariable, cualquiera que sea el marco.

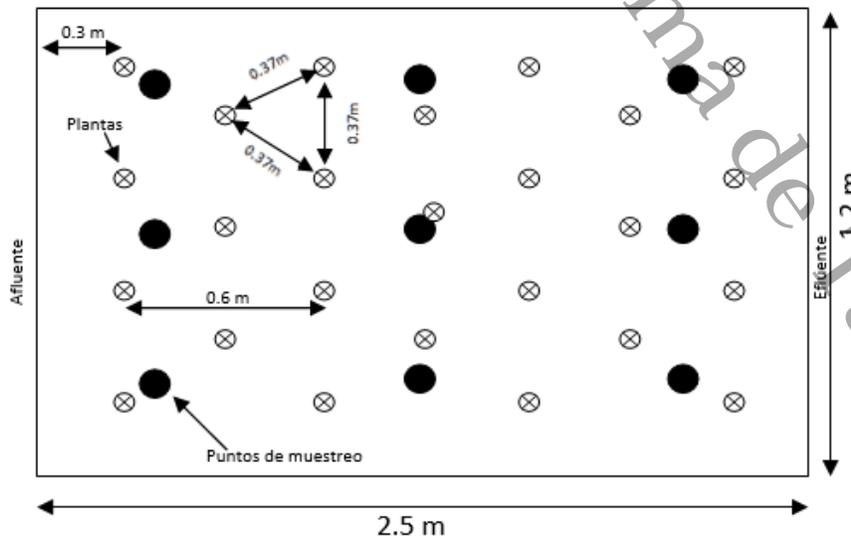


Figura 17 Diagrama de sembrado en el HAFS y HAFL.



Posteriormente se agregará el agua residual proveniente de la DACBiol/UJAT.

### 7.6 Monitoreo del agua durante la etapa de estabilización

Durante la fase de estabilización que según Valles y Alarcón (2014) puede durar tres meses para que la planta alcance madurez y se forme la biopelícula en las raíces de la planta así como en el medio de soporte; se monitoreará el afluente y efluente de cada unidad experimental durante el arranque y a los 6 meses, siendo esto la estabilización. Los parámetros de control evaluados serán: temperatura, turbiedad, color, conductividad eléctrica, pH, y SDT.

### 7.7 Monitoreo de calidad del agua en unidades experimentales

El monitoreo de los humedales artificiales se realizará al año de operación y a los 6 meses, monitoreando 2 semanas. Los parámetros a evaluar son los especificados en la tabla 14. Las muestras para la evaluación de dichos parámetros serán tomadas del influente y efluente de cada HA en base a las técnicas de muestreo de agua residual establecidas en la NMX-AA-003-1980. Los horarios de toma de muestras en los HA será la establecida por la NOM-001-SEMARNAT-1996 para descargas de 24 horas teniendo seis muestreos al día en espacios de cuatro horas.

Tabla 14 Variables a evaluar en los HA.

Variable	Método de determinación	Variable	Método de determinación
Temperatura	SM 2550 B NMX-AA-007-SCFI-2013	SST	NMX-AA-034-SCFI-2015
Turbiedad	SM 2130 B NMX-AA-038-SCFI-2001	Color	SM 2120 B NMX-AA-045-SCFI-2001
CE	SM 2510 B NMX-AA-093-SCFI-2000	DQO	SM 5220 D NMX-AA-030-SCFI-2001
pH	SM 4500 H+ NMX-AA-008-SCFI-2016	SDT	SM 2540 C NMX-AA-034-SCFI-2015

Las muestra de los parámetros DQO y SST serán muestras compuestas de cada día de muestreo dentro del periodo de monitoreo establecido y se tomarán muestras del influente y efluente de cada humedal artificial.



### 7.8 Modelado de la distribución espacial de contaminantes

El modelado de la distribución espacial se realizará sobre los parámetros de control turbiedad, color, pH, C. E., SDT y temperatura. La distribución espacial se modelará con el programa Golden Surfer® en su versión V.14, este es un software que ajusta parámetros de interpolación y cuadrícula, evalúa la continuidad espacial de los datos con variogramas, define fallas y líneas de ruptura, o realiza cálculos de cuadrícula tales como volúmenes, transformaciones, suavizado o filtrado.

Las muestras para modelar la remoción espacial de los contaminantes serán tomadas con un muestreador desagüe "bailer" de 0.97 m en cada uno de los 9 puntos de muestreo internos de cada humedal artificial (figura 18), además se tomarán muestra de afluente y efluente durante los periodos de monitoreo establecidos.

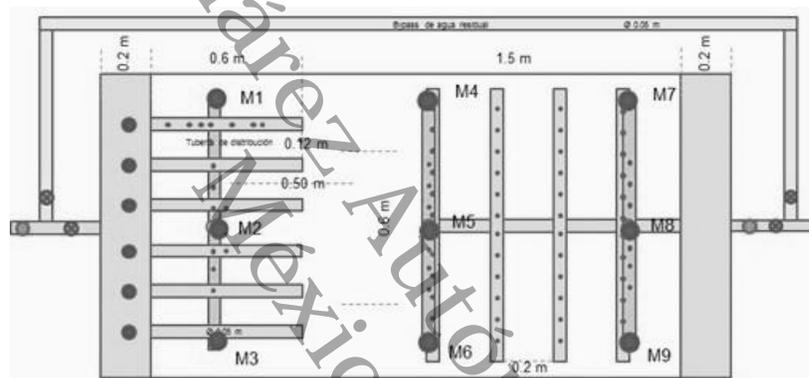


Figura 18 Puntos de muestreo dentro del HAFS Fuente: López (2014)

### 7.9 Determinación y evaluación de la biomasa vegetal generada

La evaluación del crecimiento de la vegetación se realizará cada mes durante todo el experimento, midiendo el largo y circunferencia de los tallos, número de tallos y hojas, número de hojas, largo y ancho de las hojas, largo de la raíz (para esta variable solo se tomarán tres muestras una en la zona inicial, media y final) y número de nuevas plantas. Para la determinación de la biomasa vegetal generada se cortarán las plantas de cada reactor y por un método gravimétrico se calculará el peso neto de la biomasa vegetal al final del experimento.

### 7.10 Eficiencia de remoción

A partir de los datos que se obtengan se calculará la eficiencia de remoción expresada en porcentaje (Chung *et al.*, 2008) donde se empleará la ecuación 24.



$$\eta = \left( \frac{C_e - C_s}{C_e} \right) \times 100 \quad \text{(Ecuación 24)}$$

Dónde:

n: remoción (%),

C<sub>e</sub>: concentración de entrada de agua residual,

C<sub>s</sub>: concentración de salida del agua residual tratada.

### 7.11 Cinética de degradación

El muestro se realizará solo de afluente y efluente de los humedales y según los criterios aplicados en diseños teóricos de humedales artificiales para el tiempo de remoción de DBO, se tiene en cuenta el tipo de flujo. Por lo que la cinética de degradación se calculara considerando que se tiene un comportamiento de primer orden. (Crites y Tchobanoglous, 2000). Por medio de la ecuación 25, se considerara un flujo pistón para ambos tipos de humedales manejados, ya que de acuerdo con Rodríguez-Miranda *et. al*, (2010) los HAFL se pueden comportar mejor como un reactor de flujo pistón en términos de remoción de materia orgánica de acuerdo con el TRH que se utiliza similar al que se desea utilizar en esta investigación:

$$C_e = C_0 e^{-kt} \quad \text{(Ecuación 25)}$$

Donde:

t: tiempo de retención para la remoción de DQO (d),

C<sub>e</sub>: Concentración de DQO en el efluente del reactor (mg/L),

C<sub>0</sub>: Concentración en el influente

k: Constante de degradación (días<sup>-1</sup>).

### 7.12 Diseño experimental

Se realizara un diseño 2x1 de HAFS y HAFS con *Echinodorus paniculatus* (Tabla 15), con tres unidades replicas como se muestra en la figura 14. Se hará un análisis estadístico para encontrar diferencias entro los tratamiento, mediante un análisis de Kruskal Wallis, posteriormente un contraste de mediana U de Mann-Whitney para las variables o se realizara ANOVA simple seguido de un contraste múltiple de Tukey según sea el caso. Los datos se analizaran con el paquete estadístico STATGRAPHICS 7.0<sup>MR</sup>

Tabla 15 Factores del diseño experimental empleado en los humedales artificiales.

Factor	Nivel
Flujo	Subsuperficial Libre
Vegetación	<i>Echinodorus paniculatus</i>



Testigos-humedales con grava sin vegetación



## 8. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 8.1 Medio de soporte

Para conocer las características del medio de soporte se realizaron las determinaciones descritas en el 7.3 de la metodología aplicando la ecuación 19 y 20.

Después realizar las mediciones necesarias para el cálculo de la densidad aparente se obtuvo un promedio de 1.43 g/cm<sup>3</sup> y 2.79 g/cm<sup>3</sup> para la densidad real. Estos valores fueron utilizados en el cálculo de la porosidad obteniendo los valores mostrados en la tabla 16 para cada unidad experimental, con la porosidad y el volumen de grava presente en la unidad experimental se calculó el volumen de agua residual dentro del humedal mediante la ecuación 21 y 22 mostrada en la metodología.

Sustituyendo para el humedal de flujo libre tenemos:

$$Vg = 2.5 \text{ m} * 1.2 \text{ m} * 0.15 \text{ m} = 0.45 \text{ m}^3$$

$$Va = 0.45\text{m}^3 * 49\% + 1.03\text{m}^3 = 1.27 \text{ m}^3$$

Para el humedal de flujo subsuperficial:

$$Vg = 2.5 \text{ m} * 1.2 \text{ m} * 0.5 \text{ m} = 1.5\text{m}^3$$

$$Va = 1.5\text{m}^3 * 49\% + 0\text{m}^3 = 10.735 \text{ m}^3$$

Posteriormente se calculó el tiempo de retención hidráulico mediante la ecuación 9

En la tabla 16 se muestra el resumen de la caracterización del medio de soporte utilizado durante toda la operación de los HA.

Tabla 16 Resumen de la caracterización del medio de soporte utilizado dentro de las unidades experimentales y del cálculo del tiempo de retención hidráulico.

<b>HAFL-E</b>	
Porosidad del medio %	49%
Volumen de grava (m <sup>3</sup> )	0.45
Volumen de agua residual libre (m <sup>3</sup> )	1.05
Volumen de agua residual en el medio (m <sup>3</sup> )	0.22
Volumen de agua residual total (m <sup>3</sup> )	1.27
Caudal de operación (m <sup>3</sup> /d)	0.2
TRH (d)	6.35
<b>HAFS-E</b>	
Porosidad del medio %	49%
Volumen de grava (m <sup>3</sup> )	1.5



**Universidad Juárez Autónoma de Tabasco**  
División Académica De Ciencias Biológicas



Volumen de agua residual total (m <sup>3</sup> )	0.735
Caudal de operación (m <sup>3</sup> /d)	0.2
TRH	3.68



## 8.2 Biomasa Vegetal

En la tabla 17 se muestran las características iniciales de la especie vegetal utilizada en el experimento, los valores mostrados corresponden al promedio de las 25 plantas sembradas en cada reactor. El peso total de vegetación plantada para el HAFL y el HAFS fue de 21.66 gr y 20.8 gr, mismos que serán comparados con el peso de la vegetación al final del experimento.

Tabla 17 Condiciones iniciales de la vegetación utilizada en los humedales artificiales (*Echinodorus paniculatus*)

Variable	HAFL-E	HAFS-E
Biomasa por planta (gr)	866.4±517	842.3±396
Biomasa Total (kg)	21.66	20.8
Largo de raíz (cm)	27.28±6.8	29.3±5
Circunferencia (cm)	23.76±5.9	20.3±6.1
Largo del tallo (cm)	94.92±13.3	87.3±11.5
Largo de hoja (cm)	30.04±3	31.65±2.1
No. De flores	0.96±0.88	0.88±0.7
Largo de tallo de flor (cm)	81±10.7	78.9±11
No. de hojas	4±1.02	4±1.56

Al finalizar el tiempo de operación se realizó la caracterización de la vegetación y se comparó con las condiciones iniciales (Tabla 18) se calculó el porcentaje de humedad de las plantas al pesarlas al final del experimento y posteriormente se secaron a peso constante, como se observa en la tabla el incremento de la biomasa por planta es de 5.3 veces con respecto a la biomasa inicial para el humedal de flujo libre y de más de 6.6 veces para el caso de humedal de flujo subsuperficial.

Tabla 18 Características de las plantas al inicio del experimento y al final de este.

Variable	Condiciones iniciales		Condiciones finales	
	HAFL-E	HAFS-E	HAFL-E	HAFS-E
Biomasa por planta (gr)	866.4±517	842.3±396	4583.55±1851	5536.45±1912
Biomasa Total (kg)	21.66	20.8	197.09	238.06
% Humedad			87.3	91.21
Largo de raíz (cm)	27.28±6.8	29.3±5	36.14±4.06	44.57±8.6
Largo del tallo (cm)	94.92±13.3	87.3±11.5	157.54±8.77	97.54±18.82



Largo de hoja (cm)	30.04±3	31.65±2.1	38.81±2.33	33.09±3.62
No. De flores	0.96±0.88	0.88±0.7	8.90±1.62	1.45±1.07
Largo de tallo de flor (cm)	81±10.7	78.9±11	191±15.17	128.18±9.83
No. De hojas	4±1.02	4±1.56	29±6.01	36.90±7.02

En la figura 19 y 20 se puede observar las condiciones morfométricas de la especie vegetal al momento de ser plantadas en las unidades experimentales, siendo un total de 25 plantas en cada humedal, logrando una biomasa total plantada de 21.66 kg y 20.80 kg para el HAFL y el HAFS respectivamente. Al término del experimento se lograron contabilizar un total de 43 plantas para el HAFL y 70 plantas para el HAFS siendo entonces una biomasa extraída de 197.09 kg y 238.60 kg respectivamente.



Figura 19 Condiciones iniciales de la *Echinodorus paniculatus* en el HAFL

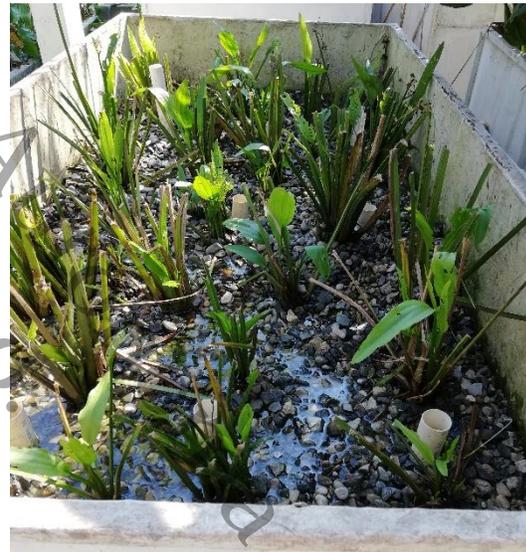


Figura 20 Condiciones iniciales de la *Echinodorus paniculatus* en el HAFS



Figura 21 Condiciones finales de la *Echinodorus paniculatus* al final del experimento. Arriba el HAFS, abajo el HAFL y el tanque de distribución de ARC.

Los parámetros morfométricos de interés fueron analizados estadísticamente para encontrar diferencias entre las etapas de arranque, estabilización y operación.

El análisis de Kruskal-Wallis muestra que existen diferencias altamente significativas ( $P < 0.001$ ) entre los valores medianos de algunos de las etapas evaluadas para la variable del largo del tallo. Por otro lado el contraste de medianas por la prueba W de Mann-Whitney, mostro que las etapas A-HAFL, E-HAFS y O-HAFS son iguales. Así mismo, dicho contraste de medianas analizado pares por pares, indico que las etapas E-HAFL, O-HAFL y A-HAFS son diferentes entre sí en cuanto a esta variable evaluada.

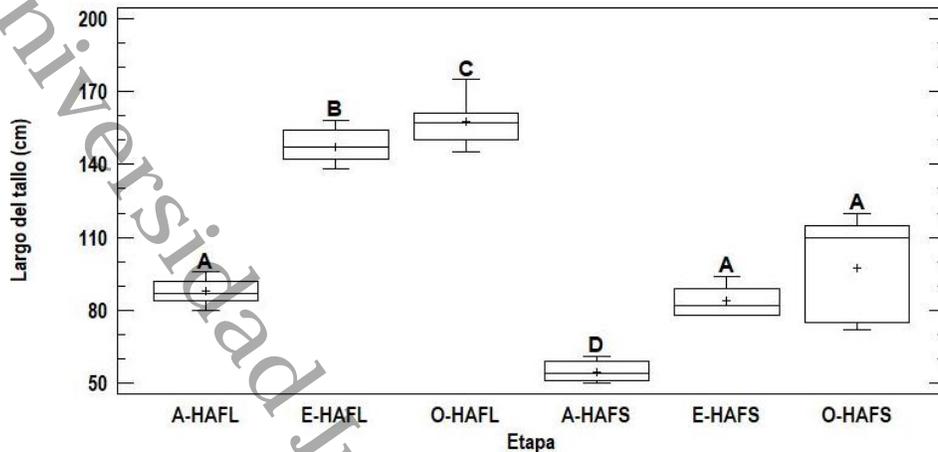


Figura 22 Valores de las medianas para el largo del tallo (cm) de cada etapa evaluada, arranque del humedal de flujo libre y subsuperficial (A-HAFL y A-HAFS respectivamente), estabilización del humedal de flujo libre y subsuperficial (E-HAFL y E-HAFS respectivamente) y operación (final del experimento) de los humedales de flujo libre y subsuperficial (O-HAFL y O-HAFS respectivamente). Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre las etapas ( $P < 0.05$ ).

El mayor crecimiento de vegetación en cuanto a lo alto durante la primera fase (estabilización) se dio en el humedal de flujo libre (E-HAFL) con una mediana de 147 cm cuartil inferior-superior 138-156.57 cm, se puede observar la diferencia que tiene respecto a cuándo la vegetación solo tenía 3 meses de plantada (A-HAFL) con una mediana de 87 cm (Q1=8.99 y Q3=93.86) cm donde Q1 es el cuartil inferior y Q3 el cuartil superior. Al final de la operación se obtuvo una altura de 157 cm para este flujo, por lo que el aumento desde el arranque fue de un 47%. Para el flujo subsuperficial el porcentaje de crecimiento fue de 50.9% mayor al de flujo libre con respecto a las condiciones de arranque, sin embargo la altura mediana final que se tuvo en este flujo es de 110 cm (Q1=74.13 y Q3=118.57) cm, estadísticamente igual a la etapa de estabilización (figura 22). Bloom *et al*, (1990), mencionan que el alargamiento de las plantas debido al estrés sometido por inundación es regulado por la sustancia de crecimiento gaseosa de etileno y otras sustancias de crecimiento como la auxina. En plantas acuáticas y semiacuáticas tiene un efecto la auxina y el etileno de forma aditiva lo que puede resultar en un súper crecimiento (Stange y Osborne, 1988) Esto podría explicar el mayor crecimiento presentado en las plantas que se encontraban sometidas a inundación.

El largo del tallo para las flores se sometió a la prueba Kruskal-Wallis donde se demostró que existen diferencias estadísticamente significativas ( $P < 0.001$ ) entre las medianas de las diferentes etapas. En el contraste de medianas W de Mann-Whitney se encontró que la mediana para las etapas A-HAFL y O-HAFS son iguales con un nivel de confianza de 95%, del mismo modo, el contraste de mediana demuestra que las etapas E-HAFL, O-HAFL, A-HAFS y E-HAFS son estadísticamente diferentes entre



sí. Para ambos flujos se puede ver que los valores medianos para el largo del tallo de las flores fue mayor en la etapa de estabilización (HAFL=210 cm, Q1=138 cm, Q3=156 cm y HAFS=169 cm, Q1=78 cm, Q3=93.28cm) que en la etapa final de operación (HAFL=189 cm, Q1=148.56 cm, Q3=172.86 cm y HAFS=126 cm, Q1=74.13 cm, Q3=118.57 cm) (figura 23). Byun *et al*, (2017) en su experimento evaluando del nivel del agua en plantas típicas de humedales presento mayores crecimiento con la especie *Z. latifolia* a niveles de 20 y 60 cm que a niveles de 5 cm, comportamiento similar al mostrado en esta investigación donde el mayor largo de los tallos fue en las condiciones de inundación de flujo libre. Las fitohormonas gaseosas de la respuesta al etileno se acumulan en los tejidos de las plantas durante la inmersión, esto explica el comportamiento de alargamiento de los brotes (Voeselek *et al.*, 2004).

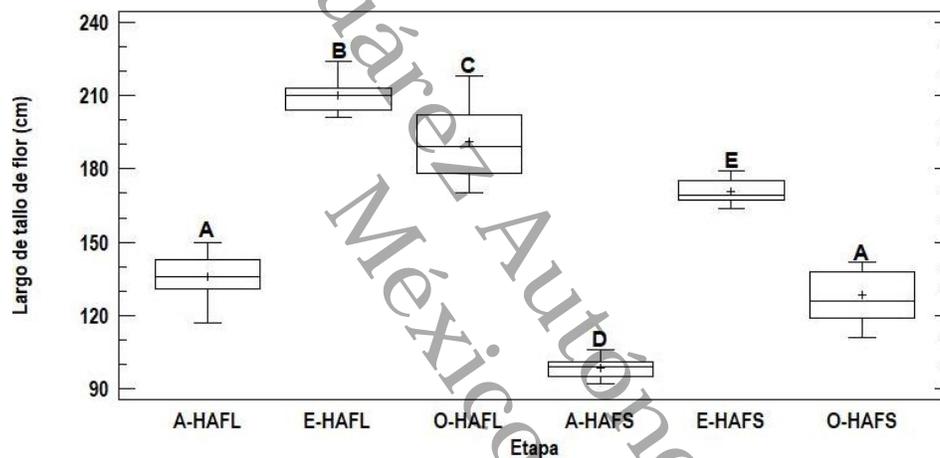


Figura 23 Valores de las medianas para el largo del tallo en las flores (cm) para cada etapa evaluada, arranque del humedal de flujo libre y subsuperficial (A-HAFL y A-HAFS respectivamente), estabilización del humedal de flujo libre y subsuperficial (E-HAFL y E-HAFS respectivamente) y operación (final del experimento) de los humedales de flujo libre y subsuperficial (O-HAFL y O-HAFS respectivamente). Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre las etapas ( $P < 0.05$ ).

Para evaluar el número de flores se sometió a un análisis de varianza ANOVA y un contraste de medias para comparar los valores promedios, se determinó que no hay diferencias estadísticamente significativas ( $P < 0.05$ ) entre el A-HAFL y el A-HAFS, del mismo modo, no se encontraron diferencias estadísticas entre el par E-HAFL y O-HAFL (figura 24). Es de interés que hubo menor número de flores al final de la operación para ambos flujos que en la etapa de estabilización, lo que puede relacionarse a la temporada de afloramiento. Lehtonen & Gordon, (2010) después de una serie de investigaciones de campo sobre la *Echinodorus paniculatus* identificaron a julio y agosto con los meses que florece y fructifica, estos meses corresponden a los



de la etapa de estabilización por tal motivo se presenta un mayor número de flores y más largas en esa etapa para ambos flujos.

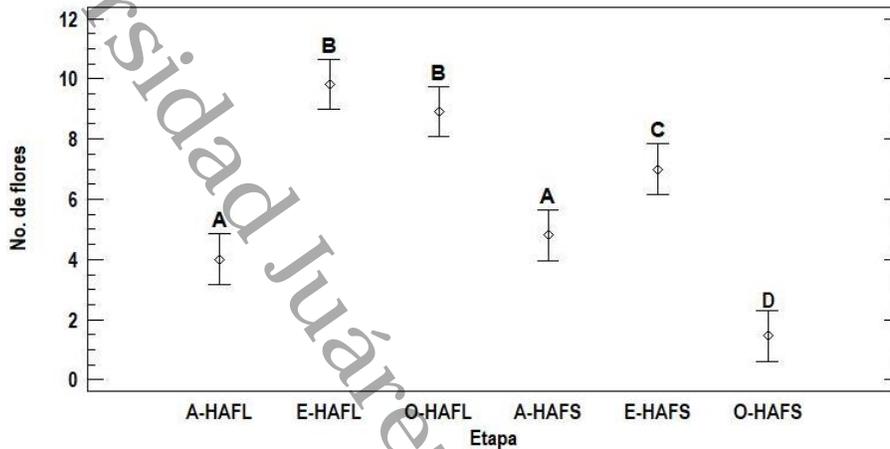


Figura 24 Valores promedio del número de flores y sus intervalos de confianza para cada etapa evaluada, arranque del humedal de flujo libre y subsuperficial (A-HAFL y A-HAFS respectivamente), estabilización del humedal de flujo libre y subsuperficial (E-HAFL y E-HAFS respectivamente) y operación (final del experimento) de los humedales de flujo libre y subsuperficial (O-HAFL y O-HAFS respectivamente). Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre las etapas ( $P < 0.05$ ).

El largo de las hojas se sometió al análisis de varianza ANOVA y un contraste de medias donde se compararon valores medios del largo de la hoja, encontrándose que no hay diferencias estadísticamente significativas entre de las etapas A-HAFL ( $35.20 \pm 2.55$  cm) E-HAFS ( $36.63 \pm 4.12$  cm) y O-HAFS ( $33.09 \pm 3.80$  cm), las etapas O-HAFL ( $38.81 \pm 2.44$  cm) y E-HAFS ( $36.63 \pm 4.12$  cm) resultaron ser estadísticamente iguales, del mismo modo A-HAFS ( $30.85 \pm 4.23$  cm) y O-HAFS ( $33.09 \pm 3.80$  cm) no tienen diferencias estadísticamente significativas (figura 25). Las hojas más largas se encontraron en la etapa de estabilización del humedal de flujo libre, (E-HAFL  $48.18 \pm 4.81$  cm). Dubois, Van den Broeck e Inzé (2018) menciona que cuando existe déficit de etileno, se estimula el crecimiento de las hojas, por lo que el etileno se considera una hormona represora del crecimiento. En condiciones de inundación existe déficit de etileno, lo que podría explicar el mayor crecimiento de las hojas en el flujo libre. Al igual que el largo del tallo de las flores, en el largo de las hojas se observa el mismo comportamiento de un mayor crecimiento en la etapa de estabilización que al final de la operación.

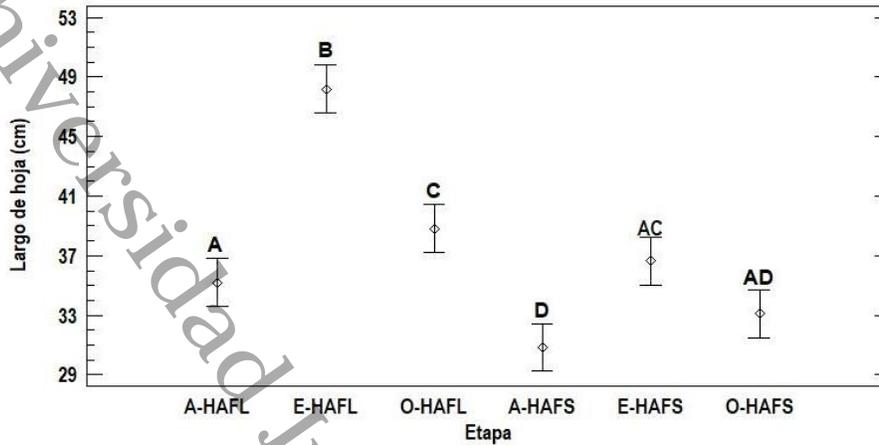


Figura 25 Valores promedios del largo de las hojas (cm) y sus intervalos de confianza para cada etapa evaluada, arranque del humedal de flujo libre y subsuperficial (A-HAFL y A-HAFS respectivamente), estabilización del humedal de flujo libre y subsuperficial (E-HAFL y E-HAFS respectivamente) y operación (final del experimento) de los humedales de flujo libre y subsuperficial (O-HAFL y O-HAFS respectivamente). Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre las etapas ( $P < 0.05$ ).

La prueba de Kruskal-Wallis evalúa el valor  $-P < 0.05$ , por lo que existe una diferencia estadísticamente significativa entre las medianas con un nivel del 95.0% de confianza para el número de hojas. El contraste de medianas W de Mann-Whitney, indicó que algunos pares de etapas analizadas son diferente entre sí. El HA que presentó mayor número de hojas por planta fue el O-HAFS (37 hojas  $Q_1 = 26.85$  y  $Q_3 = 46.01$ ), seguido de O-HAFL con un valor mediano de 27 hojas ( $Q_1 = 22.71$  y  $Q_3 = 36.57$ ) (figura 26).

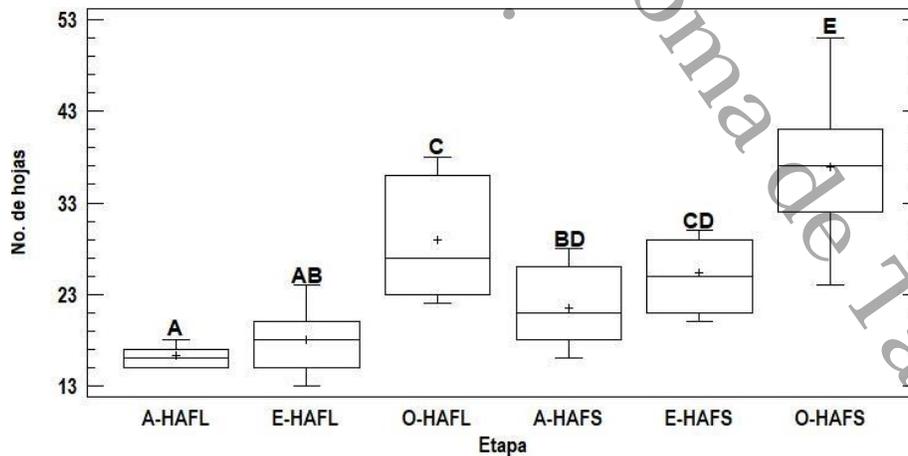


Figura 26 Valores de las medianas para el número de hojas para cada etapa evaluada, arranque del humedal de flujo libre y subsuperficial (A-HAFL y A-HAFS respectivamente), estabilización del humedal de flujo libre y subsuperficial (E-HAFL y E-HAFS respectivamente) y operación (final del experimento) de los humedales de flujo libre y subsuperficial (O-HAFL y O-HAFS respectivamente). Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre las etapas ( $P < 0.05$ ).



**Universidad Juárez Autónoma de Tabasco**  
División Académica De Ciencias Biológicas

---



Vu y Yelenosky (1991), Dreyer 1994, Gravatt y Kirby (1998), informaron que las condiciones inundadas generalmente causan una reducción en cuanto a la cantidad de hojas, aunque estas tiendan a ser más grandes. Yu, Zhao y Li (2015) menciona que las inundaciones generalmente causan reducción en hojas y que esto sea posiblemente dado por un aumento en la concentración de carbohidratos foliares. Lo anterior explicaría que el número de hojas en el flujo libre sea menor a las hojas presentadas en el flujo subsuperficial.



## 8.3 Calidad del agua

### 8.3.1 Estabilización

Al cabo de 8 meses aproximadamente, se realizaron los monitoreos establecidos en la metodología, midiendo las variables que se observan en la tabla 19.

Tabla 19 Valores promedios con su desviación estándar para cada una de las variables analizadas durante la etapa de estabilización (N=50).

Variable	ARC		HAFL-E		HAFS-E		HAFS-sv		HAFL-sv	
	Media	D.E	Media	D.E.	Media	D.E.	Media	D.E.	Media	D.E.
pH (UpH)	7.86	0.24	7.21	0.22	7.07	0.19	7.75	0.27	7.98	0.22
T(°C)	27.74	1.42	26.41	1.20	26.17	1.26	27.04	0.94	26.55	0.89
CE (uS/cm)	1341.1	122.45	734.85	59.45	779.92	75.06	1065.5	51.02	966.63	98.47
SDT (mg/L)	672.76	55.31	376.88	57.27	392.08	35.39	532.76	25.64	483.31	49.23
Color (UC)	1235.3	265.02	228.96	41.56	207.62	58.33	332.04	23.07	741.38	80.98
Turbiedad (UNT)	98.15	24.35	9.66	2.61	6.38	1.34	22.77	1.67	74.05	8.66
SST(mg/L)	267.60	40.92	25.80	4.09	16.60	1.82	64.14	5.34	157.08	22.35
DQO(mg/L)	245	74.47	26.20	5.81	27.60	6.95	49.40	2.97	166.32	10.37

#### 8.3.1.1 Análisis estadístico y eficiencias de remoción

El análisis de varianza para el pH comparó las medias de los tratamientos encontrando  $P < 0.05$  lo que indica que existe una diferencia estadísticamente significativa entre algunos de los tratamientos con un nivel de confianza del 95% (figura 27), el tratamiento que obtuvo el menor valor medio fue el HAFS-E con  $7.07 \pm 0.18$  UpH, el segundo menor fue el HAFL-E con  $7.21 \pm 0.21$  UpH, seguido por el HAFS-sv con  $7.77 \pm 0.18$  UpH, el ARC con  $7.86 \pm 0.24$  UpH y el tratamiento con el valor medio más alto fue el HAFL-sv con  $7.96 \pm 0.16$  UpH.

En cuando a eficiencias de remoción, el HAFS-E obtuvo la mayor eficiencia con 10.09% con respecto al agua residual cruda (ARC), seguido por el HAFL-E con 8.27%.

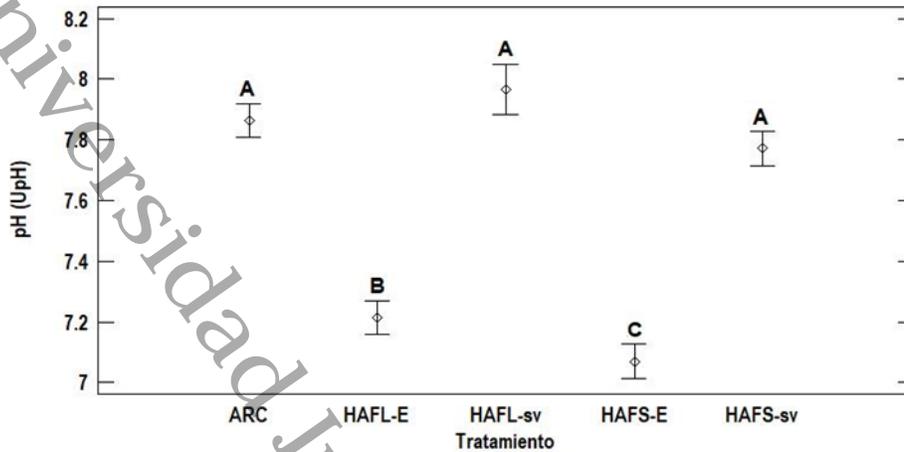


Figura 27 Valores promedio de pH (UpH) y sus intervalos de confianza para cada tratamiento, agua residual cruda (ARC), humedal artificial de flujo libre y de flujo subsuperficial con *E. paniculatus* (HAFL-E y HAFS-E respectivamente) y humedal artificial de flujo libre y de flujo subsuperficial sin vegetación (HAFL-sv y HAFS-sv respectivamente) y Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ( $P < 0.05$ ).

Para la variable temperatura, el análisis de varianza ANOVA demostró que existen diferencias estadísticas entre la media de temperatura para algunos de los tratamientos ( $P < 0.05$ ). Los tratamientos HAFS-E, HAFL-E y el HAFL-sv resultaron ser estadísticamente iguales entre sí, con medias de  $26.16 \pm 1.25$  °C,  $26.40 \pm 1.20$  °C y  $26.55 \pm 0.88$  °C, respectivamente, encontrándose en ese orden de menor a mayor valor medio de temperatura (figura 28). Respecto a las eficiencias, el mejor tratamiento fue el HAFS-E con 5.66% seguido por el HAFL-E y HAFL-sv con 4.80% y 4.48% respectivamente, el HAFS-sv fue el menos eficiente con 2.50%.

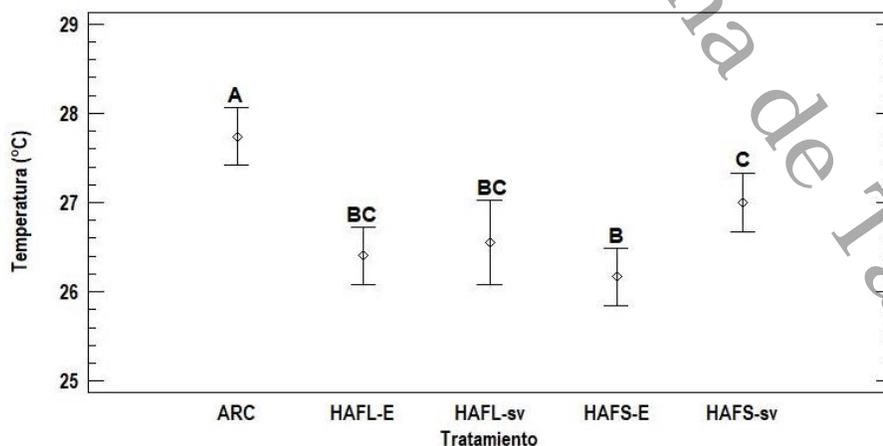


Figura 28 Valores promedio temperatura (°C) y sus intervalos de confianza para cada tratamiento. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ( $P < 0.05$ ).



La C.E. fue sometida a la prueba de Kruskal-Wallis evaluando las medianas de los tratamientos para determinar si existe diferencias entre estos, dado que el valor  $P < 0.05$  existe diferencias significativas entre las mediana con un nivel de confianza del 95% (figura 29). Posteriormente para determinar entre cuales existía diferencias, se sometió a la prueba W de Mann-Whitney (Wilcoxon) para comparar las medianas, encontrando al ARC diferente a todos los tratamientos, los HAFL-E (mediana de 732.5  $\mu\text{S/cm}$ ,  $Q_1=685.87$  y  $Q_3=788.09$   $\mu\text{S/cm}$ ) y HAFS-E (mediana de 770  $\mu\text{S/cm}$ ,  $Q_1=721.61$  y  $Q_3=845.02$   $\mu\text{S/cm}$ ) resultaron ser estadísticamente iguales, posteriormente se encontró que el HAFL-sv (mediana de 1000.88  $\mu\text{S/cm}$ ,  $Q_1=842.60$  y  $Q_3=1082.62$   $\mu\text{S/cm}$ ) y HAFS-sv (mediana de 1060  $\mu\text{S/cm}$ ,  $Q_1=1017.60$  y  $Q_3=1091.79$   $\mu\text{S/cm}$ ) fueron estadísticamente iguales (95% de confianza). Las eficiencias fueron de 45.21% y 41.85% para el HAFL-E y HAFS-E respectivamente, y eficiencias de 27.92% y 20.55% para el HAFL-sv y HAFS-sv.

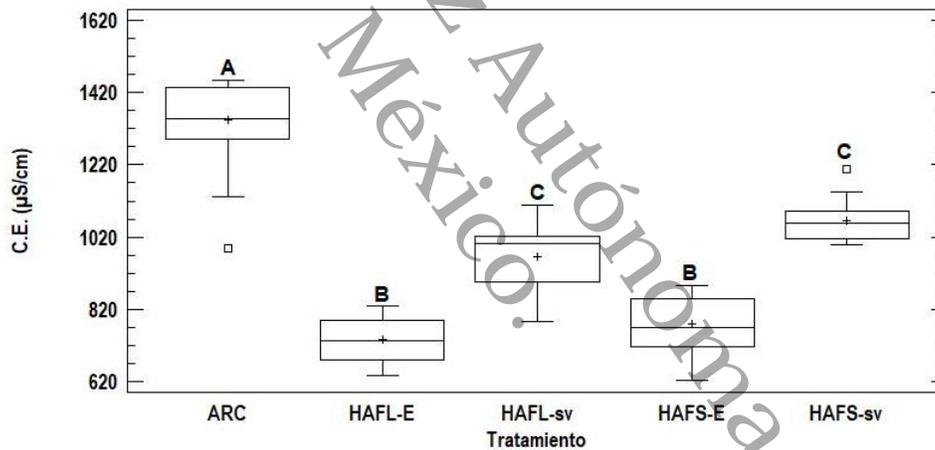


Figura 29 Valores de las medianas de C.E. ( $\mu\text{S/cm}$ ) y sus intervalos de confianza para cada tratamiento. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ( $P < 0.05$ ).

Los SDT tuvieron el mismo comportamiento anteriormente descrito a la C.E. debido a la relación de estos dos parámetros y su método de estimación, para esta variable se encontró que el valor mediano más bajo fue en el HAFL-E con 363.5 mg/L ( $Q_1=341.35$  y  $Q_3=390.38$  mg/L), el segundo valor mediano más bajo fue el de HAFS-E con 385 mg/L ( $Q_1=363.35$  y  $Q_3=422.74$  mg/L), seguidos del HAFL-sv con 500.43 mg/L ( $Q_1=421.30$  y  $Q_3=541.30$  mg/L) y HAFS-sv con 530 mg/L ( $Q_1=509.25$  y  $Q_3=545$  mg/L) (figura 30).



Las eficiencias reportadas son de 43.98% y 41.72% para el HAFL-E y HAFS-E siendo estos los más eficientes, seguidos por el HAFL-sv y HAFS-sv con 28.16% y 20.81% respectivamente.

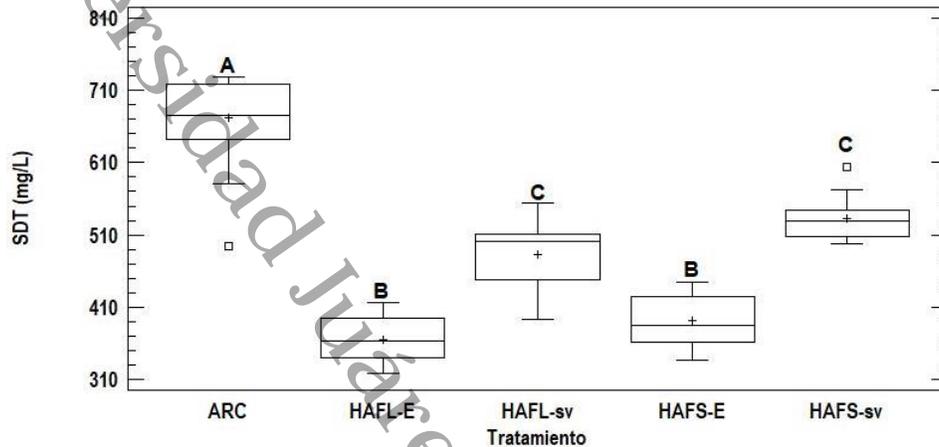


Figura 30 Valores de las medianas de SDT (mg/L) y sus intervalos de confianza para cada tratamiento. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ( $P < 0.05$ ).

El estadístico Kruskal-Wallis determinó que existen diferencias entre las medianas de los tratamientos para el color, por lo que se sometió a la prueba  $W$  de Mann-Whitney para encontrar la diferencias entre cada una de las medianas, donde resultó ser estadísticamente igual el tratamiento HAFS-E y HAFL-E y el resto diferentes, siendo estos los que obtuvieron el valor mediano más bajo con 198 UC ( $Q1=160.26$  y  $236.22$  UC) y 223.50 UC ( $Q1=208$  y  $258.28$  UC) respectivamente (figura 31). En cuanto a las eficiencias en la remoción del color, el mejor tratamiento fue el HAFS-E con 83.19% seguido del HAFL-E (81.46%) y HAFS-sv (73.12%), el tratamiento menos eficiente fue el HAFL-sv con 39.98% de eficiencia en la remoción del color.

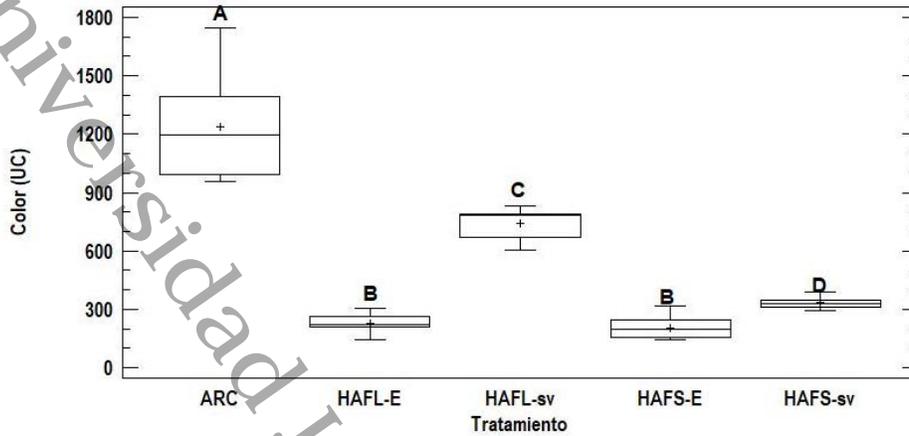


Figura 31 Valores de las medianas de color (UC) y sus intervalos de confianza para cada tratamiento. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ( $P < 0.05$ ).

El análisis de medianas Kruskal-Wallis para la turbiedad determino diferencias representativas ( $P < 0.05$ ) entre las medianas de los tratamientos con 95% de confianza, la prueba W de Mann-Whitney encontró a todas la medianas diferentes entre sí. Mostrando como medianas más bajas los tratamientos HAFS-E (mediana 6.37 UNT,  $Q1 = 5.59$  y  $Q3 = 7.11$  UNT) y HAFL-E (mediana 9.34 UNT,  $Q1 = 7.63$  y  $Q3 = 11.81$  UNT), seguido por el HAFS-sv (mediana 22.7 UNT,  $Q1 = 21.33$  y  $Q3 = 23.98$  UNT), HAFL-sv (mediana 77.12 UNT,  $Q1 = 61.40$  y  $Q3 = 83.57$  UNT) esto es comprobable con las eficiencias de remoción reportadas en la tabla 20.

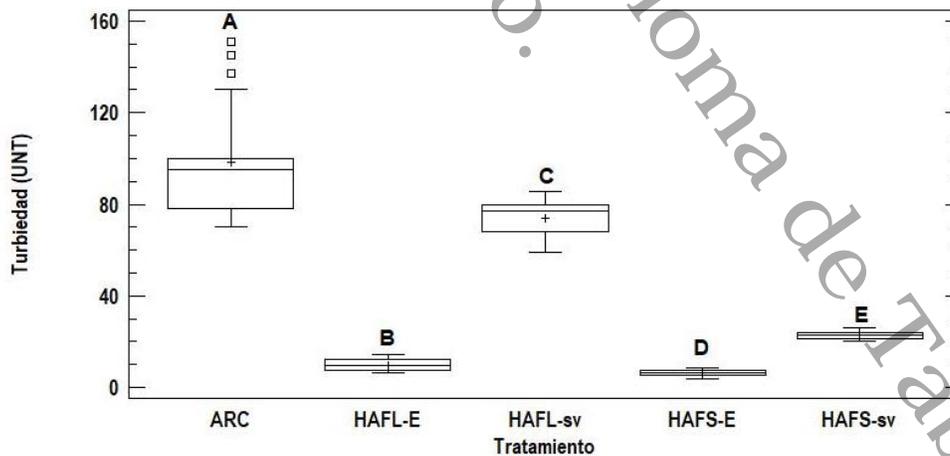


Figura 32 Valores de las medianas de turbiedad (UNT) y sus intervalos de confianza para cada tratamiento. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ( $P < 0.05$ ).

Los SST resultaron ser no paramétricos por lo que se le aplico la prueba de Kruskal-Wallis donde las medianas de cada tratamiento resultaron ser estadísticamente diferentes con un nivel de confianza del 95%, W de Mann-Whitney identifico que cada



mediana es diferente. El tratamiento que obtuvo la mediana más baja fue el HAFS-E con 17 mg/L (Q1=16.23 y Q3=18.6 mg/L), seguido por el HAFL-E con 25 mg/L (Q1=23.71 y Q3=27.90 mg/L), el HAFS-sv con 62.50 mg/L (Q1=60.23 y Q3=69.43 mg/L) y HAFL-sv con 168.7 mg/L (Q1=146.87 y Q3=172.54 mg/L) Figura 33.

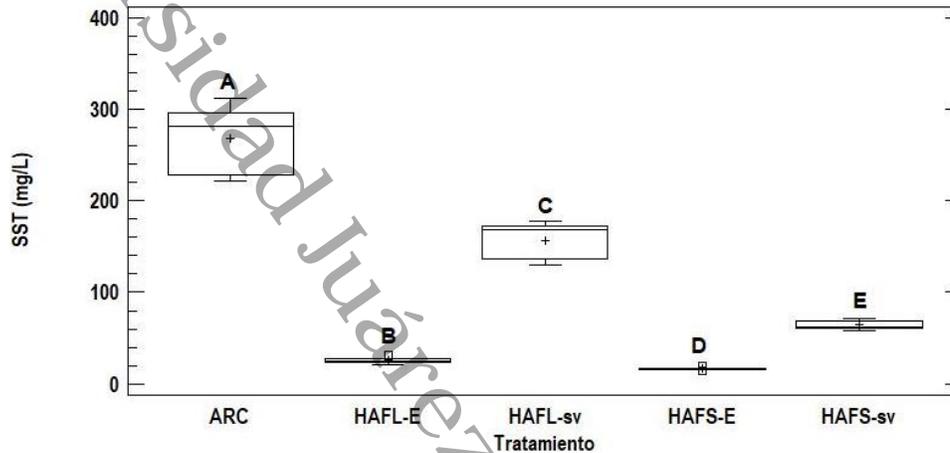


Figura 33 Valores de las medianas de SST (mg/L) y sus intervalos de confianza para cada tratamiento. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ( $P < 0.05$ ).

El análisis estadístico Kruskal-Wallis analiza las medianas para identificar diferencias estadísticas significativas para la DQO. Siendo el valor  $P < 0.05$ , existen diferencias estadísticas significativas con un 95% de confianza. La prueba W de Mann-Whitney encontró que no hay diferencias estadísticas entre las medianas de los dos tratamientos con vegetación ( $P \geq 0.05$ ). La figura 34 muestra que el tratamiento que obtuvo el valor mediano más bajo fue el HAFS-E (mediana de 27 mg/L, Q1=24.30 y Q3=29.54), como segunda menor mediana se encontró al HAFL-E (mediana de 28 mg/L, Q1=25.86 y Q3=30.24), seguido del HAFS-sv (mediana 50 mg/L, Q1=48.30 y Q3=54.21), HAFL-sv (mediana 167.86 mg/L, Q1=148.50 y Q3=183.20).

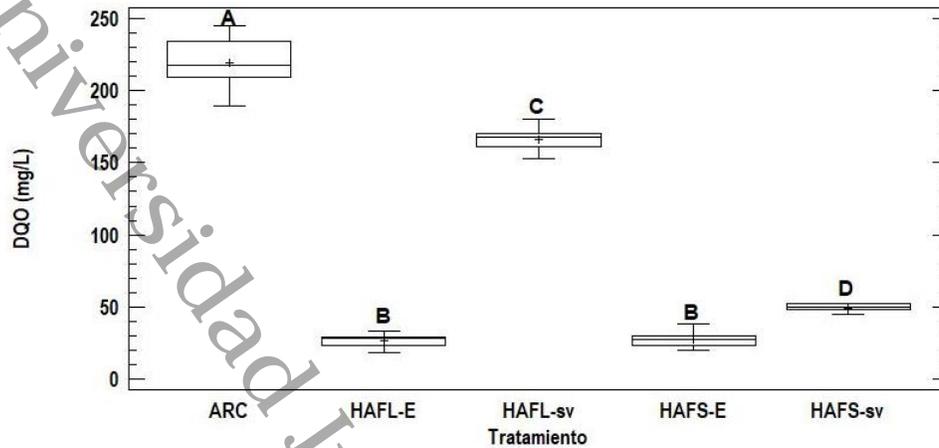


Figura 34 Valores de las medianas de SST (mg/L) y sus intervalos de confianza para cada tratamiento. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ( $P < 0.05$ ).

En la tabla 20 se resumen las eficiencias obtenidas con respecto a las medias de cada uno de los tratamientos para las variables analizadas.

Tabla 20 Eficiencias de remoción para cada tratamiento.

Variable	E.R. HAFL-sv	E.R. HAFL-E	E.R. HAFS-sv	E.R. HAFS-E
	(%)	(%)	(%)	(%)
pH (UpH)	-1.41	8.27	1.48	10.09
T(°C)	4.28	4.80	2.50	5.66
CE (uS/cm)	27.92	45.21	20.55	41.85
SDT (mg/L)	28.16	43.98	20.81	41.72
Color (UC)	39.98	81.46	73.12	83.19
Turbiedad (UNT)	24.56	90.15	76.80	93.50
SST(mg/L)	41.30	90.36	76.03	93.80
DQO(mg/L)	32.11	89.31	79.84	88.73



### 8.3.1.2 Distribución espacial

Para las variables pH, temperatura, C.E., SDT, color y turbiedad se obtuvieron los datos correspondientes a los nueve puntos de muestreos internos de los humedales, estos fueron promediados y analizado en el programa Golden Surfer obteniendo los resultados mostrados a continuación.

Para la variable pH con el modelado se puede observar la disminución en ambos tipos de flujo analizados (libre y subsuperficial), sin embargo en el HAFS-E (figura 36), en el efluente hay una mayor disminución con respecto al afluente. Los HA disminuyeron de la neutralidad con tendencia a la acidez, terminando ambos en 6.93 y 6.98 (UpH) para HAFL-E (figura 35) y HAFS-E.

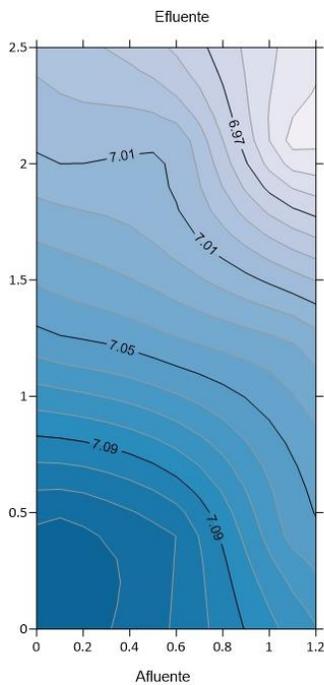


Figura 35 Distribución espacial de pH en el HAFL-E

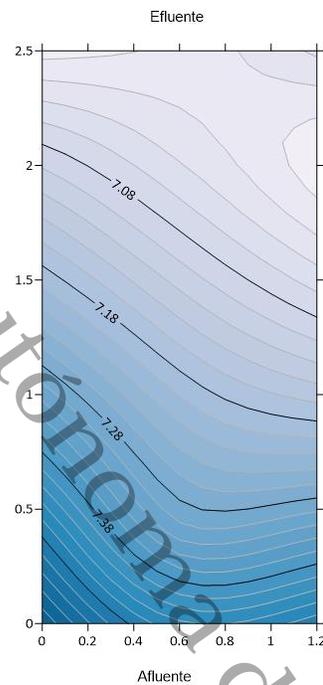


Figura 36 Distribución espacial de pH en el HAFS-E

La distribución de la temperatura a través de los humedales se observa con una mayor disminución y una distribución más uniforme en el flujo subsuperficial (figura 38) pues este tenía medio de soporte que ayudaba en el paso del agua y junto con la vegetación cubría al agua, por lo que la temperatura se mantenía más baja, con respecto al HAFL-E (figura 37) que también disminuía la temperatura pero de manera desigual solo con la influencia de la cubierta vegetal.

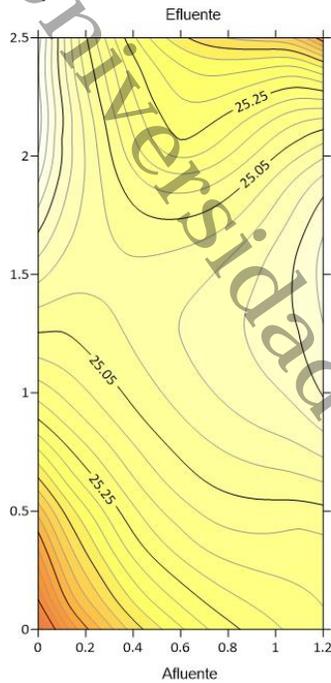


Figura 37 Distribución espacial de la temperatura en el HAFL-E

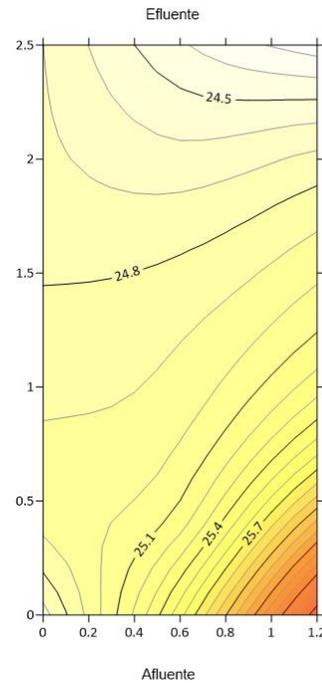


Figura 38 Distribución espacial de la temperatura en el HAFS-E

La C.E. presenta un comportamiento irregular en su paso por el HAFL-E (figura 39) pues el agua podía dispersarse por todo el humedal con la única interferencia de las plantas, esto no impidió que se aprecie la disminución de este parámetro con respecto a la distancia de un 900 a 380  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , esta relación de la distancia es más clara en el HAFS-E (figura 40) donde se puede ver una disminución uniforme de 1350 a 550  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

Resultados similares se pueden observar para los SDT donde las entradas se comportan de forma irregular en cuanto a la concentración en mg/L para ambos reactores, sin embargo para el HAFS-E esta concentración se distribuye uniformemente al avanzar por el humedal disminuyendo de 580 a 280 mg/L (figura 42). El HAFL-E logra disminuir de 410 a 340 mg/L concentrado la menor concentración en el centro de la salida, lo que posiblemente se deba al efecto de succión de la tubería de salida que se encuentra en ese punto (figura 41).

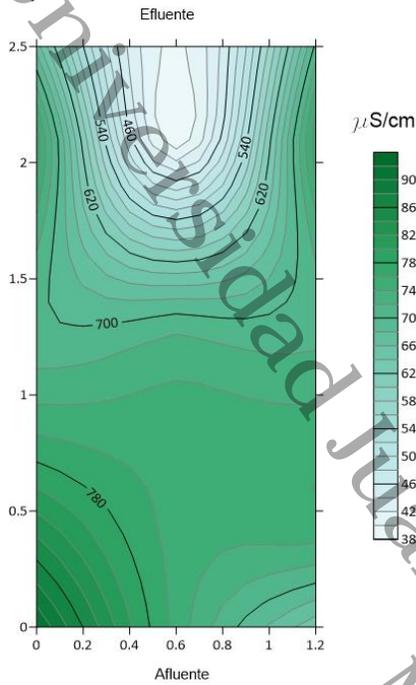


Figura 39 Distribución espacial de C.E. en el HAFL-E

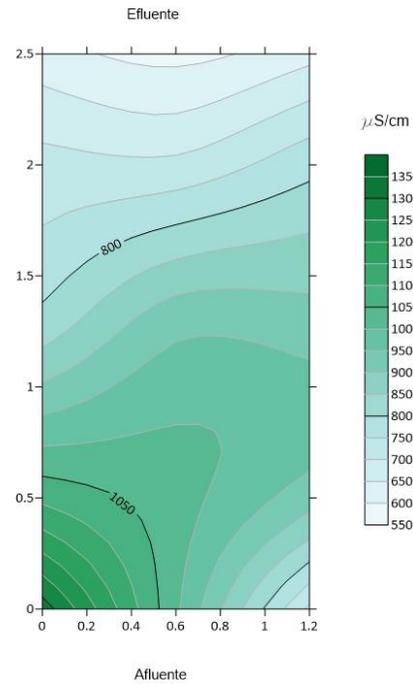


Figura 40 Distribución espacial de C.E. en el HAFS-E

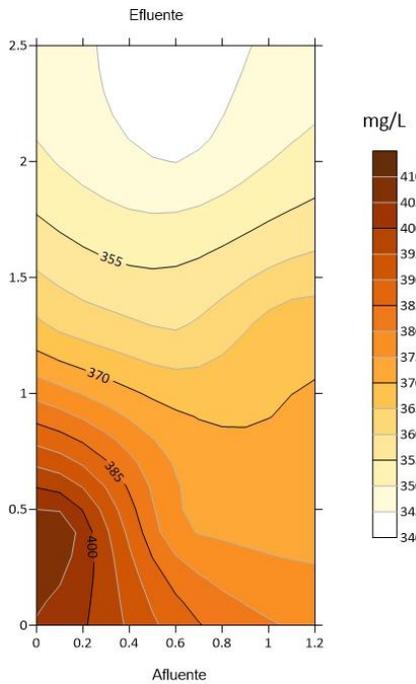


Figura 41 Distribución espacial de los SDT en el HAFL-E

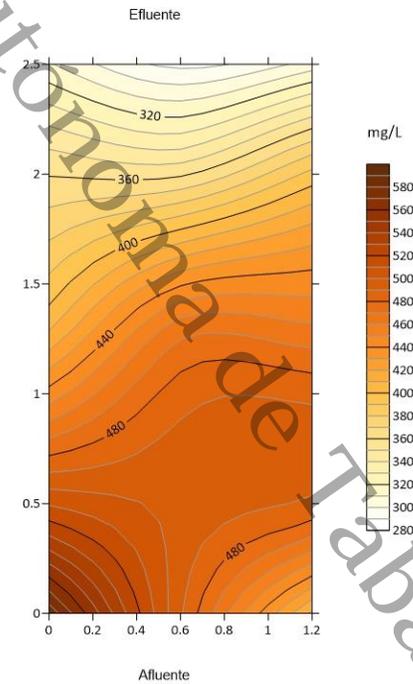


Figura 42 Distribución espacial de los SDT en el HAFS-E



El color logro disminuir más en el HAFS-E, en la figura 44 se observa un comportamiento poco uniforme en la distancia pero mejor que en el HAFL-E pues en el punto medio de los 2 m mantenía la misma concentración que a los 1.5 m, cabe señalar que en este parámetro la disminución lograda es más evidente mediante el modelado pues el subsuperficial a menor distancia logra las concentraciones que el libre logra la salida.

El color aparente en el efluente es de 195 UC y 160 UC para el HAFL-E y HAFS-E respectivamente (figura 43 y 44).

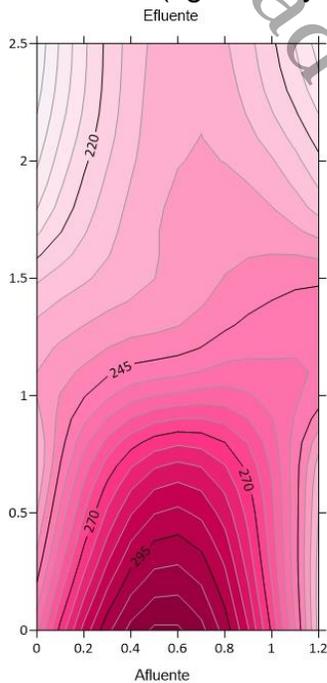


Figura 43 Distribución espacial del color en el HAFL-E

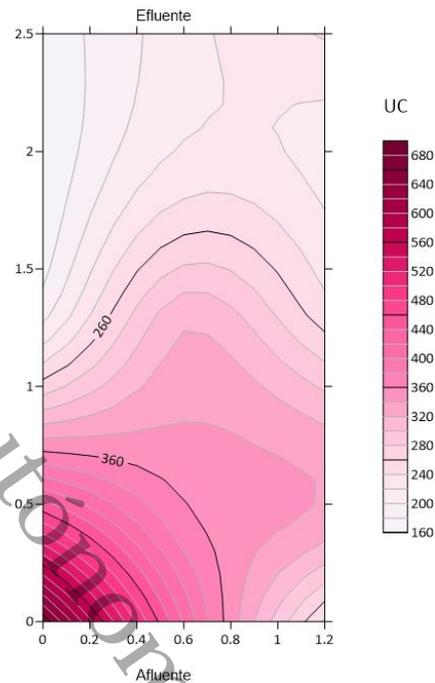


Figura 44 Distribución espacial del color en el HAFS-E

La distribución espacial de la turbiedad muestra una disminución de 24 a 4 UNT para el HAFL-E (figura 45) y de 95 a 5 UNT en el HAFS-E (figura 46) por lo que se puede observar como desde algunos puntos a los 1.5 m ya se había obtenido las 5 UNT para el caso del flujo subsuperficial, mientras que en el flujo libre esto se puede observar solo en las esquinas de la salida (2.5 m)

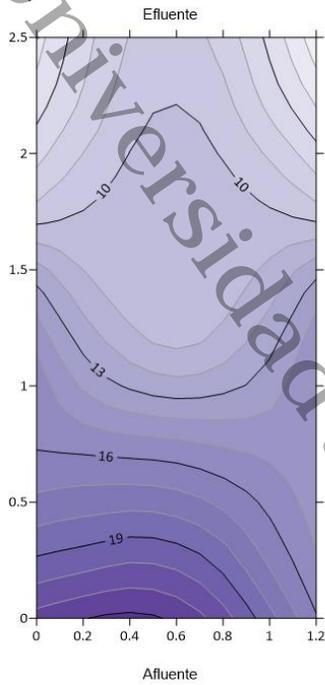


Figura 45 Distribución espacial de la turbiedad en el HAFL-E

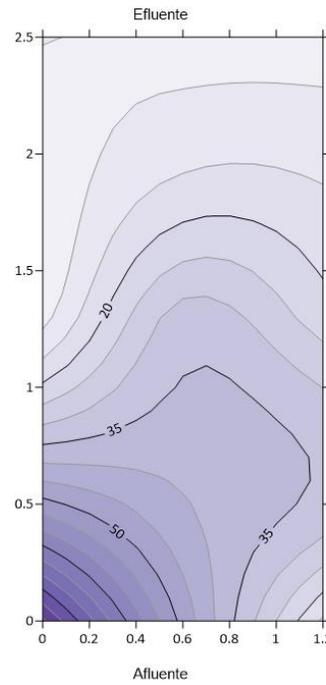


Figura 46 Distribución espacial de la turbiedad en el HAFS-E



### 8.3.1.3 Ajuste matemático

Los resultados obtenidos de los puntos de muestreos internos fueron utilizados para realizar un ajuste matemático para observar gráficamente el comportamiento de la variable a lo largo del reactor.

El pH logro ajustarse mejor a una línea de tendencia potencial en el HAFS-E (figura 48) con una  $R^2=0.9493$ , ya que este fue disminuyendo conforme avanzaba por el humedal, mientras que en el HAFL-E, el pH disminuye de manera significativa de la entrada a los 0.5 m y posteriormente de una forma poco representativa en comparación a la de 0-0.5 m, por esto, el ajuste en este humedal (HAFL-E) fue de  $R^2=0.8555$  (figura 47).

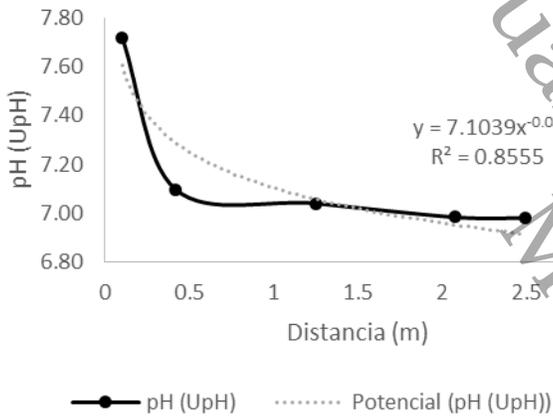


Figura 47 Ajuste de modelo matemático para la variable pH en el HAFL-E

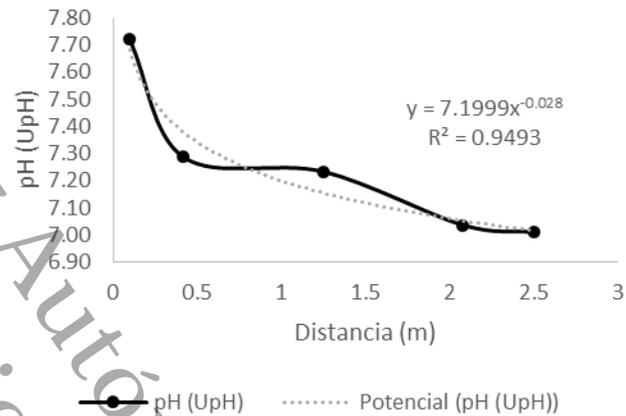


Figura 48 Ajuste de modelo matemático para la variable pH en el HAFS-E

La temperatura se ajustó a un tendencia polinómica, el mejor ajuste ( $R^2=0.9926$ ) lo tuvo el HAFS-E que el decremento se mantuvo uniforme (figura 50), exceptuando la salida, que la temperatura subió  $0.05^{\circ}\text{C}$  esto se podría atribuir al efecto de la tubería, el agua se encuentra en el tubo de PVC de salida, este se encuentra fuera del agua y del HA, por lo que el sol puede calentarlo directamente. Para el caso del HAFL-E el ajuste fue de  $R^2=0.9209$ , el agua disminuyó hasta los 1.2 m, después se presentó un aumento a los 2 m y se mantuvo a la salida (figura 49).

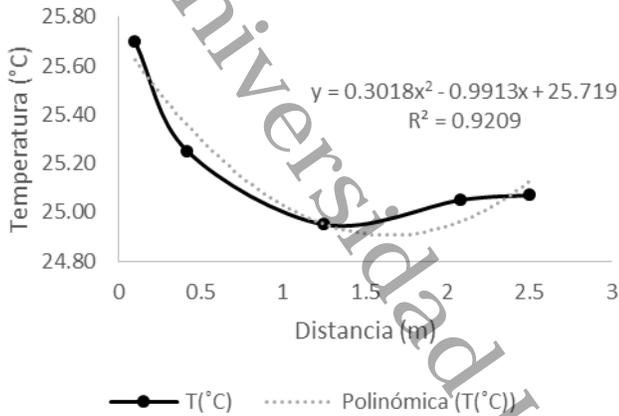


Figura 49 Ajuste de modelo matemático para la variable temperatura en el HAFL-E

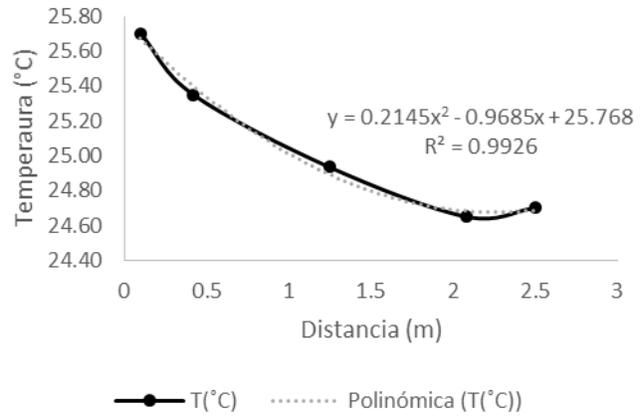


Figura 50 Ajuste de modelo matemático para la variable temperatura en el HAFS-E

En el HAFL-E la conductividad eléctrica bajo de 1320 a 744  $\mu\text{S}/\text{cm}$  los siguientes puntos se mantuvieron muy cercanos a este último (figura 51), por lo que el ajuste fue a una tendencia potencial con  $R^2=0.8389$ , mientras que en HAFS-E se ajustó a una tendencia logarítmica con  $R^2=0.9741$ , dado que este presentó una disminución progresiva como se puede observar en la figura 452.

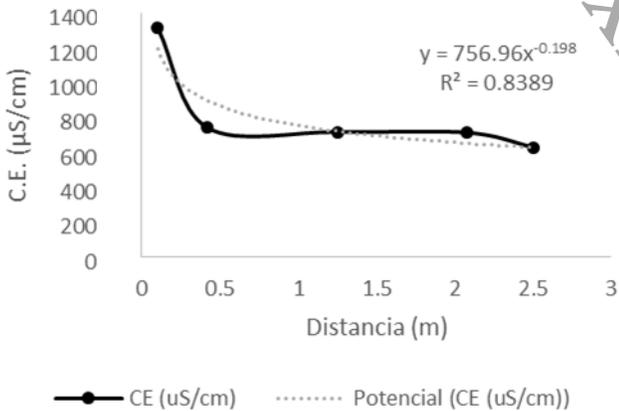


Figura 51 Ajuste de modelo matemático para la variable C.E. en el HAFL-E

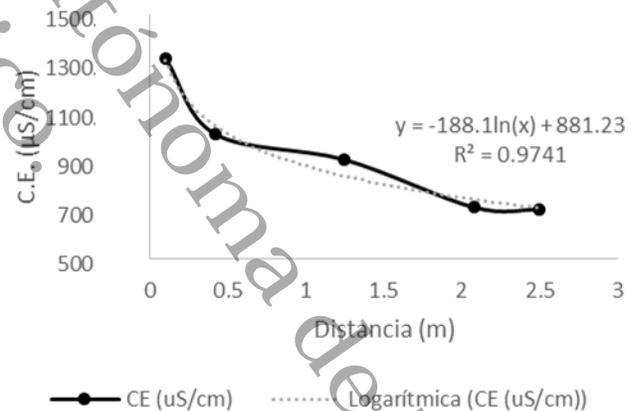
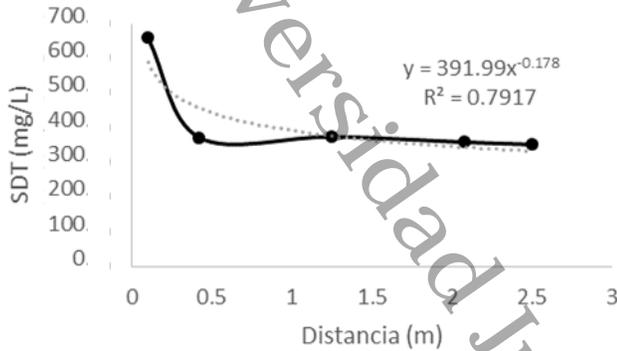


Figura 52 Ajuste de modelo matemático para la variable C.E. en el HAFS-E

Para el caso de los SDT el comportamiento fue similar al presentado en la C.E. del agua de entrada a los 0.5 m el HAFL-E (figura 53) disminuyó de 661 a 372 mg/L y

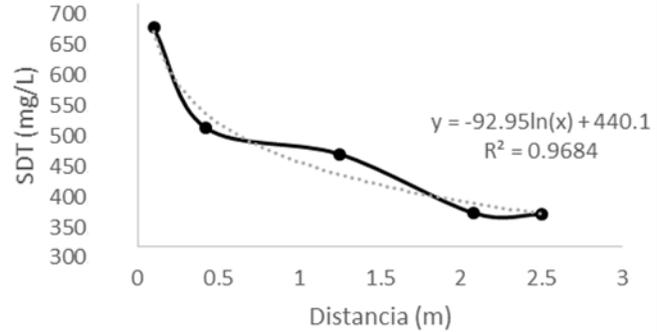


posteriormente se mantuvo sin mucha variación, su ajuste fue potencial ( $R^2=0.7917$ ), y logarítmico para el HAFS-E (figura 54) con  $R^2=0.9684$ .



—●— SDT (mg/L)    ..... Potencial (SDT (mg/L))

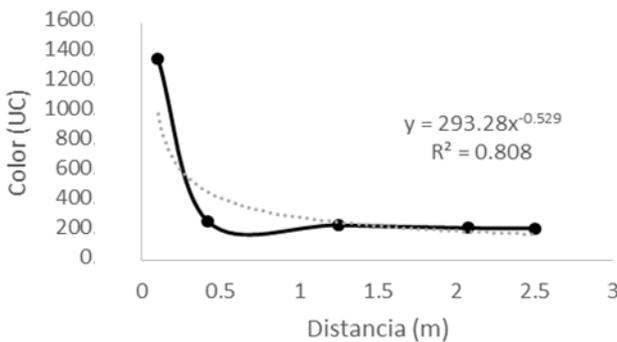
Figura 53 Ajuste de modelo matemático para la variable SDT en el HAFL-E



—●— SDT (mg/L)    ..... Logarítmica (SDT (mg/L))

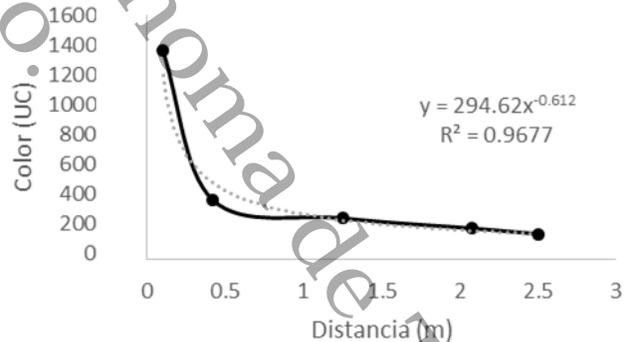
Figura 54 Ajuste de modelo matemático para la variable SDT en el HAFS-E

El color en ambos humedales de ajuste a una tendencia potencial con  $R^2=0.808$  y  $R^2=0.9677$  para el HAFL-E y HAFS-E, en las figuras 55 y 56 respectivamente se puede observar como la mayor remoción del color se logra en los primeros 0.5 m con diferencia que en el flujo subsuperficial el color sigue disminuyendo, mientras que el libre se mantiene lineal sin cambio significativo.



—●— Color (UC)    ..... Potencial (Color (UC))

Figura 55 Ajuste de modelo matemático para la variable color en el HAFL-E



—●— Color (UC)    ..... Potencial (Color (UC))

Figura 56 Ajuste de modelo matemático para la variable color en el HAFS-E

El ajuste de la turbiedad fue con tendencia potencial para el flujo libre pues disminuyó significativamente del agua de entrada al agua de los 0.5 m (de 99 a 17 UNT) y a las siguientes distancias la disminución fue menos marcada hasta alcanzar una turbiedad



de 7.64 (figura 57), para el HAFS-E, el ajuste fue logarítmico con  $R^2=0.9754$ , en este, al igual que en el HAFL-E la mayor remoción se obtuvo entre la entrada y los 0.5 m, sin embargo para este HA se mantuvo una disminución casi lineal desde los 0.5 m (43.25 UNT) a la salida donde la turbiedad fue de 4.21 UNT (figura 58).

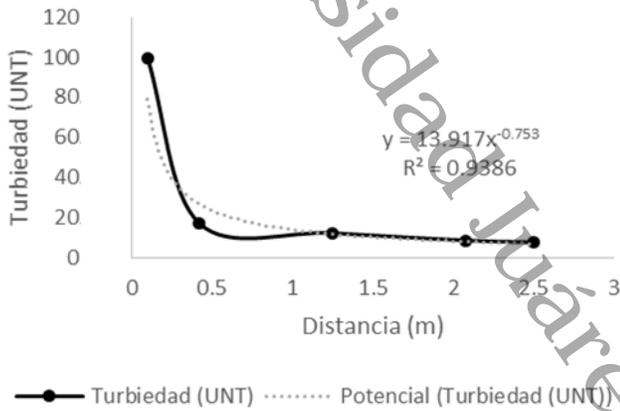


Figura 57 Ajuste de modelo matemático para la variable turbiedad en el HAFL-E

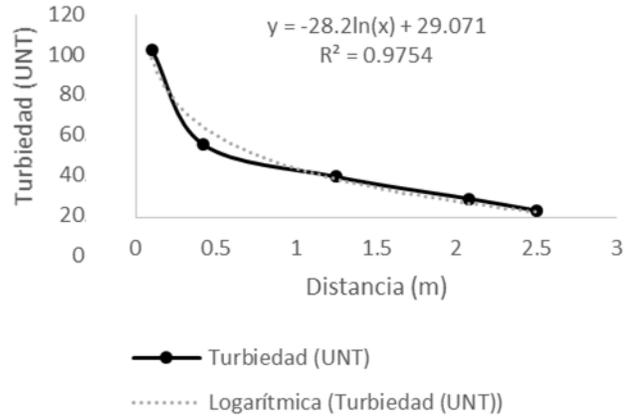


Figura 58 Ajuste de modelo matemático para la variable turbiedad en el HAFS-E



#### 8.3.1.4 Cinética de degradación

Con los resultados de DQO promedios obtenidos para cada reactor se realizó la ecuación 25 descrita en la metodología para obtener la constante cinética de reacción, en esta ecuación se sustituyó, la DQO del afluente, efluente y el TRH calculado con base a las características del medio de soporte y el caudal de operación, teniendo como resultado una  $k$  de  $0.35 \text{ días}^{-1}$  para el HAFL-E y  $0.57 \text{ días}^{-1}$  para el HAFS-E.

Retomando la ecuación el cálculo de la cinética, se despejó la DQO del efluente para cada reactor, sustituyendo la  $k$  encontrada, y el TRH, posteriormente se obtuvo los valores presentados en la tabla 21 y se graficaron los datos en la como se muestra en la figura 59.

Tabla 21 Comportamiento cinético de cada tipo de humedal

Tiempo (días)	HAFL-E	HAFS-E
0	245	245
1	172.65	138.55
2	121.66	78.36
3	85.73	44.31
4	60.42	25.06
5	42.57	14.17
6	30.00	8.01
7	21.14	4.53
$k=$	$0.35 \text{ días}^{-1}$	$0.57 \text{ días}^{-1}$

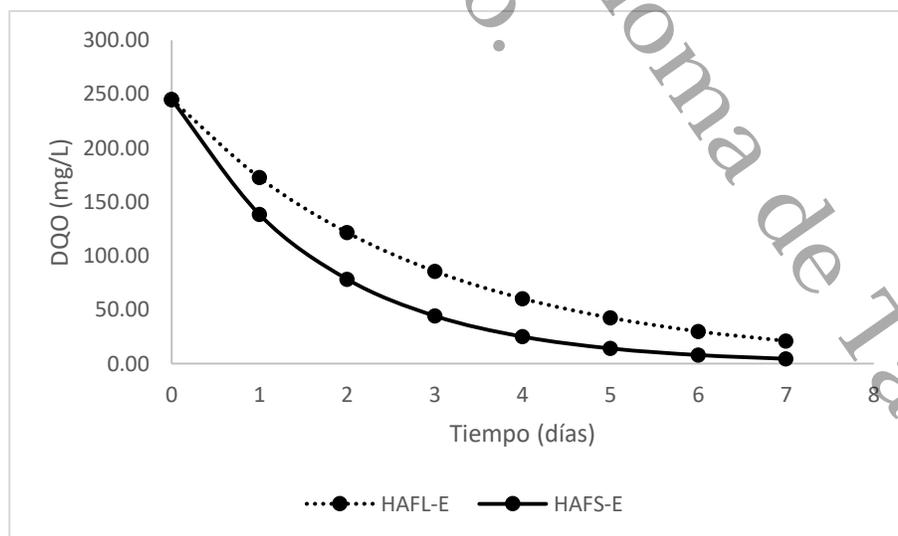


Figura 59 Predicción del comportamiento cinético para cada reactor



### 8.3.2 Operación

Posterior a los 14 meses que el sistema estuvo operando se realizó el monitoreo de los parámetros de control establecidos, obteniendo los datos mostrados en la tabla 22 donde se describen los resultados del influente (ARC) y de las salidas de los 4 tratamientos.

Tabla 22 Valores promedios y desviaciones estándar obtenidas al final de la operación del sistema de humedales.

Variable	ARC		HAFL-E		HAFS-E		HAFS-sv		HAFL-sv	
	Promedio	D.E	Promedio	D.E	Promedio	D.E	Promedio	D.E	Promedio	D.E
pH (UpH)	8.46	0.16	7.44	0.26	7.50	0.17	7.71	0.09	9.05	0.14
T(°C)	26.07	1.75	24.34	1.57	24.30	1.52	24.93	0.46	26.27	0.25
CE (uS/cm)	2039	68.71	899	68.55	880	34.32	1878.7	19.26	1336.5	21.74
SDT (mg/L)	1024	30.62	450.2	34.22	440.4	16.98	939.3	9.66	668.2	10.85
Color (UC)	1366.7	341.67	364.6	109.01	147.52	71.97	391.8	12.24	1869.2	13.05
Turbiedad (UNT)	108.11	36.45	26.97	12.60	14.08	6.85	29.12	1.46	121.3	7.65
SST(mg/L)	299.05	39.88	12.7	8.34	7.5	3.07	66.44	3.58	280.54	8.60
DQO(mg/L)	320	54.80	9.4	8.50	3.2	2.77	57.8	2.77	258.4	10.27

#### 8.3.2.1 Análisis estadístico y eficiencias de remoción

El análisis de varianza ANOVA para la variable pH evaluó las medias de cada tratamiento donde se encontró que existen diferencias estadísticamente significativas, el contraste de medias indicó que entre las medias de HAFL-E y HAFS-E no existen diferencias estadísticamente significativas mientras que los otros tratamientos si son diferentes con un nivel del 95% de confianza (figura 60). Podemos observar que el tratamiento que logra reducciones en el pH a valores dentro de la neutralidad fue el HAFL-E con un promedio de  $7.44 \pm 0.25$  UpH seguido del HAFS-E con  $7.50 \pm 0.17$  UpH, se puede observar un aumento en el tratamiento control de flujo libre (HAFL-sv) esto puede deberse a la presencia de algas que se produjo en este tratamiento ya que no tenía plantas funciono como una laguna donde estas algas durante la fotosíntesis suelen producir grandes cantidades de oxígeno que ayudan a airear el agua y utilizan carbonatos y bicarbonatos como fuente de carbono celular, esto produce el aumento del pH (Marín Galvín, 2019). Herrera Cárdenas, (2016) evaluó mesocosmos de humedales donde uno de ellos tenía un TRH similar al manejo en esta investigación con el flujo subsuperficial, ellos lograron reducir el pH en un 2.8% con respecto a la entrada de sus humedales con *Cyperus sp*, mientras que la reducción en estos tratamiento se encontró entre 11.3% y 12% para el HAFS-E y HAFL-E respectivamente, siendo estos más eficientes en la reducción utilizando la *E. paniculatus*.

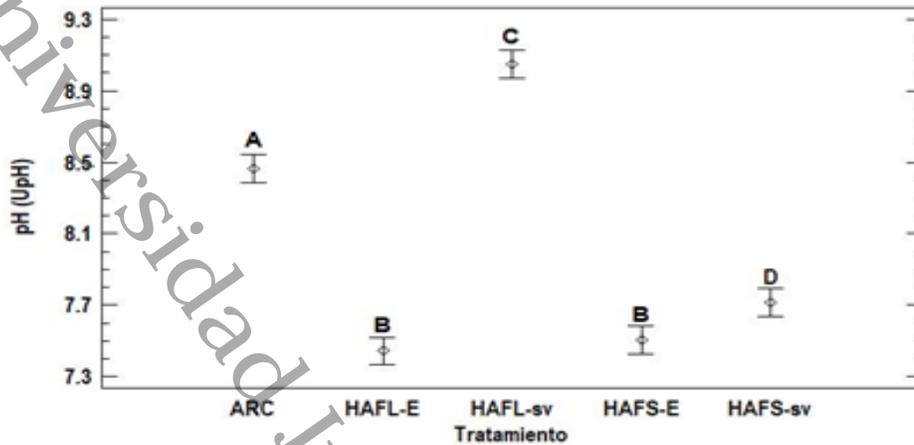


Figura 60 Valores promedio de pH (UpH) y sus intervalos de confianza para cada tratamiento al final del experimento. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ( $P < 0.05$ ).

La variable temperatura mediante el análisis de Kruskal-Wallis muestra que existen diferencias estadísticamente significativas ( $P < 0.05$ ) entre las medianas de algunos de los tratamientos, así mismo el contraste de medianas W de Mann-Whitney indicó que todos de los tratamientos analizados por pares son estadísticamente iguales excepto HAFL-E pero por otra parte este es estadísticamente igual a HAFS-E y HAFS-sv. El tratamiento que obtuvo la menor mediana fue el HAFL-E con  $24.25^{\circ}\text{C}$  (figura 61). Luna-Pabello & Aburto-Castañeda (2014) implementaron un sistema de HA de ambos tipos de flujo manejados en esta investigación, para esta variable en el HAFL ellos presentaron una eficiencia negativa, la temperatura del agua aumentó pues su sistema se encontraba abierto en medio de un tipo laguna por lo que el agua estaba expuesta al sol, por otro lado el sistema subsuperficial el porcentaje de reducción fue de 20.07% comparado con el 6.63% y 6.78% de esta investigación con HAFL y HAFS respectivamente. Esto puede deberse a que las condiciones y fechas de muestreo además de que ellos tenían una abundante cantidad de especies (*Phragmites australis*, *Equisetum hyemale* y *Cyperus papyrus*).

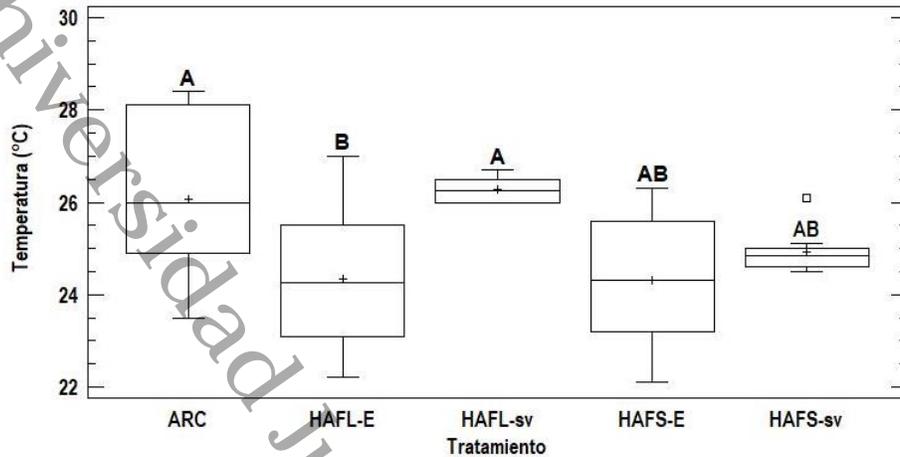


Figura 61 Valores de la mediana para la temperatura (°C) y sus intervalos de confianza para cada tratamiento al final del experimento. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ( $P < 0.05$ ).

El análisis Kruskal-Wallis de la variable CE demostró que existen diferencias estadísticamente significativas entre algunos tratamiento ( $P < 0.05$ ). El contraste de medianas donde se analizaron los tratamientos por pares, señalo que el tratamiento HAFL-E y HAFS-E son iguales con un nivel de confianza del 95%. El tratamiento que obtuvo mayor reducción en su mediana fue el HAFS-E con mediana de  $870 \mu\text{S/cm}$  ( $Q1=843.24$  y  $Q3=940.26 \mu\text{S/cm}$ ), seguido por el tratamiento HAFL-E con mediana de  $885 \mu\text{S/cm}$  ( $Q1=809.73$  y  $Q3=986.75 \mu\text{S/cm}$ ), HAFL-sv con mediana de  $1332.50$  ( $Q1=1311.62$  y  $Q3=1373.51 \mu\text{S/cm}$ ), y el HAFS-sv con mediana de  $1886.50$  ( $Q1=1846.16$  y  $Q3=1898.38 \mu\text{S/cm}$ ), siendo este el tratamiento de menor reducción con respecto a ARC (mediana de  $2060 \mu\text{S/cm}$   $Q1=1943.24$  y  $Q3=2127.02 \mu\text{S/cm}$ ). Los dos tratamiento con mayor reducción presentan eficiencias de un 55.90% de reducción en este parámetro para el HAFL-E y 56.84% el HAFS-E, el tratamiento que presento la menor eficiencia fue el HAFS-sv con 7.86% (figura 62). Herrera Cárdenas, (2016) con un TRH de 3 días y usando *Cyperus spp* presento aumento de este parámetro con respecto a sus valores de entrada, en un 1.1% argumentan que debido a las fluctuaciones de temperatura durante el periodo de evaluación se puede retardar la sedimentación de las sales e incrementar la solubilidad por lo que se incrementa la concentración en el efluente. Papaevangelou, Gikas y Tsihrintzis (2016) con sus sistema escala piloto que trataba el agua de la universidad encontraron eficiencias de 5.86% y 0% con *Typha latifolia* y *Phragmites australis* respectivamente, usando un TRH de 6 días, sus calores oscilaban con respecto a la temperatura lo que probablemente atribuyeron a la liberación de iones por el sistema radicular de la



vegetación y la interacción de la materia orgánica y la biopelícula del sistema de raíces y medio de soporte.

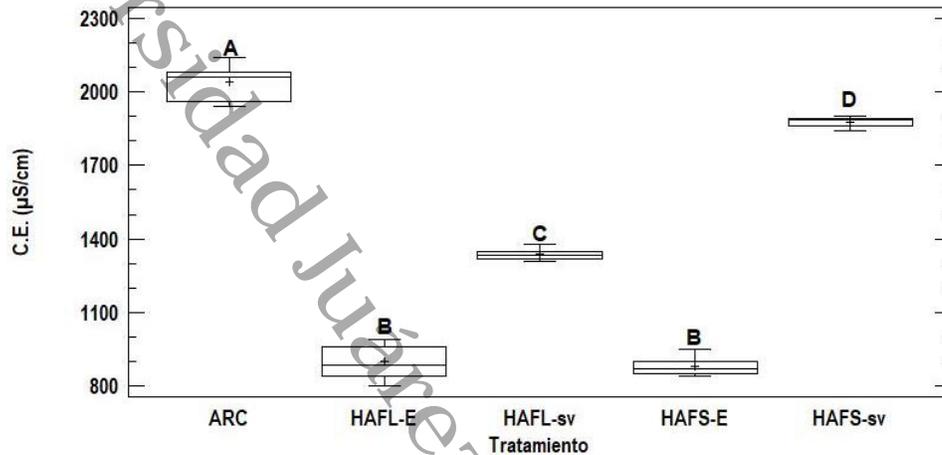


Figura 62 Valores de la mediana para la CE ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) y sus intervalos de confianza para cada tratamiento al final del experimento. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ( $P < 0.05$ ).

Los SDT se encuentran relacionados con la CE por lo que de manera similar se obtuvo por medio de la prueba Kruskal-Wallis que existen diferencias estadísticamente significativas entre las medianas de la variable SDT para cada tratamiento, para analizar la diferencia por pares de cada mediana se realizó el contraste de medianas W de Mann-Whitney, donde se mostraron iguales los tratamiento HAFL-E y HAFS-E ( $P < 0.05$ ). El tratamiento que alcanzó a reducir más la concentración de SDT fue el HAFS-E con mediana de 436 mg/L ( $Q_1=421.62$  y  $Q_3=470.13$  mg/L), seguido por el tratamiento HAFL-E con mediana de 443.50 mg/L ( $Q_1=405.191$  y  $Q_3=493.37$  mg/L), HAFL-sv con mediana de 666 mg/L ( $Q_1=655.97$  y  $Q_3=686.75$  mg/L), y el HAFS-sv con mediana de 943.5 mg/L ( $Q_1=922.92$  y  $Q_3=949.02$  mg/L), el ARC obtuvo la mediana más alta (mediana de 1030 mg/L  $Q_1=973.24$  y  $Q_3=1063.51$  mg/L). Se observa por lo tanto que los mejores tratamientos fueron los que tenían plantas sembradas en su interior (figura 63). Esto debido a que las plantas ayudan a filtrar los sólidos disueltos del efluente cuando fluye el agua a través del humedal, además que las plantas poseen diversos mecanismos fisiológicos que incluyen el secuestro de los SDT (Valipour & Ahn, 2016). Esto ayudó a lograr eficiencias de 56% para el HAFL-E y 57% para el HAFS-E, trabajos similares como el de Ajibabe & Adewumi, (2017) con unidades prototipo logro eficiencias de 66%, 32% y 0.32% utilizando *Commelina cyanea*, Jacinto de agua y *Phragmites australis* con TRH de 6 días, siendo su mejor tratamiento cercano a las eficiencias aquí presentadas. Comportamiento similares fueron



reportado Sehar, Sumera, Naeem, Perveen, Ali y Ahmed, (2015) eficiencia de ~40% con *T. portulacastrum* y TRH de 4 días.

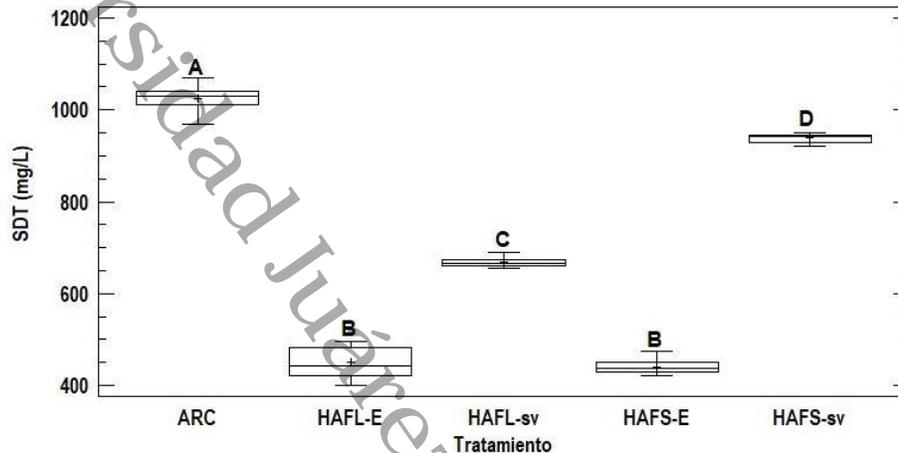


Figura 63 Valores de la mediana para los SDT (mg/L) y sus intervalos de confianza para cada tratamiento al final del experimento. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ( $P < 0.05$ ).

Se analizó mediante Kruskal-Wallis la variable color donde se determinó que existen diferencias estadísticamente significativas entre las medianas de los tratamientos analizados, para evaluar entre que tratamiento existían diferencias, se sometió a un contraste de medianas donde se pudo determinar que el tratamiento HAFL-E y HAFS-sv son estadísticamente iguales con medianas de 369.50 UC ( $Q_1=174.04$  UC y  $Q_3=502.18$  UC) y mediana de 388.50 ( $Q_1=378.64$  UC y  $Q_3=413.378$  UC) respectivamente, sin embargo el tratamiento que obtuvo la menor mediana fue el HAFS-E con 158 UC ( $Q_1=34.17$  UC y  $Q_3=232.29$  UC), seguida por los dos tratamientos antes mencionados (HAFL-E y HAFS-sv) y el HAFL-sv con la mediana más alta de 1870 UC ( $Q_1=1850$  UC y  $Q_3=1885.4$  UC). El mejor tratamiento para la remoción de color fue el HAFS-E con eficiencias de remoción (ER) de 89.20%, seguido del HAFL-E con ER de 73.32%, las plantas presentes en el mejor tratamiento en conjunto como el medio de soporte logra reducir la materia orgánica disuelta y los iones metálicos causantes del color. El tratamiento con eficiencia negativa logro aumentar el color con respecto al agua tratada fue el HAFL-sv, esto debido a que este tipo aguas superficiales sin plantas, en condiciones anóxicas y el enriquecimiento constante de nutrientes por parte del agua residual produce floraciones de algas que causan el color verde (Carpenter, 2005). Las ER encontradas en esta investigación corresponden con las encontradas por Marín, Solís, López, Bautista, y Romellón (2016) de 81.5% con mismas condiciones de los sistemas experimentales utilizando Tule. Solís, López,



Bautista, Hernández y Romellón (2016) reporto eficiencia de 84.10% utilizando *Paspalum paniculatum*, por lo que se pueden obtener mejores eficiencias con *E. paniculatus*.

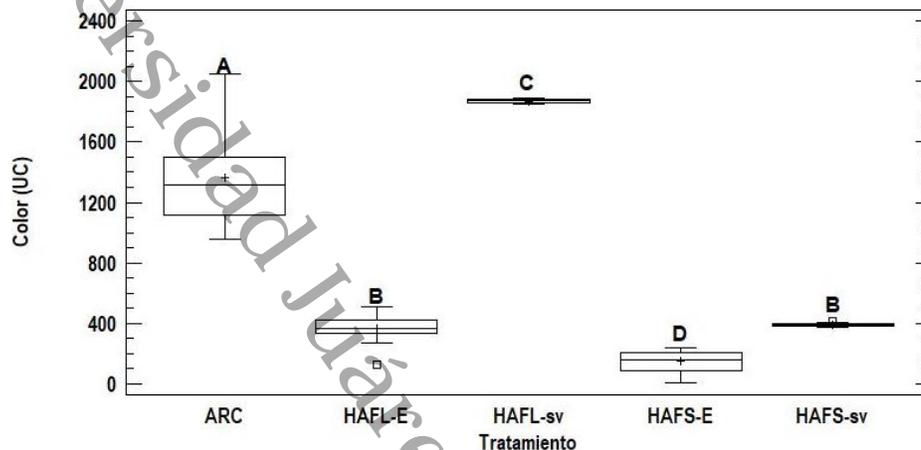


Figura 64 Valores de la mediana para el color (UC) y sus intervalos de confianza para cada tratamiento al final del experimento. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ( $P < 0.05$ ).

Para la turbiedad se realizó el análisis de Kruskal-Wallis y el contraste de medianas W de Mann-Whitney, donde se encontró que existe diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos analizados por pares, con excepción del HAFL-E y el HAFS-sv los cuales resultan ser estadísticamente iguales con un 95% de confianza (figura 65). El tratamiento cuya mediana resulto ser la más baja fue la del HAFS-E con 12.25 UNT (Q1=6.32 UNT y Q3=25.30 UNT), la segunda menor mediana fue la del HAFL-E con 22.20 UNT (Q1=12.84 UNT y Q3=48.63 UNT), seguido del HAFS-sv con 28.75 UNT (Q1=27.62 UNT y Q3=31.67 UNT), el tratamiento con la mediana más alta fue el HAFL-sv con 123 UNT (Q1=109.27 UNT y Q3=130.35 UNT). La presencia de algas elevaron los valores de color turbiedad en el tratamiento HAFL-sv (ER de -12.20) siendo este el tratamiento menos eficiente, posterior a este tratamiento fue el HAFS-sv con 73%, seguido del HAFL-E con 75.05% y como mejor tratamiento fue el HAFS-E que presento eficiencias de 86.97%. Valores de 92% de eficiencia fueron reportados por Collivignarelli, *et al*, (2020) con unidades piloto usando en conjunto el *Cyperus papyrus* y *Carex oshimensis*. Por su parte Ajibade & Adewumi, (2017) reporto eficiencias de 76%, 77% y 85% utilizando Jacinto de aguas, *Phragmites australis* y *Commelina cyanea*.

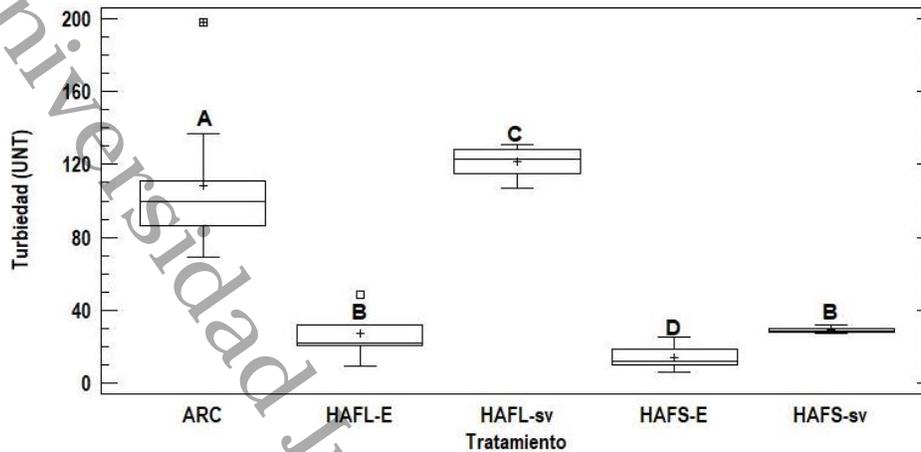


Figura 65 Valores de la mediana para la turbidez (UNT) y sus intervalos de confianza para cada tratamiento al final del experimento. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ( $P < 0.05$ ).

Para esta variable se llevó a cabo un análisis de varianza ANOVA el cual indico que existen diferencias estadísticamente significativas ( $P < 0.05$ ), el contraste de medias identifico que el ARC (media de  $299.05 \pm 39.88$  mg/L) es igual a el HAFL-sv (media de  $280.54 \pm 8.60$  mg/L) así como el HAFL-E (media de  $12.70 \pm 8.33$  mg/L) es estadísticamente igual al HAFS-E (media de  $7.50 \pm 3.07$  mg/L) con un nivel de confianza del 95%, se puede observar en la figura 66 donde este último es el tratamiento con el valor medio más bajo. En cuanto a la eficiencia, el HAFS-E obtuvo la mejor ER con 97.49%, seguido del HAFL-E con 95.75%, por lo que ambos tratamientos cumplen de manera satisfactoria con los límites máximos permisibles para SST de la NOM-001-SEMARNAT-1996 la cual, establece 40 mg/L para aguas residuales tratadas para la protección de la vida acuática. En iguales condiciones de operación trabajo Marín *et al*, (2016) su mejor tratamiento fue con la especie *Pontederia cordata* donde obtuve eficiencias similares a las de este trabajo con 94.09%. Por otro lado Toscano, Marzo, Milani, Cirelli y Barbagallo (2015) con unidades piloto con su mejor tratamiento usando *Arundo donax* obtuvo ER de 89% por lo es considerablemente mejor el uso de *E. paniculatus* para este parametro.

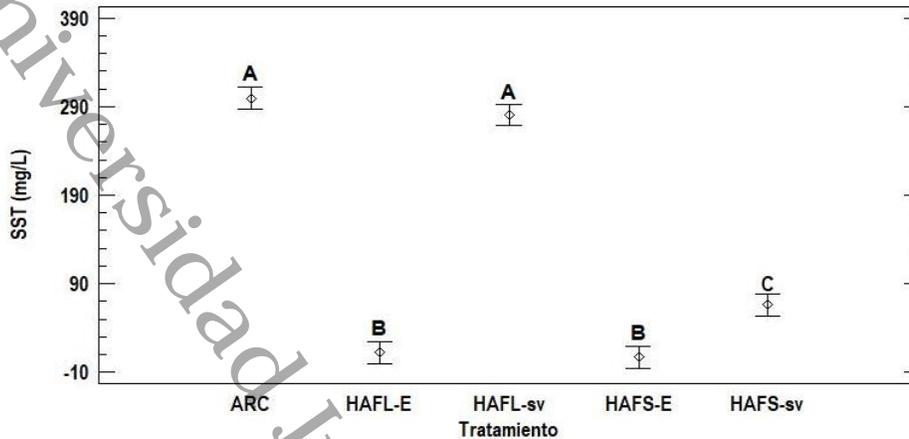


Figura 66 Valores promedio para los SST (mg/L) y sus intervalos de confianza para cada tratamiento al final del experimento. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ( $P < 0.05$ ).

El análisis de varianza Kruskal-Wallis para el contraste de medianas indicó que existen diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos para la variable DQO, para diferenciar entre que tratamientos se encontraban esas diferencias se sometió al contraste de medianas  $W$  de Mann-Whitney, donde el análisis por pares distinguió que el ARC (mediana de 305 mg/L,  $Q1=295.34$  y  $Q3=364.50$  mg/L) es igual a HAFL-sv (mediana de 260.80 mg/L,  $Q1=249.83$  y  $Q3=264.45$  mg/L) así como el HAFL-E (mediana de 4 mg/L,  $Q1=2.65$  y  $Q3=15.94$  mg/L) es igual al HAFS-E (mediana de 2 mg/L,  $Q1=1.85$  y  $Q3=2.21$  mg/L) (figura 67). El tratamiento HAFS-E es el que presenta eliminación casi completa con ER de 99% seguida por el HAFL-E con 97%. Estas buenas eficiencias se obtienen por la oxidación aerobia de la materia orgánica hecha por bacterias heterotróficas que utilizan oxígeno disuelto mediado por las plantas (Zarate & Durán, 2008). Otros investigadores han encontrado eficiencias similares como Caselles-Osorio, Vega, Lancheros, Casierra-Martínez y Mosquera (2017) utilizando unidades piloto obtuvo ER de 91% con *Cyperus articulatus*. Toscano, et al, (2015) registro eficiencias considerablemente menores de 63% como su mejor tratamiento para este parametro con *Phragmites australis*; Aragón et al, (2015) demostro eficiencias de 89% con *Heliconia psittacorum* usando su sistema prototipo, porcentaje menor al logrado en esta investigación con ambos flujos de tratamiento.

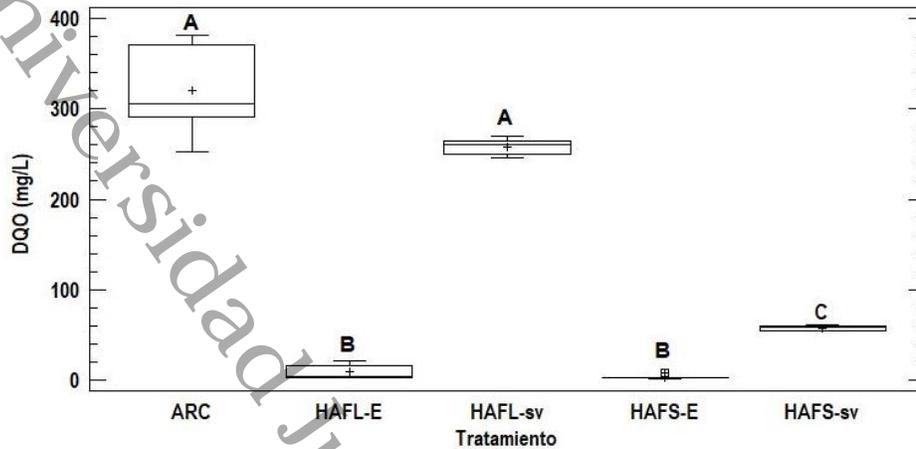


Figura 67 Valores de la mediana para la-DQO (mg/L) y sus intervalos de confianza para cada tratamiento al final del experimento. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ( $P < 0.05$ ).

En la Tabla 23 se recopilan las eficiencias de remoción de los contaminantes anteriormente analizados en los tratamientos HAFL-sv, HAFL-E, HAFS-sv y HAFS-E donde se encuentran eficiencias negativas anteriormente mencionadas debido a presencia de algas en el tratamiento.

Tabla 23 Eficiencias de remoción para cada parámetro analizado dentro de cada tratamiento

Variable	HAFL-sv	HAFL-E	HAFS-sv	HAFS-E
	%	%	%	%
<b>pH (UpH)</b>	-6.95	12.03	8.84	11.32
<b>Temperatura (°C)</b>	-0.77	6.64	4.37	6.79
<b>C.E. (µS/cm)</b>	34.45	55.91	7.86	56.84
<b>SDT (mg/L)</b>	34.75	56.04	8.27	56.99
<b>Color (UC)</b>	-36.77	73.32	71.33	89.21
<b>Turbiedad (UNT)</b>	-12.20	75.06	73.06	86.98
<b>SST (mg/L)</b>	6.19	95.75	77.78	97.49
<b>DQO (mg/L)</b>	19.25	97.06	81.94	99.00



### 8.3.2.2 Distribución espacial

Las muestras que se realizaron durante la última fase de operación y posterior a cumplir un año del funcionamiento de los sistemas de tratamiento, se analizaron y se procesaron para ser introducidas en el software Surfer, donde se pudieron obtener gráficos de la distribución que tenían los parámetros evaluados (pH, temperatura, CE SDT, color y turbiedad) dentro de cada reactor.

La variable pH analizada para cada flujo plantado muestra que en el caso del HAFL-E la distribución del pH fue irregular pues se puede observar en la figura 68 el pH de 7.6 se puede encontrar tanto a los 0.5 m como a los 2 m, sin embargo si se logra ver una disminución gradual del pH con respecto al efluente, por otro lado en el HAFS-E (figura 69) la disminución del pH a condiciones de neutralidad son significativamente más uniformes esto pudiera atribuirse al efecto filtro del medio de soporte en este tipo de humedal.

La temperatura por otro lado se puede observar en la figura 70 y 71 que para ambos flujos la temperatura más baja se encontró en el centro con aproximación al efluente del reactor, esto puede explicarse por el calentamiento de la lámina de la que las unidades pues los rayos del sol la calientan de manera indirecta, mientras que en la zona del centro del reactor la abundancia de la vegetación así como las hojas, obstruyen la llegada directa del sol al agua impidiendo su calentamiento.

El reactor de flujo subsuperficial funciona de mejor manera para la reducción del pH alcanzando valores de 7.25 UpH en algunas zonas mientras que el flujo libre solo alcanzo pH de 7.4 UpH, para el caso de la temperatura, el reactor de flujo libre fue el que logro mayor disminución con 20.8 °C mientras que el humedal subsuperficial alcanzo 21.2 °C, López-Ocaña *et al*, (2019) bajo las mismas condiciones logro reducir el pH de 8.9 UpH a 8.4 UpH, y de 26.6 °C a 26.9 °C, utilizando *Thalia geniculata* en sistemas de flujo subsuperficial por lo que la *E. paniculatus* puede ser mejor para la liberación de iones reductores de pH por efecto del medio de soporte, y la biopelícula que se encuentra en el sistema radicular de la planta y sustrato además que permite una mejor cobertura vegetal para mantener temperaturas que permitan sobrevivir a los microorganismos mesófilos en zonas con alta radiación solar como Tabasco (Kadlec & Knight, 1996; Mihelcic & Zimmerman, 2011; Cooper & Boon, 1987).

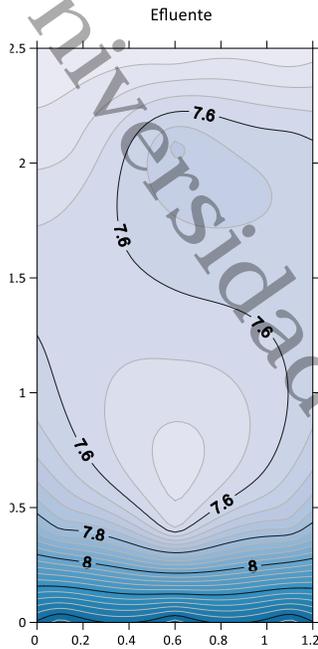


Figura 68 Distribución espacial del pH en el HAFS-E al final de la operación

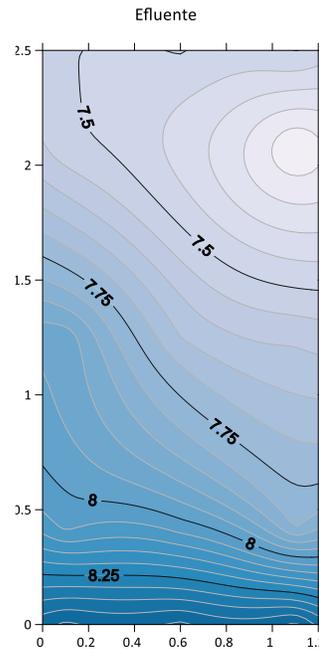


Figura 69 Distribución espacial del pH en el HAFS-E al final de la operación

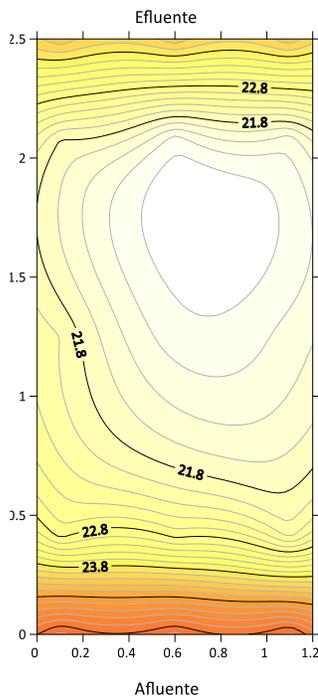


Figura 70 Distribución espacial de la temperatura en el HAFS-E al final de la operación

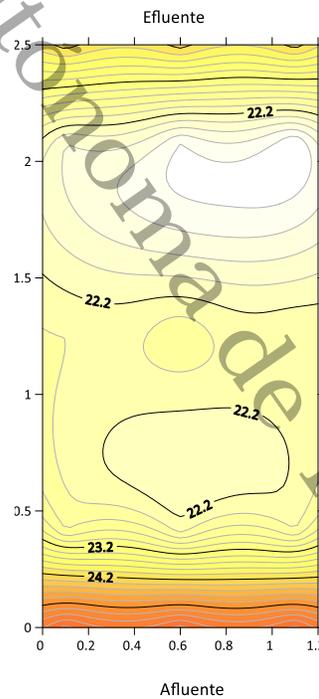


Figura 71 Distribución espacial de la temperatura en el HAFS-E al final de la operación



La conductividad eléctrica se encuentra ampliamente ligada con los SDT, pues estos son una medida de la concentración total de iones en solución, la conductividad mide la actividad de los iones de transmitir corriente (Brown, *et al*, 2012). Esto lo podemos confirmar, pues el comportamiento de estos parámetros se muestran de forma muy similar pero con valores cercanos a la mitad para los SDT con respecto a la CE, el humedal que alcanzó las menores concentraciones para la variable CE fue el HAFS-E (figura 73) logrando valores de salida de 880  $\mu\text{S}/\text{cm}$  mientras que el HAFL-E alcanzo 900  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (figura 72). Se observa un comportamiento de la distribución de los SDT similar en ambos humedales, pero con diferentes concentraciones a lo largo del reactor pues el HAFL alcanzo los 1450  $\mu\text{S}/\text{cm}$  al primer metro (figura 73) y el HAFS a los 1.5 m. Comportamiento similar se observa para la variable SDT donde el HAFL obtuvo disminución de 1016 mg/L a 450 mg/L (figura 74) y el HAFS alcanzo solo 440 mg/L (figura 75).

López-Ocaña *et al*, (2018) realizó el modelado espacial de varios parámetros de control donde utilizando *Thalia geniculata* donde logro reducir de 4050  $\mu\text{S}/\text{cm}$  a 2900  $\mu\text{S}/\text{cm}$  por lo que la eficiencia fue de 28.39% mientras que en esta investigación fue de 55% y 56%. Ayers & Wescot (1987) manejan concentraciones por encima de las obtenidas en esta investigación como concentraciones que pueden ocasionar riesgos a cultivos y al suelo desde su estructura y microorganismos por lo que el agua para esta variable podría ser eficientemente reutilizada en cultivos agrícolas.

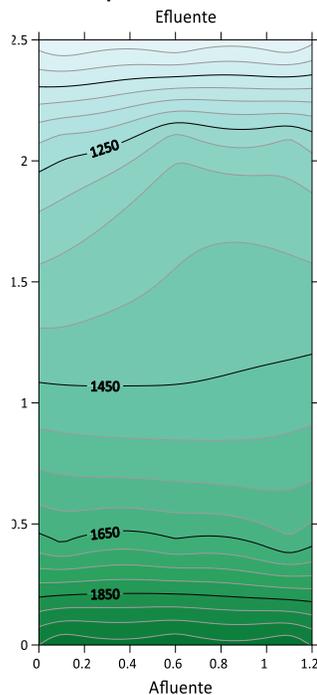


Figura 72 Distribución espacial de la CE en el HAFL-E al final de la operación

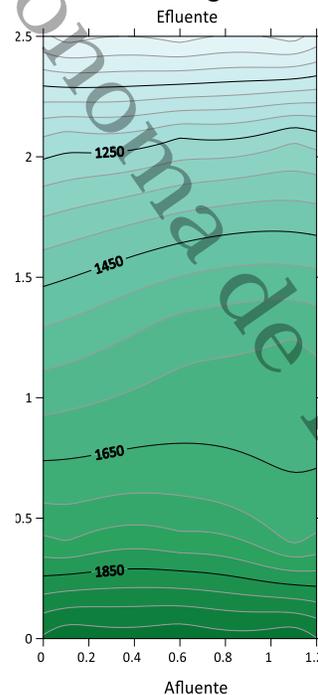


Figura 73 Distribución espacial de la CE en el HAFS-E al final de la operación

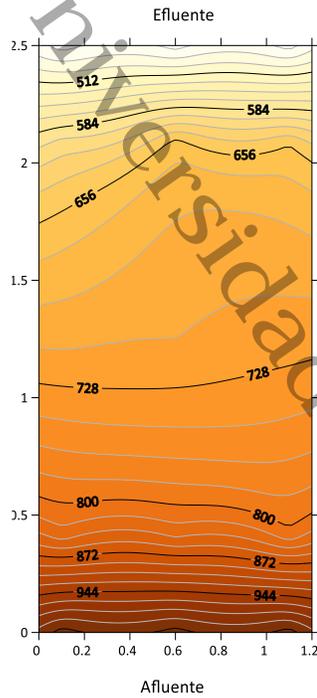


Figura 74 Distribución espacial de los SDT en el HAFL-E al final de la operación

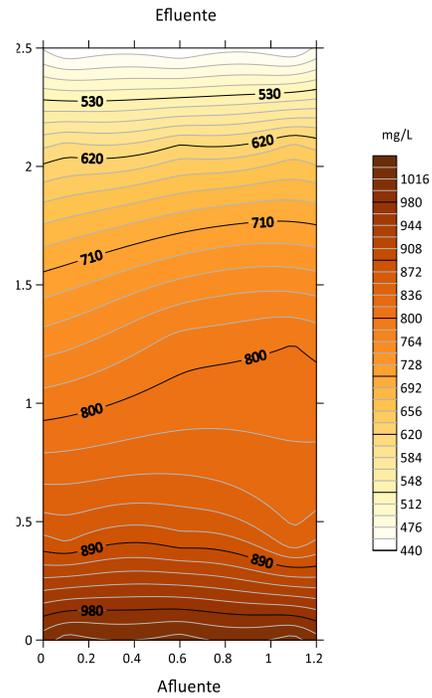


Figura 75 Distribución espacial de los SDT en el HAFS-E al final de la operación

El color en las unidades experimentales logro un reducción significativa desde los primeros 0.5 m en ambas unidades, el HAFL-E (figura 76) logro reducir de 1400 UC a 500 UC en los primeros 0.5 mientras que en el HAFS-E (figura 77) esta misma concentración se logró a la misma distancia solo en uno de los costados del reactor mientras que en el otro costado se logró hasta los 1.3 m, sin embargo este reactor logro mayor reducción de manera general en la concentración de color bajando de 1400 UC a 100 UC, mientras que el HAFL redujo de 1400 UC a 350 UC. Para el caso de la turbiedad, se presenta una distribución más regular en el HAFS-E, con respecto al HAFL-E posiblemente por el control de flujo que puede otorgar el medio de soporte, de igual forma que ocurrió con el color, en este reactor se logró mayor reducción de la turbidez, este comportamiento mejorado en el humedal subsuperficial se puede deber a la abundancia de especies y la maduras que estas presentaban, pues su sistema de raíces podría estar más desarrollado por lo que existe una mayor área superficial para la existencia de biopelícula en raíces, así como en el medio de soporte, lo que permite la filtración y bioconversión de componentes causantes de color y turbiedad por acción de bacterias facultativas, anaerobias asociadas a las raíces y detritos de la superficie, aunado a los mecanismos de filtración, sedimentación, asimilación vegetal y adsorción de raíces (Crites & Tchobanoglous, 2000).



En un experimento similar donde se utilizó *Thalia geniculata*, el análisis de la distribución espacial mostro una reducción del color uniforme en un humedal subsuperficial, donde redujo de 900 UC a 200 UC para el color y de 26 NTU a 4 NTU (López-Ocaña *et al*, 2019). En comparación con esta investigación se alcanzaron valores finales similares para la variable turbiedad pero la reducción fue mayor pues los valores de entrada en este trabajo fue de 110 NTU, para el color, se obtuvieron mejores resultados con el uso de la *E. paniculatus* por lo que se puede recomendar esta especie por sobre la *T. geniculata* para estos parámetros.

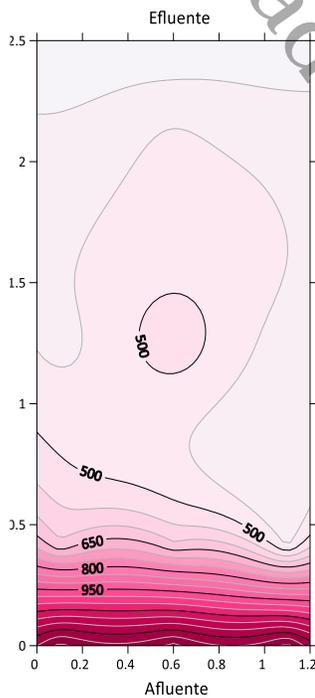


Figura 76 Distribución espacial del color en el HAFL-E al final de la operación

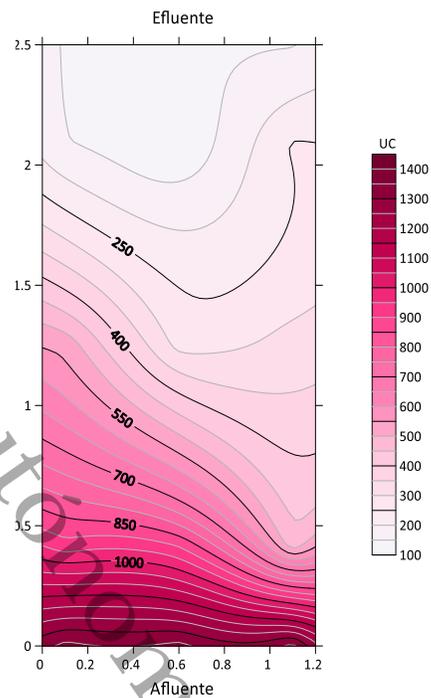


Figura 77 Distribución espacial del color en el HAFS-E al final de la operación

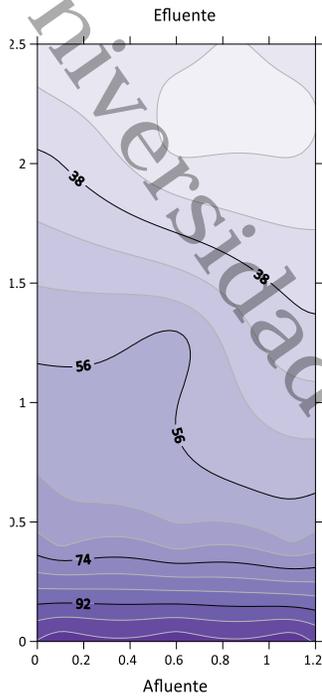


Figura 78 Distribución espacial de la turbiedad en el HAFL-E al final de la operación

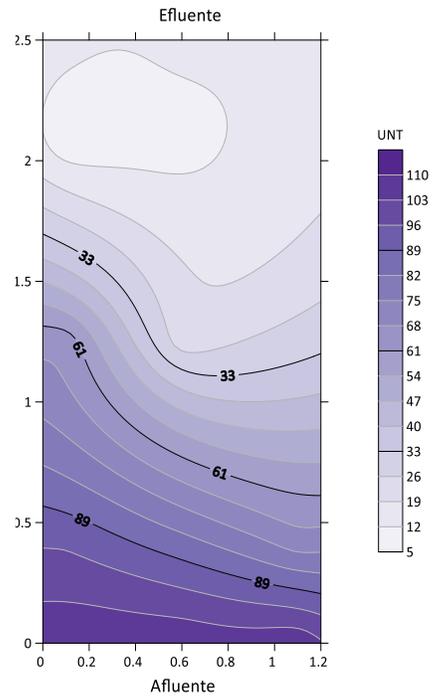


Figura 79 Distribución espacial de la turbiedad en el HAFS-E al final de la operación

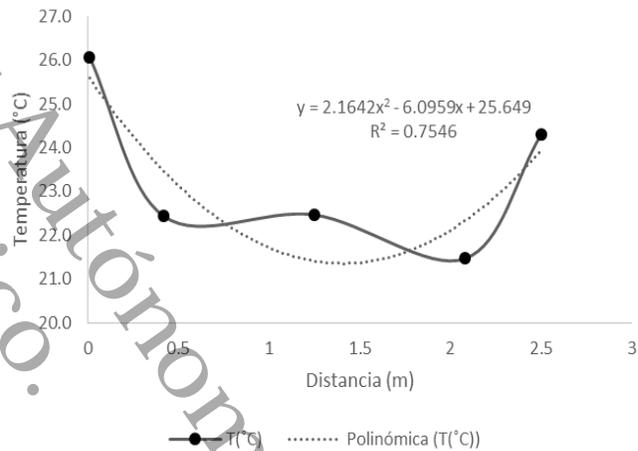
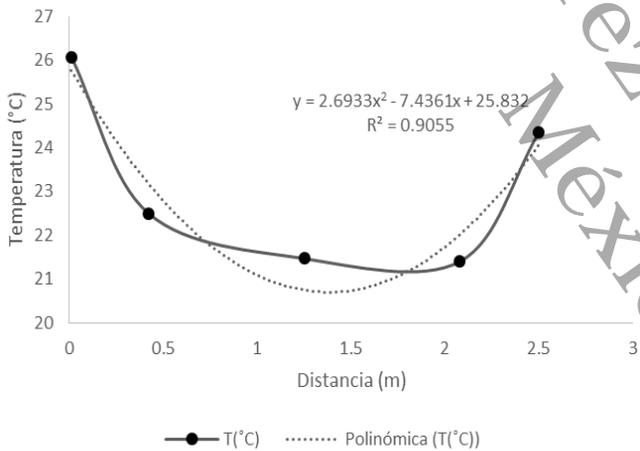
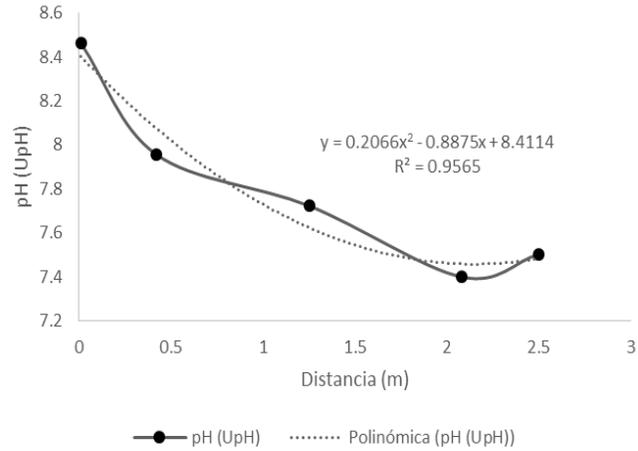
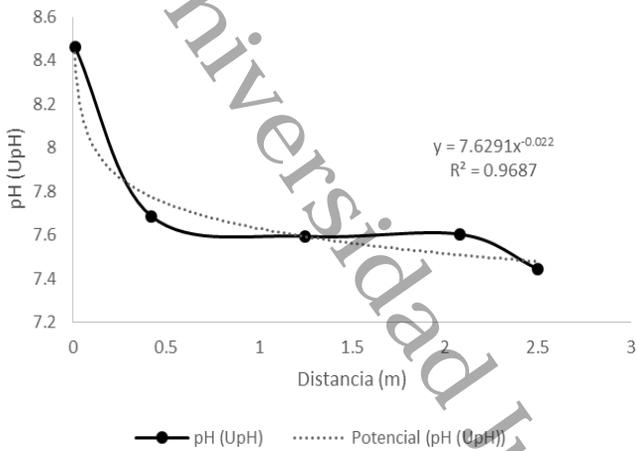


### 8.3.2.3 Ajuste matemático

De las muestras tomadas en los puntos de muestreo, se promediaron los valores de cada distancia para obtener un solo resultado, obteniendo así un valor para los 0.42 m, 1.25 m y 2 m además de la entrada y salida consideradas como 0 m y 2.5 m respectivamente, estos valores fueron graficados para cada variable en cada tipo de flujo, obteniendo entonces la ecuación que logre ajustarse más al comportamiento del parámetro a su paso a través del HA.

Para el ajuste del pH, ambos humedales iniciaron con mismo pH de 8.46 UpH, el HAFL-E, se ajustó a una tendencia potencial donde  $y=7.6291x^{-0.022}$ . La disminución en el pH se vio muy marcada desde la primer distancia, posteriormente no se observa un cambio representativo hasta el valor de salida donde el bajo a 7.4 UpH, el ajuste para esta unidad experimental fue de  $R^2=0.9687$  (figura 80), el HAFS-E la disminución del pH se dio de forma decreciente de 8.46 UpH a 7.5 UpH como puede observarse en la figura 81, el ajuste fue a una tendencia polinómica con ecuación  $y=0.2066x^2-0.8875x+8.4114$  y  $R^2=0.9565$  (figura 81).

Para el caso de la temperatura ambos presentaron un comportamiento con descenso y ascenso que se ajusta a un modelo matemático polinómico. Esto corresponde a lo que se pudo observar en la distribución espacial de la temperatura en la figura 70 y 71, el HAFL-E presento las temperaturas más bajas a los 1.25 m y 2 m donde se encuentra la mayor población de especies vegetales que impiden el paso de la radiación, esta unidad experimental ajusto con una ecuación  $y=2.6933x^2-7.4361x+25.832$  con un  $R^2=0.9055$  (figura 82). Por su parte el HAFS-E similar a la distribución presento la menor temperatura a los 0.4 m y 2 m subiendo la temperatura a la salida del reactor, este reactor se ajustó con una ecuación de  $y=2.1642x^2-6.0959x+25.649$  y un valor  $R^2=0.7546$  (figura 83).



El HAFS-E presento una disminución de 2039  $\mu\text{S/cm}$  hasta 899  $\mu\text{S/cm}$  el comportamiento de este parámetro con relación a la distancia fue similar para ambos tipos de flujo con una reducción gradual ajustado a una tendencia polinómica, en el flujo libre la reducción gradual se presenta hasta los 2 m, con una reducción más marcada en el efluente, la ecuación de este reactor es  $y=24.886x^2-444.85x+1953.3$  con  $R^2 = 0.9191$  (figura 84). El HAFS-E si presento una reducción gradual a lo largo de todo el reactor disminuyendo de 2039  $\mu\text{S/cm}$  a 880  $\mu\text{S/cm}$ , el ajuste descendente polinómico establece la ecuación  $y=-61.702x^2-255.28x+1964.7$  que presenta un valor  $R^2=0.9598$  (figura 85).



Los SDT al igual que en la distribución presentan comportamiento similar a la CE, con una disminución progresiva de 1024 mg/L a 450.2 mg/L en el HAFL-E se ajustó a un modelo polinómico estableciendo la ecuación  $y=14.39x^2-228.36x+980.3$  y  $R^2 = 0.9182$  (figura 86), de igual forma el HAFS-E se ajustó a un modelo matemático polinómico de  $y=-29.017x^2-133.38x+986$  y  $R^2 = 0.9586$  (figura 87) donde al pendiente negativa va de 1024 mg/L a 440.4 mg/L de acuerdo a los valores  $R^2$  de ambos parámetros, el HAFS fue el que obtuvo un mejor ajuste.

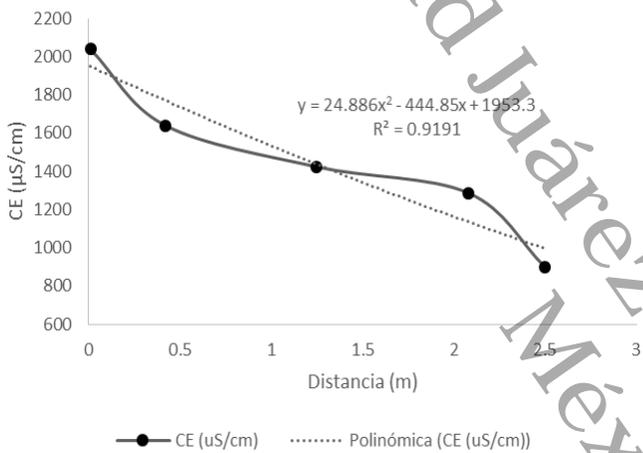


Figura 84 Ajuste de modelo matemático para la variable CE en el HAFL-E al final del experimento

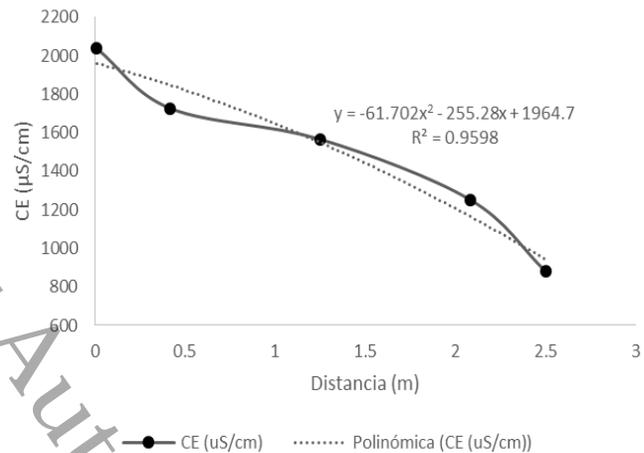


Figura 85 Ajuste de modelo matemático para la variable CE en el HAFS-E al final del experimento

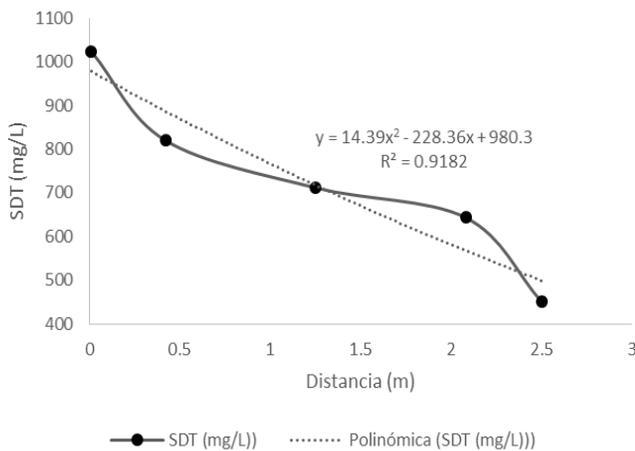


Figura 86 Ajuste de modelo matemático para la variable SDT en el HAFL-E al final del experimento

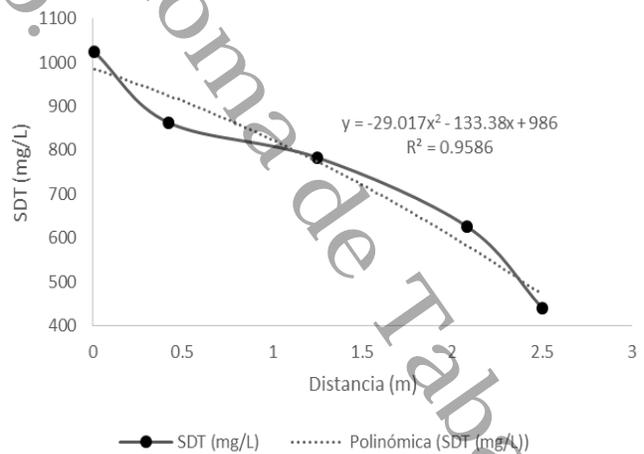


Figura 87 Ajuste de modelo matemático para la variable SDT en el HAFS-E al final del experimento



El color para el HAFL-E demostró un comportamiento decreciente muy marcado a los 0.4 m con respecto al afluente, y posteriormente una disminución poco variable que logra apreciarse como si se mantuviera, esta disminución se ajusta a un modelo matemático potencial con pendiente que establece la ecuación  $y=478.5x-0.226$  con un  $R^2=0.9875$ , correspondiente a la disminución de 1366 UC a 364 UC (figura 88). El color para el HAFS-E se ajustó a un modelo matemático exponencial donde el valor del afluente fue de 1366 UC y del efluente 147.52 UC cuya pendiente establece la ecuación  $y=1218.8e^{-0.892x}$  y  $R^2 = 0.986$  (figura 89). López-Ocaña *et al*, (2019) ajusto el comportamiento del color a lo largo de un humedal de flujo subsuperficial plantado con *Thalia geniculata*, el comportamiento que mostro fue decreciente de 1621 UC a 203 UC, de acuerdo con un modelo matemático exponencial con ecuación  $y=2144.7e^{-0.519x}$ , con un  $R^2 = 0.9341$ , por lo tanto este experimento plantado con *E. paniculatus* ajustado al mismo modelo presenta un mejor ajuste.

La figura 90 muestra el ajuste a un modelo matemático logarítmico para el HAFL-E el decaimiento de la turbiedad en este reactor es más inestable que en el HAFS-E (figura 91), la reducción lograda va desde 108 UNT a 26.96 UNT con pendiente negativa que establece una ecuación  $y=-14.21\ln(x)+45.514$  con  $R^2=0.9565$ . El HAFS-E logra mayor reducción de 108 UNT a 14 UNT y a su vez un mejor ajuste al modelo matemático polinómico estableciendo una ecuación  $y=14.777x^2-76.61x+110.66$ . La reducción gradual en este reactor correspondiente con la modelación de la distribución espacial (figura 79) y tiene un buen ajuste con  $R^2=0.9954$ , López-Ocaña *et al*, (2019) logro un ajuste ligeramente mayor con  $R^2=0.9972$  en un humedal subsuperficial, de acuerdo a un modelo matemático exponencial con ecuación  $y=59.873e^{-0.614x}$ , donde la concentración inicial fue de 31.5 UNT y la del efluente de 2.8 UNT, logrando también una mayor reducción, esto posiblemente atribuido a que la concentración inicial no era tan alta como en este es experimento.

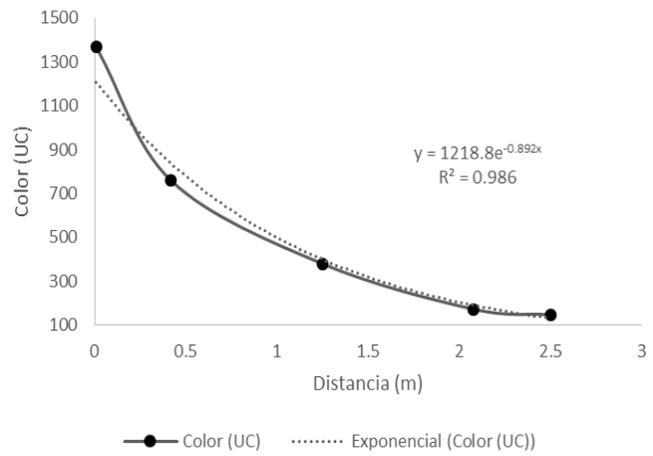
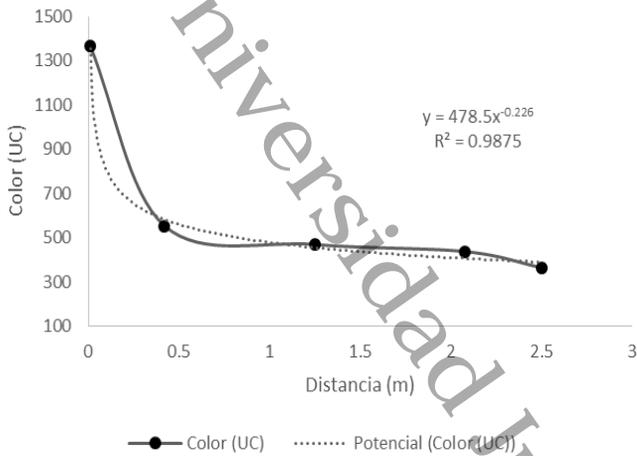


Figura 88 Ajuste de modelo matemático para la variable color en el HAFL-E al final del experimento

Figura 89 Ajuste de modelo matemático para la variable color en el HAFS-E al final del experimento

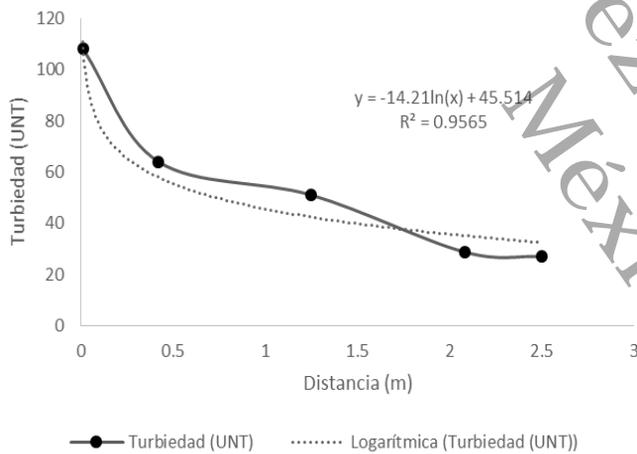


Figura 90 Ajuste de modelo matemático para la variable turbiedad en el HAFL-E al final del experimento

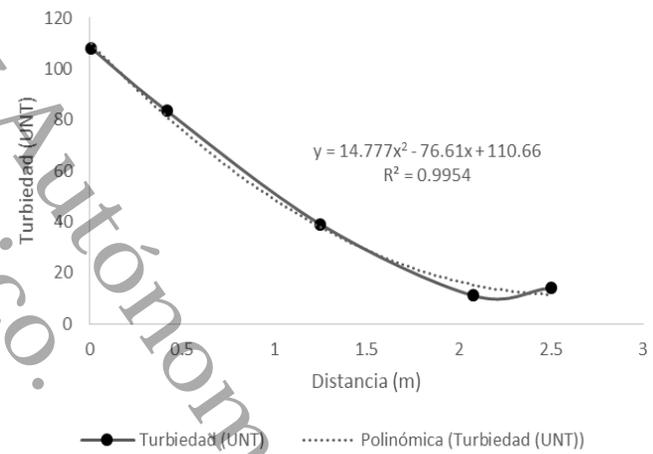


Figura 91 Ajuste de modelo matemático para la variable turbiedad en el HAFS-E al final del experimento



### 8.3.2.4 Cinética de degradación

El cálculo de la cinética de degradación fue calculado con la ecuación 25 con TRH de 6.40 días y 3.83 días para el HAFL-E y el HAFS-E respectivamente, dicha ecuación se despejó la k y se sustituyeron los valores de afluente y efluente (tabla 24) de la DQO así como el TRH

Tabla 24 Valores afluente y efluentes obtenidos en cada tratamiento

ARC	HAFL-E	HAFS-E
DQO(mg/L)	DQO(mg/L)	DQO(mg/L)
381	3	2
305	4	3
291	21	2
371	3	1
252	16	8
Promedio 320	9.4	3.2

$$k = \frac{\ln\left(\frac{C_e}{C_0}\right)}{-t}$$

A continuación se realiza el primer cálculo de la cinética para el HAFL-E con TRH de 6.40 días, esto para ejemplificar el cálculo de la constante cinética que se realizó para cada flujo.

$$k = \frac{\ln\left(\frac{3}{381}\right)}{-6.4} = 0.75$$

Las constantes obtenidas se promediaron dando como resultado una k de 0.61 días<sup>-1</sup> para el HAFL-E y de 1.27 días<sup>-1</sup> para el HAFS-E. Posteriormente se utilizó la misma ecuación y la constante k obtenida, para calcular la DQO efluente a diferentes tiempos (días), como resultado se obtuvieron los datos mostrados en la tabla 25 para cada tipo de HA. Estos fueron graficados (figura 92) y se obtienen el tiempo que le tomaría al HA alcanzar una concentración deseada, como valor de referencia se anexo el límite máximo permisible (LMP) que señala el proyecto de norma PROY-NOM-001-SEMARNAT-2017, en cual pese a que no se encuentra vigente sirve como referencias de concentraciones de DQO para la descarga en zonas marinas mexicanas y estuarios que es el LMP más estricto de la norma para descarga en agua con 85 mg/L como promedio mensual.

Se puede observar en la figura 92 que el HAFS-E logra reducir la concentración de DQO con mayor velocidad que el HAFL-E utilizando el LMP de referencia se puede observar como a los 2 días el humedal subsuperficial ya se encuentra por debajo del LMP, mientras que el HAFL-E se encuentra por debajo de este límite de referencias



hasta los 3 días. Sudarsan *et al*, (2017) utilizando *Phragmites australis* y *Typha latifolia*; en humedales escala piloto, calcularon la cinética de remoción de la DQO obteniendo en TRH de 3, 4 y 5 días k de 0.068, 0.084 y 0.112 para cada uno de los TRH mencionados anteriormente. Por su parte Gajewska *et al*, (2018) en humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal sembrado con la especie *Salix viminalis*, con un TRH de 7 d reportaron una constante cinética para DQO calculada con la ecuación de primer orden de  $k=0.055 \text{ días}^{-1}$ . Larriva & González (2017) menciona que altas constantes cinéticas se deben a que en zonas de climas cálidos como la costa ecuatoriana o países tropicales, la degradación es mayor que en otras zonas con climas templados.

Podemos ver que dependen de los mecanismos de reacción los experimentos en donde se busca encontrar la velocidad a la que se produce una reacción o degradación como este caso, es decir el modo en que la concentración de alguna especie cambia en función al tiempo.

Es de importancia el cálculo de esta velocidad ya que indica la velocidad con la que ocurren las reacciones químicas del proceso para la transformación de un compuesto en otro (Lara, 2009), a partir de la constante de velocidad es posible realizar un diseño adecuado del sistema de tratamiento, evitando con esto sobredimensionar.

Tabla 25 Comportamiento cinético de DQO para cada tipo de flujo (libre y subsuperficial)

Tiempo (días)	HAFL-E	HAFS-E
0	320	320
1	174.59	90.20
2	95.25	25.43
3	51.97	7.17
4	28.35	2.02
5	15.47	0.57
6	8.44	0.16
7	4.60	0.05
k=	0.61 días <sup>-1</sup>	1.27 días <sup>-1</sup>

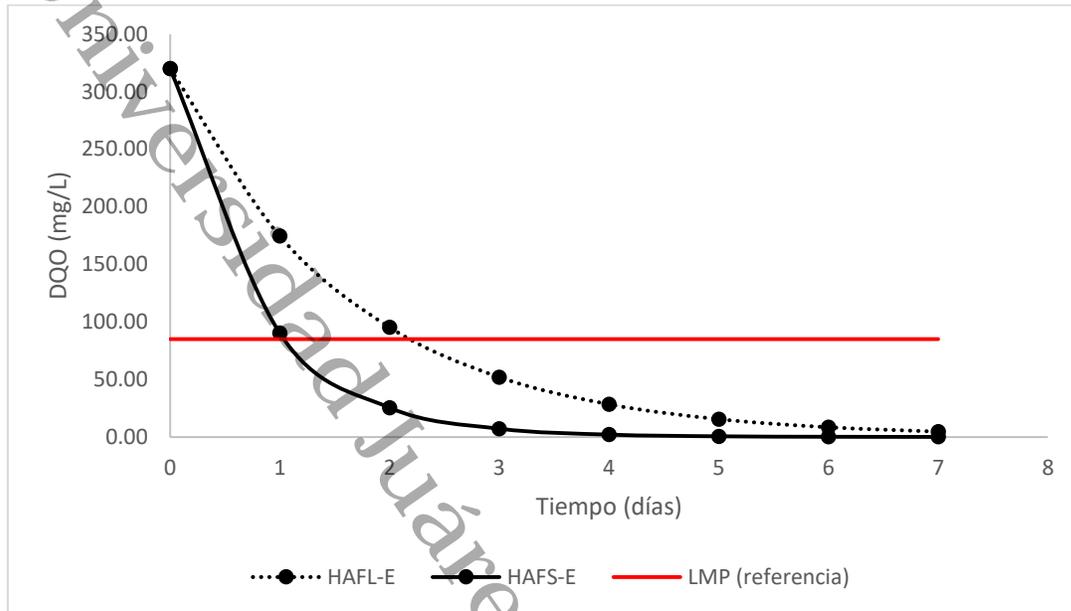


Figura 92 Predicción del comportamiento cinético para los HA.



## 9. CONCLUSIONES

Con los resultados que se obtuvieron en esta investigación se concluye que los humedales artificiales de flujo libre y de flujo subsuperficial evaluados con *Echinodorus paniculatus* son factibles para el tratamiento de aguas residuales, pues pueden cumplir con las normas ambientales aplicables en México, logrando eficiencias de remoción por encima del 70%, 75% 95% y 97% para la remoción de las variables color, turbiedad, SST y DQO. El humedal artificial de flujo subsuperficial plantado con *Echinodorus paniculatus* (HAFS-E) resulto ser el tratamiento más eficiente, seguido por el HAFL-E, sin embargo este también alcanzo altas eficiencias de remoción y muy cercanas a las del HAFS-E, posteriormente se encontró el HAFS-sv y las eficiencias más bajas las mostro el HAFL-sv.

Con el modelado de la distribución especial de los parámetros analizados y del ajuste al modelo matemático se observó que el HAFS-E logra una disminución gradual más homogénea a lo largo del perfil longitudinal que el HAFL-E donde la distribución gradual tiende a ser dispersa.

Para las constantes cinéticas de degradación de DQO calculadas se pudo demostrar que el HAFS-E presento una constante mayor con un TRH menor con respecto al HAFL pues este no tiene un medio de soporte tan representativo como el del humedal subsuperficial.

La utilización de la planta *Echinodorus paniculatus* es factible para su manejo en cualquiera de los dos tipos de flujos pues posee la capacidad de adaptarse a las condiciones de inundación del HAFL de manera satisfactoria alargando los tallos de sus hojas, sin embargo posee una mayor capacidad de propagación en los HAFS. En ambos flujos mantuvo buenas eficiencias, con los tratamientos control (HAFL-sv y HAFS-sv) se comprueba que la vegetación en humedales contribuye a la aportación de oxígeno al agua, a la adsorción y filtración de contaminantes.



## 10. RECOMENDACIONES

Debido al alcance de esta investigación no se estudió el potencial de remoción de nutrientes tales como NT y PT entre otros, por lo que se recomienda evaluar el potencial que puede tener la *Echinodorus paniculatus* para remover estos nutrientes.

La especie vegetal se mantuvo en observación por más de dos años y no presento mortandad representativa en ningún periodo estacional por lo que se recomienda ampliamente su utilización pues no requiere sacar del humedal especies muertas y se propaga por si sola de manera fácil, además que su distribución geográfica la vuelve una especie fácil de encontrar cerca de zonas inundables.

Se recomienda retirar por lo menos dos veces al mes la hojarasca seca pues esta podría aportar carga orgánica nuevamente al humedal.

Para que las eficiencias se mantengan, se recomienda tener controlado el caudal de operación, para evitar sequias en el humedal o condiciones de inundación.



## 11. REFERENCIAS

- Abou-Elela, S., Elekhrawy, M., Khalil, M., & Hellal, M. (2017). Factors Affecting the Performance of Horizontal Flow Constructed Treatment Wetland Vegetated with *Cyperus Papyrus* for Municipal Wastewater Treatment. *International Journal of Phytoremediation*, 1522-1549.
- Ajibade, F. O., & Adewumi, J. R. (2017). Performance Evaluation of Aquatic Macrophytes in a Constructed Wetland for Municipal Wastewater Treatment. *Journal of Engineering and Engineering Technology*, 11, 01-11.
- Alasino, N., Nadal, F., Primo, L., Bollo, P., & Larrosa, N. (2015). Comportamiento cinético e hidráulico de un humedal construido a escala real. *Tecnología y Ciencias del agua*, 94-104.
- Alianza por el agua. (2014). *Manual de depuración de aguas residuales urbanas*. Guatemala: Ideasmares.
- Aragón Calderón, R. A., Parra Collazos, A. Y., & Peña Torres, M. A. (2015). Evaluación preliminar del funcionamiento de un sistema prototipo de humedales artificiales empleando *Eliconia psittacorum* y *Cyperus papyrus* para el tratamiento de aguas residuales. *Agroecología: Ciencia y Tecnología*, 3, 7-12.
- Arévalo, A. N., Alexander, J., & Ramón, J. L. (2015). Estimación cinética de los procesos biológico de lixiviados, a partir de un sistema experimental con humedales artificiales utilizando especies nativas. *Dialnet*, 37-48.
- Argón, R., Parra, A., & Peña, M. (2015). Evaluación preliminar del funcionamiento de un sistema prototipo de humedales artificiales empleando *Heliconia Psittacorum* y *Cyperus Papyrus* para el tratamiento de aguas residuales. *Agroecología: Ciencia y tecnología*, 7-12.
- Austin, D. (2009). *Advanced Treatment Wetlands*. E.U.: 4th Generation Technology North American.
- Badhe, N., Saha, S., Biswas, R., Nandy, T., (2014) Role of algal biofilm in improving the performance of free surface, up-flow constructed wetland. *Rev Biosource Technology*. Volume 169. 596-604. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.07.050>
- Barba, E., Alva, M. A., & Calva, L. G. (2013). *Guía ilustrada para la identificación de plantas acuáticas en humedales de Tabasco*. Villahermosa: Ecosur.
- Barba, L. E. (2002). *Conceptos básicos de la contaminación del agua y parámetros*. Santiago de Cali: Universidad del Valle.
- Belzona Inc. (2010). *Tratamiento de aguas residuales*. México: Mapa de la plata.



- Blom, C. W. P. M., Bögemann, G. M., Laan, P., van der Sman, A. J. M., van de Steeg, H. M., & Voeselek, L. A. C. J. (1990). Adaptations to flooding in plants from river areas. *Aquatic Botany*, 38(1), 29–47. doi:10.1016/0304-3770(90)90097-5
- Brix, H. (1999). *Use of constructed wetland in water pollution control: Historical development, present status, and future perspectives*. Water Sciences Technology.
- Byun, C., Nam, J. M., & Kim, J. G. (2017). Effects of flooding regime on wetland plant growth and species dominance in a mesocosm experiment. *Plan Ecol*, 218, 517-527. doi:https://doi.org/10.1007/s11258-017-0707-0
- Calvo, M. S. (1999). *Agua Residuales: Tratamiento por Humedales Artificiales. Fundamentos científicos, tecnologías y diseño*. Madrid, España: Ediciones Mundi-Prensa.
- Carpenter, S. R. (2005). Eutrophication of aquatic ecosystems: Bistability and soil phosphorus. *PNAS*, 102, 10002-10005. doi:https://doi.org/10.1073/pnas.0503959102
- Caselles-Osorio, A., Vega, H., Lancheros, J. C., Casierra-Martínez, H. A., & Mosquera, J. E. (2017). Horizontal subsurface-flow constructed wetland removal efficiency using *Cyperus articulatus* L. *Ecological Engineering*, 99, 479-485. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.11.062
- Chung, A. C., Wu, Y., Tam, N. Y., & Wong, M. H. (2008). Nitrogen And Phosphate Mass Balance In A Sub-Surface Flow Constructed Wetland For Treating Municipal Wastewater. *Ecological Engineering*. (n.d.).
- Collivignarelli, M. C., Miino, M. C., Gómez, F. H., Torretta, V., Rada, E. C., & Sorlini, S. (2020). Horizontal Flow Constructed Wetland for Greywater Treatment and Reuse: An Experimental Case. *International Journal Environmental Research and Public Health*, 17, 2317. doi:https://doi.org/10.3390/ijerph17072317
- CONABIO y UNAM. (2005). *Biodiversidad del estado de Tabasco*. México, D.F.: S y G editores SA de CV.
- CONAGUA. (2007). *Manual Lecho de Hidrófitas* (Vol. Capítulo 5).
- Cooper, P. (1999). *A review of the design and performance of vertical flow and hybrid reed bed treatment systems*, *Water Sci.* (Vol. 40). Technol.
- Crites, R., & Tchobanoglous, G. (2000). *Sistemas de manejo de aguas residuales para núcleos pequeños y descentralizados*. Santa fe de Bogotá: Mc Graw Hill interamericana.



- Crites, R., & Tchobanoglous, G. (2000). *Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones*. Bogotá, Colombia: McGraw-Hill.
- Crites, R.W. and G. Tchobanoglous, 2000, *Small and Decentralized Wastewater Management Systems*, McGraw Hill Co. New York, NY. (n.d.).
- Delgadillo, O., Camacho, A., Pérez, L. F., & Andrade, M. (2010). Serie técnica: *Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales*. Cochabamba Bolivia: centro A.G.U.A. Nelson Antaquera Durán Edición. ISBN: 978-99954-766-2-5
- Dreyer E. (1994) Compared sensitivity of seedlings from 3 woody species (*Quercus robur* L., *Quercus rubra* L., and *Fagus silvatica* L.) to water-logging and associated root hypoxia: effects on water relations and photosynthesis. *Ann. Forest Sci.* 51: 417–429.
- Dubois, M., Van den Broeck, L., Inzé, D. (2018) The Pivotal Role of Ethylene in Plant Growth. *Trends in Plant Science*, Volume 23, 311-323. ISSN 1360-1385. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2018.01.003>.
- EPA. (2019). *Summary of the Clean Water Act*. EEUU: Environmental Protection Agency.
- Espinosa Ortiz, C. E. (2014). *Factibilidad del diseño de un humedal de flujo subsuperficial para el tratamiento de aguas residuales municipales de 30,000 habitantes*. Bogotá D.C.: Tesis de Grado Maestría.
- Gajewska, M., Skrzypiec, K., Józwiakowski, K., & Bugajski, P. (2018). Kinetics of pollutants removal in hybrid treatment wetlands – Case study comparison. *Ecological Engineering*, 222-229.
- Gerencia de Reforestación de la Coordinación General de Conservación y Restauración de la Comisión Nacional Forestal. (2010). *Prácticas de Reforestación. Manual Básico*. (C. N. Forestal, Ed.) Zapopan, Jalisco, México. Retrieved Diciembre 2, 2018, from [https://www.conafor.gob.mx/BIBLIOTECA/MANUAL\\_PRACTICAS\\_DE\\_REFORESTACION.PDF](https://www.conafor.gob.mx/BIBLIOTECA/MANUAL_PRACTICAS_DE_REFORESTACION.PDF)
- Gravatt D.A., Kirby C.J. (1998) Patterns of photosynthesis and starch allocation in seedlings of four bottomland hardwood tree species subjected to flooding. *Tree Physiol.* 18: 411-417.
- Harrington, C. & Scholz, M. (2010). Assessment of pre-digested piggery wastewater treatment operations with surface flow integrated constructed wetland systems.



Rev. Bioresource Technology. Volume 101. 7713-7723.  
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.03.147>

- Henry, J. G., & Heinke, G. W. (1999). *Ingeniería ambiental*. México: Pearson Educación.
- Hernández-Crespó, C., Gargallo-Bellés, S., Benedito-Durá, V., Nacher-Rodriguez, B., Rodrigo-Alacreu, M., & Martín Monerris, M. (2017). Performance of surface and subsurface flow constructed wetlands treating eutrophic waters. *The Science of The Total Environment*, 584-593.
- Herrera Cárdenas, J. (2016). *Tesis de grado Doctorado: Evaluación de la remoción de contaminantes emergentes de aguas superficiales utilizando humedales de tratamiento*. Puebla, México: Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.
- Howe, K. ..., Hand, D. W., Crttenden, J. C., Trussel, R. R., & Tchobanoglous, G. (2017). *Principios de tratamiento del agua*. México: Cengage Learning Editores S. A.
- Instituto de Biología. (2008, 10 13). "*Echinodorus paniculatus Micheli, 1881-IBUNAM:MEXU:PA1053491*". Universidad Nacional Autónoma de México. Retrieved 2018, from <http://unibio.unam.mx/collections/specimens/urn/IBUNAM:MEXU:PA1053491>
- Lara, J.B. (2009). Tesis de Grado Master en Ingeniería y gestión ambiental: Depuración de aguas residuales municipales con humedales artificiales. Instituto Catalan de Tecnología. Universidad Politécnica de Cataluña, Barcelona.
- Larriva Vázquez, J. B., & González Díaz, O. A. (2017). Cinética de la remoción de DBO5 en humedales con flujo sub-superficial horizontal. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, 17-30.
- Lehtonen, S., & Gordon, E. (2010). Actualización del conocimiento de los géneros *Echinodorus* y *Helanthium* (Alismataceae) en Venezuela. *Acta Botánica Venezuelica*, 33, 249-272. doi:ISSN 0084-5906
- Llagas, W., & Gómez, E. G. (2006). *Diseño de Humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales de la UNMSM*. Revista del Instituto de Investigación FIGMMG.
- López Ocaña, G. (2014). Diseño de Sistemas Experimentales de Humedales Artificiales de Flujo Libre y Subsuperficial. *Compilación de Investigaciones Científicas. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco*.
- López-Ocaña, G., Bautista-Margulis, R. G., Ramos-Herrera, S., Torres-Balcazar, C. A., López-Vidal, R., & Pampillón-González, L. (2018). Phytoremediation of



wastewater with *Thalia geniculata* in constructed wetlands: basic pollutants distribution. *Water Pollution*, 53-63. doi:10.2495/WP180071

López-Ocaña, G., Bautista-Margulis, R. G., Valdes-Manzanilla, A., Torres-Balcazar, C. A., López-Vidal, R., Pérez-Sanchez, E., & Pampillón-González, L. (2019). Spatial distribution behavior of basic pollutants in a subsurface-flow wetland with *Thalia geniculata*. *Int. J. Environ. Impacts*, 2(2), 145-160. doi:10.2495/EI-V2-N2-145-160

Lozano-Rivas, W. (2012). *Fundamento de diseño de plantas depuradoras de aguas residuales*. Bogota.

Luna-Pabello, V. M., & Aburto-Castañeda, S. (2014). Sistema de humedales artificiales para el control de la eutroficación del lago del bosque de San Juan de Aragón. *Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas*, 17(1), 32-55.

Marín A, C., Solís S, R., López O, G., Bautista M, R. G., & Romellón C, M. J. (2016). Tratamiento De Aguas Residuales Por Humedales Artificiales Tropicales En Tabasco, México. *Ciba Revista Iberoamericana De Las Ciencias Biológicas Y Agropecuarias*. (n.d.).

Marín Galvín, R. (2019). *Fisicoquímica y Microbiología de los medios Acuáticos: Tratamiento y control de calidad de aguas*. España: Diaz de Santos.

Méndez Angulo, S. (2014). Tesis para el título de Lic. en Ingeniería Ambiental: Construcción Arranque y Estabilización de Humedales Artificiales de Flujo Libre y Subsuperficial a Escala Piloto para el Tratamiento de Aguas Residuales. Tabasco, México: UJAT.

Metcalf & Eddy, INC. (2000). *Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización. Tomo 1*. Ciudad de México: McGraw-Hill.

Method 2550 Temperature-en Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, American Public Health Association, Washington, DC 20005, 19th Edition, 1995

Method 2130 TURBIDITY (2017) Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater. DOI: 10.2105/SMWW.2882.018

Method 2510 CONDUCTIVITY (2017)", Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater DOI: 10.2105 / SMWW.2882.027

Method 4500-H + pH VALUE (2017)", Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater DOI: 10.2105 / SMWW.2882.082



Method 2120 COLOR (2017)", Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater DOI: 10.2105 / SMWW.2882.017

Method 5220 CHEMICAL OXYGEN DEMAND (COD) (2017)", Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater DOI: 10.2105 / SMWW.2882.103

Method 4500-O OXYGEN (DISSOLVED) (2017)", Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater DOI: 10.2105 / SMWW.2882.091

Method 2540 SOLIDS (2017)", Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater DOI: 10.2105/SMWW.2882.030

Mihelcic, J. R., & Zimmerman, J. B. (2011). *Ingeniería ambiental: fundamentos, sustentabilidad, diseño*. México: Alfaomega.

Muñoz, A. (2008). *Caracterización de tratamiento de aguas residuales*. Mineral de la Reforma: UAEH.

NMX-AA-008, aguas, Determinación de pH, Método potenciométrico, publicado en el Diario Oficial de la Federación el 25 de marzo de 1980. (n.d.).

NMX-AA-007-SCFI-2013 análisis de agua-medición de la temperatura en aguas naturales, residuales y residuales tratadas-método de prueba publicado en el diario oficial de la federación el: 23/01/2014

NMX-AA-038-SCFI-2001 Determinación de turbiedad en aguas naturales, residuales y residuales tratadas \*Unidades nefelométricas de turbiedad (UNT). Publicado en el diario oficial de la federación el: 01/08/01.

NMX-AA-093-SCFI-2000 Determinación de la conductividad electrolítica en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.

NMX-AA-045-SCFI-2001 Determinación de color platino-cobalto en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.

NMX-AA-012-SCFI-2001 Determinación de oxígeno disuelto en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.

NMX-AA-028-SCFI-2001 análisis de agua determinación de la demanda bioquímica de oxígeno en aguas naturales, residuales (DBO5) y residuales tratadas.

NMX-AA-030-SCFI-2001 Análisis De Agua - Determinación De La Demanda Química De Oxígeno En Aguas Naturales, Residuales Y Residuales Tratadas - Método De Prueba.

NMX-AA-034-SCFI-2015 Análisis De Agua-Medición De Sólidos Y Sales Disueltas En Aguas Naturales, Residuales Y Residuales Tratadas-Método De Prueba.



NOM-001-SEMARNAT-1996. (1997, Enero 6). Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. *Diario Oficial de la Federación*.

NOM-002-SEMARNAT-1996. (1998, Julio 3). Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal. . *Diario Oficial de la Federación*.

NOM-003-SEMARNAT-1996. (1998, Septiembre 21). Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público. *Diario Oficial de la Federación*.

Noyola, A., Morgan-Sagastume, & Güereca, L. P. (2013). *Selección de tecnologías para el tratamiento de aguas residuales municipales* . México: Canada.

Osnaya, M. (2012). *Propuesta de Diseño de un Humedal Artificial para el Tratamiento de Aguas Residuales en la Universidad de la Sierra Juárez*. . Juárez México: Tesis de Grado de la Universidad del Sierra Juárez.

Palta P, G. H., & Morales V, S. (2013). Fitodepuración de aguas residuales domésticas con Poaceas: *Brachiaria mutica*, *Pennisetum purpureum* y *Panicum maximun*, en el municipio de Popayán, Cauca. *SciELO*.

Papaevangelou, V., Gikas, G. D., & Tsihrintzis, V. A. (2016). Effect of operational and design parameters on performance of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands treating university campus wastewater. *Environ Sci Pollut Res*, 23, 19504-19519. doi:10.1007/s11356-016-7162-7

Ramalho, R. S., & Jiménez, D. (2003). *Tratamiento de aguas residuales*. Quebec Canada: Reverté S. A.

Rodríguez-Miranda, J. P., Gómez, E., Garavito, L., & López, F. (2010). Estudio de comparación del tratamiento de aguas residuales domésticas utilizando lentejas y buchón de agua en humedales artificiales. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 59-68.

Romero Rojas, J. A. (2005). *Tratamiento de aguas residuales: Teoría y principios de diseño*. Bogota: Escuela Colombiana de Ingeniería .

Sanchón, M. V. (2011). *Salud pública y atención primaria de salud*. Santander: Univerisdad de Cantabria.

Saeed, T. & Sun, G. A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. *Rev. Journal of*



Environmental Management. Vol. 112. 429-448.  
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.011>

Stange, L., & Osborne, D. (1988). Cell specificity in auxin- and ethylene-induced 'supergrowth' in *Riella helicophylla*. *Planta*, 175(3), 341-347. Retrieved from [www.jstor.org/stable/23379289](http://www.jstor.org/stable/23379289)

Sehar, S., Sumera, Naeem, S., Perveen, I., Ali, N., & Ahmed, S. (2015). A comparative study of macrophytes influence on wastewater treatment through subsurface flow hybrid constructed wetland. *Ecological Engineering*, 81, 62-69. doi:<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.04.009>

Sierra, C. A. (2011). *Calidad del agua: Evaluación y diagnóstico*. Medellín: Ediciones de la U.

Solís Silván, R., López Ocaña, G., Bautista Margulis, R. G., Hernández Barajas, J. R., & Romellón Cerino, M. J. (2016). Evaluación de humedales artificiales de flujo libre y subsuperficial en la remoción de contaminantes de aguas residuales utilizando diferentes especies de vegetación macrófita. *Interciencia*, pp 40-47.

Sudarsan, J. S., Annadurai, R., Mukhopadhyay, M., Chakraborty, P., & Nithiyantham, S. (2013). Domestic wastewater treatment using constructed wetland: an efficient and alternative way. *Sustainable Water Resources Management*, 3-9.

Thomaz, J. G., Drizo, A., & Sánchez-Román, R. M. (2017). Performance Evaluation of First-Order Hydraulic Models for COD Removal in Horizontal Subsurface-Flow Constructed Wetlands. *Technical Note*, 143-146.

Toscano, A., Marzo, A., Milani, M., Cirelli, G. L., & Barbagallo, S. (2015). Comparison of removal efficiencies in Mediterranean pilot constructed wetlands vegetated with different plant species. *Ecological Engineering*, 75, 155-160. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.12.005>

Valdez, E. C., & Vázquez, A. B. (2003). *Ingeniería de los sistemas de tratamiento y disposición de aguas residuales*. México: Fundación ICA.

Valipour, A., & Ahn, Y.-H. (2016). Constructed wetlands as sustainable ecotechnologies in decentralization practices: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 23, 180-197. doi:<https://doi.org/10.1007/s11356-015-5713-y>

Valles-Aragón, María Cecilia, & Alarcón-Herrera, María Teresa. (2014). Retención de arsénico en humedales construidos con *Eleocharis macrostachya* y



- Schoenoplectus americanus. Revista internacional de contaminación ambiental, 30(2), 143-148. . (n.d.).
- Vázquez Rodríguez, D. J., García Gil, E., Corona Romano, E. R., García Gil, E., & Márquez-Haces, R. M. (n.d.). Constante de Cinética a partir de DBO5 para dimensionamiento de Humedal Artificial. *AMEQA SETAC*.
- Villaseñor, J., Mena, J., Fernández, F. J., Gémez, R., & de Lucas, A. (2011). Kinetics of domestic wastewater COD removal by subsurface flow constructed wetlands using different plant species in temperate period. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 693-707.
- Voesenek, L., Rijnder, J., Peeters, A., Van de Steeg, H. M., & de Kroon, H. (2004). Plant hormones regulate fast shoot elongation under water: from genes to communities. *Ecology*, 85, 16-27. doi: <https://doi.org/10.1890/02-740>
- Vu J.C.V., Yelenosky G. (1991) Photosynthetic responses of citrus trees to soil flooding. *Physiol. Plantarum* 81: 7-14.
- Vymazal, J., 2011. Las plantas utilizadas en humedales construidos con subsuperficial horizontal flujo: una revisión. *Hydrobiologia* 674, 133-156.
- Wang, H., Jiang, D., Yang, Y., & Cao, G. (2013). Analysis of chemical reaction kinetics of depredeating organic pollutants from secondary effluent of wastewater treatment plant in constructed wetlands. *Water Science & Technology*, 353-358.
- Woodard & Curran, Inc. (2011). *Industrial waste treatment handbook* (Segunda ed.). Waltham, USA.: Butterworth-Heinemann Ed.
- Wu, S., Kuschk, P., Brix, H., Vymazal, J., Dong, R., (2014). Development of constructed wetlands in performance intensifications for wastewater treatment: A nitrogen and organic matter targeted review. *Rev. Water Research*. Volume 57, 40-55. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.03.020>
- Wu, H., Zhang, J., Ngo, H. H., Guo, W., Hu, Z., Liang, S., Fan, J., Liu, H. (2015) A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: Design and operation. *Rev. Bioresource Technology*. Vol. 175. 594-601. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.10.068>
- Yalcuk, A., Ugurlu, A., (2009). Comparison of horizontal and vertical constructed wetland systems for landfill leachate treatment. *Rev. Bioresource Technology* Volume 100. 2521-2526. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.11.029>
- Yu, B., Zhao, C.Y., Li, J. (2015) Morphological, physiological, and biochemical responses of *Populus euphratica* to soil flooding. *Photosynthetica* 53: 110. <https://doi.org/10.1007/s11099-015-0088-3>



Zarate, G., & Durán, C. (2008). Remoción de contaminantes en un sistema modelo de humedales artificiales a escala de laboratorio. *Technol. Ciencia Ed. (IMIQ)*, 23, 15-22.

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.  
México.

ANEXOS



Figura A1. Preparación de los reactores con impermeabilizante y membrana de refuerzo



Figura A2. Colecta de la vegetación de humedales naturales del estado



Figura A3. Llenado de los humedales con el medio de soporte



Figura A4. Siembra de la vegetación en el HAFL



Figura A5. Siembra de la vegetación en el HAFS



Figura A6 colocación de tubería de puntos de muestreo internos



Figura A7 Condiciones iniciales del HAFL

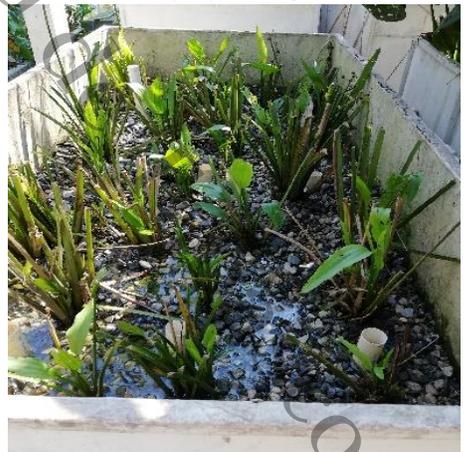


Figura A8 Condiciones iniciales del HAFS



Figura A9 HA en operación a los 3 meses de arranque



Figura A10 Verificación del correcto funcionamiento en los HA



Figura A11 Primeras presencias de florecimiento en los HA

Figura A12 Humedales al final de la operación

Figura A13 Flores de la *Echinodorus paniculatus*



Figura A14 Reproducción de la planta por estolones



Figura A15 Medición de variables morfométricas de las plantas



Figura A16 Pesado de la biomasa seca



Figura A17 Medición de sistema radicular de la planta al final del experimento



Figura A18 Análisis de los diversos parámetros estudiados para cada muestra



Figura A19 Medición del pH en muestras de agua tratada



Figura A20 Medición de la turbiedad

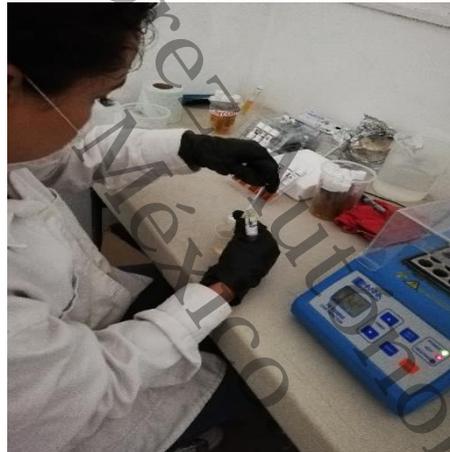


Figura A21 Preparación de muestras y medición de la concentración de DQO

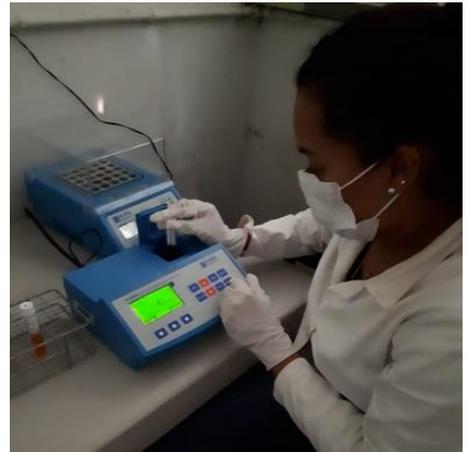


Figura A22 análisis de muestras para determinación de SST