



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

**FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES ZARAGOZA
CARRERA DE BIOLOGÍA**

**Prototipo de un humedal combinado con electrólisis para
el tratamiento de aguas grises**

T E S I S

**QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:
BIOLÓGA**

**P R E S E N T A :
CRUZ JUÁREZ DANA MARIANA**

DIRECTOR: MTRO. CANTELLANO DE ROSAS ELISEO



Trabajo realizado por el apoyo del programa
UNAM-DGAPA-PAPIME PE204221

CIUDAD DE MÉXICO

2022



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

Agradecimientos

A mi madre, hermanos y tías por apoyarme en cada decisión que he tomado a lo largo de mi vida profesional, así como a mis amigos Karen, Adriana, Miguel, Ray y Jarib por ser mi apoyo en cada clase y así finalizar nuestra carrera universitaria juntos, además de darme su amistad incondicional. También, agradezco a mi amiga Norma por ofrecerme su amistad por tantos años para ser un apoyo más en mi vida para lograr mis metas y a David por ayudarme a no perder la constancia en el desarrollo de este trabajo para conseguir culminarla.

A la **Universidad Nacional Autónoma de México**, en especial a los docentes de la Facultad de Estudios Superiores Zaragoza por brindarme su apoyo, paciencia y conocimiento.

Al **Programa de Apoyo para Innovar y Mejorar la Educación** por el apoyo económico recibido durante el proyecto.

Contenido

I.	Introducción.....	Pag. 6
II.	Marco teórico.....	Pag. 7
	II.1 Agua gris. Concepto, calidad y normatividad.....	Pag. 7
	II.2 Tratamiento de aguas grises con humedales artificiales componentes y procesos.....	Pag. 10
	II.3 Electroquímica y la electrólisis.....	Pag. 12
	II.4 El agua en la Ciudad de México (CDMX).....	Pag. 14
III.	Problemática.....	Pag. 17
IV.	Justificación.....	Pag. 17
V.	Hipótesis.....	Pag. 18
VI.	Objetivo general.....	Pag. 18
VII.	Objetivos particulares.....	Pag. 18
VIII.	Área de estudio.....	Pag. 18
IX.	Método.....	Pag. 19
X.	Resultados y discusión.....	Pag. 24
	X.1 Diseño del prototipo de humedal combinado.....	Pag. 25
	X.2 Calidad el agua y eficiencia del sistema.....	Pag. 31
	X.3 Eficiencia del humedal prototipo para el tratamiento de aguas residuales.....	Pag. 43
	X.4 Vegetación.....	Pag. 49
XI.	Conclusiones.....	Pag. 55
	Anexos.....	Pag. 56
	Referencias.....	Pag. 62

Índice cuadros

Cuadro 1. Características de las aguas grises según su origen.....	Pag. 8
Cuadro 2. Composición de las aguas grises.....	Pag. 8
Cuadro 3. Constituyentes del agua gris.....	Pag. 9
Cuadro 4. Consumo de agua de fuentes fijas por demarcación territorial de Iztapalapa y sus alcaldías aledañas en $m^3 \text{ año}^{-1}$	Pag. 15
Cuadro 5. Número de descargas de aguas residuales por sector económico de Iztapalapa y sus alcaldías aledañas.....	Pag. 17

Índice figuras

Figura 1. Humedal artificial con flujo subsuperficial horizontal.....	Pag. 12
Figura 2. Principales componentes de un reactor electrolítico.....	Pag.13
Figura 3. Principales procesos que pueden desarrollarse en una celda electrolítica.....	Pag.14
Figura 4. Localización del acuífero de la Cuenca del Valle de México.....	Pag 15
Figura 5. Flujo de descargas de aguas residuales en la Ciudad de México por demarcación política.....	Pag. 16
Figura 6. Localización de la alcaldía Iztapalapa, Ciudad de México. México.....	Pag. 19
Figura 7. Etapas del procedimiento metodológico para el diseño, instalación, operatividad y evaluación de la eficiencia de un humedal para el tratamiento de aguas grises en Iztapalapa, CDMX.....	Pag. 20
Figura 8. Métodos estandarizados empleados para determinar la calidad del agua.....	Pag. 20
Figura 9. Colorímetro Hach DR /890 y multiparámetros o multisonda marca YSI professional empleados en la determinación de parámetros.....	Pag. 21
Figura 10. Ejemplo de coliformes totales y E. coli sobre la membrana con medio de cultivo ColiBlue.....	Pag. 23
Figura 11. Fórmula para calcular porcentaje de remoción de contaminantes.....	Pag. 23
Figura 12. Medidas de contenedores.....	Pag. 25
Figura 13. Esquema de humedal de referencia y con electrodos.....	Pag. 26
Figura 14. Ejemplares de <i>Zantedeschia aethiopica</i> , <i>Canna indica</i> , <i>Cyperus alternifolius</i> , <i>Cyperus papyrus</i> y <i>Typha</i> sp. utilizados en la puesta en marcha de los sistemas.....	Pag. 27
Figura 15. Puesta en marcha de los sistemas humedal testigo y humedal con electrodos sin ejemplares y con ejemplares de <i>Canna Indica</i> y <i>Typha</i> sp. en el submódulo 1, así como, <i>Cyperus alternifolius</i> y <i>Zantedeschia aethiopica</i> en el submódulo 2.....	Pag.28
Figura 16. Humedal de referencia y humedal con electrodos (submódulo 2) en su sexto mes (agosto) con <i>Cyperus alternifolius</i> , <i>Typha</i> sp. y <i>Zantedeschia aethiopica</i> antes de la primera poda.....	Pag. 29
Figura 17. Humedal de referencia y humedal con electrodos (submódulo 2) en su sexto mes (agosto) con <i>Cyperus alternifolius</i> , <i>Typha</i> sp. y <i>Zantedeschia aethiopica</i> después de la primera poda.....	Pag. 29

Figura18. Humedal de referencia y humedal con electrodos (submódulo 2) en su séptimo mes (octubre) con *Cyperus alternifolius*, *Typha* sp. y *Zantedeschia aethiopica* después de la segunda poda.....Pag. 30

Índice gráficas

Gráfica 1. Temperatura (°C) y sólidos disueltos totales (SDT mg L ⁻¹) en el influente y efluente del HA electrodos.....	Pag. 32
Gráfica 2. Temperatura (°C) y sólidos disueltos totales (SDT mg L ⁻¹) en el influente y efluente del HA testigo.....	Pag. 33
Gráfica 3. Conductividad (mS cm ⁻¹), sulfatos (mg L ⁻¹) y ortofosfatos (mg L ⁻¹) en el influente y efluente del HA electrodos.....	Pag. 34
Gráfica 4. Conductividad (mS cm ⁻¹), sulfatos (mg L ⁻¹) y ortofosfatos (mg L ⁻¹) en el influente y efluente del HA testigo.....	Pag. 35
Gráfica 5. DO (mg L ⁻¹), DBO (mg L ⁻¹) y pH en el influente y efluente del HA electrodos.....	Pag. 36
Gráfica 6. DO (mg L ⁻¹), DBO (mg L ⁻¹) y pH en el influente y efluente del HA testigo.....	Pag. 38
Gráfica 7. Nitratos (mg L ⁻¹), nitritos (mg L ⁻¹) y amoníaco (mg L ⁻¹) en el influente y efluente del HA electrodos.....	Pag. 39
Gráfica 8. Nitratos (mg L ⁻¹), nitritos (mg L ⁻¹) y amoníaco (mg L ⁻¹) en el influente y efluente del HA testigo.....	Pag. 40
Gráfica 9. Coliformes totales (UFC) y <i>E. coli</i> (UFC) en HA electrodos.....	Pag. 42
Gráfica 10. Coliformes totales (UFC) y <i>E. coli</i> (UFC) en HA testigo.....	Pag. 42
Gráfica 11. Porcentajes de remoción de ortofosfatos en HA electrodos y testigo.....	Pag. 43
Gráfica 12. Porcentajes de remoción de nitratos en HA electrodos y testigo.....	Pag. 44
Gráfica 13. Porcentajes de remoción de nitritos en HA electrodos y testigo.....	Pag. 45
Gráfica 14. Porcentajes de remoción de amoníaco en HA electrodos y testigo.....	Pag. 46
Gráfica 15. Altura media (cm) de <i>Typha</i> sp. (1 y 2), <i>Zantedeschia aethiopica</i> , <i>Cyperus papyrus</i> , <i>Cyperus involucratus</i> y <i>Canna Indica</i> en HA testigo por mes.....	Pag. 50
Gráfica 16. Altura media (cm) de <i>Typha</i> sp. (1 y 2), <i>Zantedeschia aethiopica</i> , <i>Cyperus papyrus</i> , <i>Cyperus involucratus</i> y <i>Canna Indica</i> en HA electrodos por mes.....	Pag. 52

Gráfica 17. Cobertura (%) media de *Typha* sp. (1 y 2), *Zantedeschia aethiopica*, *Cyperus papyrus*, *Cyperus involucratus* y *Canna Indica* en HA testigo por mes.....Pag. 53

Gráfica 18. Cobertura media (%) de *Typha* sp. (1 y 2), *Zantedeschia aethiopica*, *Cyperus papyrus*, *Cyperus involucratus* y *Canna Indica* en HA electrodos por mes...Pag. 55

Índice anexos

Anexo 1. Parámetros físicos en HA electrodos por mes.....Pag. 56

Anexo 2. Parámetros físicos en HA testigo por mes.....Pag. 56

Anexo 3. Parámetros químicos y bacteriológicos en HA electrodos.....Pag. 57

Anexo 4. Parámetros químicos y bacteriológicos en HA testigo.....Pag. 58

Anexo 5. Valores promedio, máximos y mínimos de parámetros de calidad de agua en el sistema HA testigo.....Pag. 59

Anexo 6. Valores promedio, máximos y mínimos de parámetros de calidad de agua en el sistema HA electrodos.....Pag. 60

Anexo 7. Tabla de porcentajes de remoción de ortofosfatos, nitratos, nitritos y amoniaco en HA electrodos.....Pag. 61

Anexo 8. Tabla de porcentajes de remoción de ortofosfatos, nitratos, nitritos y amoniaco en HA testigo.....Pag. 61

I. Introducción

El agua es un recurso que se encuentra en el planeta en gran cantidad, pero lo cierto es que en su mayor parte no es apta para el consumo humano (Rey, 2010), la mayor parte es salada, por lo que el agua dulce se encuentra en una situación crítica. De acuerdo con los estudios sobre los balances hídricos del planeta, solamente el $7 \times 10^{-3}\%$ del agua dulce se encuentra realmente disponible a todos los usos humanos directos (Toledo, 2002). Los beneficios para los seres humanos de este recurso incluyen: agua para beber, de riego y de usos industriales (Jackson *et al.*, 2001). El problema de la escasez del agua no solo está aunado a la pequeña fracción que se encuentra disponible para consumo humano y para los ecosistemas, entre otros factores importantes también se encuentran problemas ambientales, el evidente crecimiento demográfico y la mala gestión de aguas residuales, todo esto ha provocado que la competencia por el agua dulce haya aumentado.

En México, las descargas de aguas residuales se clasifican en municipales (abastecimiento público urbano y rural) y no municipales (otros usos como industria autoabastecida) (CONAGUA, 2018). También se pueden clasificar en negras (incluyen descargas de los inodoros) y grises. Las aguas grises se caracterizan por ser jabonosas, las cuales pueden contener grasas que provienen de la ducha, tina, lavamanos, lavaplatos y lavadora (Estévez & Conumba, 2019). En la actualidad, el incremento de la demanda de agua potable por la expansión urbana y su escasez hace necesario diseñar alternativas de tratamiento de aguas grises para su reutilización (Torres, 2019).

La provisión de servicios de abastecimiento de agua y saneamiento (eficiente, equitativa y oportuna) presenta formidables desafíos de gestión e inversión, que simplemente no se pueden cumplir en las condiciones existentes (Tortajada, 2006). En el país, los procesos de tratamiento de aguas residuales municipales incluyen lodos activados, lagunas de estabilización (primario avanzado), lagunas aireadas, filtros biológicos, dual, entre otros (SEMARNAT, 2014). Según cifras oficiales, se trata el 52.7% de las aguas municipales que se generan, y el 32% de las aguas no municipales (CONAGUA, 2018). Debido a las desventajas de los métodos convencionales de tratamiento de aguas residuales (Herrera & Hernández, 2019). En la actualidad, los humedales artificiales (HA) se han establecido como una alternativa viable para el tratamiento de aguas residuales (Marín, 2017). Los HA son sistemas de fitodepuración que pueden eliminar contaminantes mediante varios procesos que incluyen sedimentación, degradación microbiana, absorción de la vegetación y el sustrato, reacciones químicas y volatilización (Stearman *et al.*, 2003; Delgadillo *et al.*, 2010).

Existen diversos diseños de HA e incluso combinaciones de diseños tradicionales con otras tecnologías físicas y químicas o modificaciones para mejorar la eficiencia del tratamiento de aguas residuales, por ejemplo, con aireado artificial, flujo discontinuo, corredor de flujo circular, etcétera (Díaz *et al.*, 2012). En el

presente trabajo se hará el diseño de una propuesta alternativa para el tratamiento de aguas grises, así como evaluar su eficiencia a nivel prototipo, utilizando procesos electroquímicos, como lo es la electrólisis, el cual se ha demostrado ser altamente efectivo en el tratamiento de aguas residuales en combinación con un HA (Pulkka *et al.*, 2014).

II. Marco teórico

II.1 Agua gris. Concepto, calidad y normatividad

La calidad del agua es un atributo basado en las propiedades físicas, químicas y biológicas (Peters *et al.*, 2009). El nivel de calidad es determinante para el uso que se le asigne (para consumo humano recreación, agricultura o industria), lo cual hace necesaria la existencia de estándares de calidad específicos para los distintos usos (UNDP *et al.*, 2000). Cuando factores externos degradan la calidad natural del agua, se habla de contaminación (MMA, 2000). Asimismo, la Comisión Nacional del Agua en México determina las condiciones de calidad del agua en diferentes cuerpos acuáticos del país y sus principales indicadores de calidad son: la demanda bioquímica de oxígeno a cinco días (DBO_5), la demanda química de oxígeno (DQO) y la concentración de sólidos suspendidos totales (SST) (CONAGUA, 2018).

Las aguas grises son aguas derivadas de un uso doméstico, como: lavadoras, lavavajillas, duchas, tinas y lavamanos; son aguas residuales que tuvieron un uso ligero, que pueden contener jabón, cabello, suciedad o bacterias (Allen, 2015). Sin embargo, estas aguas grises son susceptibles de contaminarse con patógenos por el lavado de ropa interior, lavado de la zona anal en la regadera y cuando el usuario orina mientras se baña (Eriksson, *et al.*, 2002). En 2007, Franco estableció una caracterización de aguas grises (Cuadro 1). Las aguas grises provenientes del lavamanos y ducha pueden ser reusadas para descarga de inodoros, riego de jardín, limpieza del hogar, lavandería y lavado de vehículos (Meléndez *et al.*, 2019). La composición del agua gris (Cuadro 2) que se espera en la descarga de una casa habitación dependerá de la calidad del agua del suministro y de las actividades que se desarrollen dentro de la vivienda. Estas actividades obedecen a hábitos de consumo, el número y edad de los habitantes, el nivel socioeconómico, los tipos y la cantidad de productos químicos utilizados, principalmente (Hernández *et al.*, 2011).

Cuadro 1. Características de las aguas grises según su origen (Franco, 2007).

Origen	Características
Lavavajillas	<ul style="list-style-type: none"> -Altamente contaminada con partículas de comida, aceites y grasas. - Cantidades variables de coliformes. - Generalmente presenta mayor cantidad de SST que las aguas servidas. - Crecimiento de microorganismos. Mal olor. - Contiene detergentes, blanqueadores. - Alta demanda de oxígeno. - Usualmente se considera como agua negra.
Ducha, tina y lavamanos	<ul style="list-style-type: none"> - Generalmente corresponde al agua menos contaminada (aguas grises claras). -Ducha y tina presentan coliformes. - Puede contener orina. - Contiene pelos y productos de limpieza como jabón, shampoo y pasta de dientes. - Baja demanda de oxígeno
Lavadora	<ul style="list-style-type: none"> -Contiene coliformes. - Contiene detergente (sodio, fósforo, boro, amonio, nitrógeno). - Alto pH. - Alta salinidad. - Alta cantidad de sólidos suspendidos (pelusas), alta turbiedad.

Cuadro 2. Composición de las aguas grises (Eriksson *et al.*, 2002). D= duchas, T= tinas y LM= lavamanos.

Parámetro	Lavavajilla	Lavadora	D, T y LM	Mixta
Temperatura	18-38°C			
SDT (mg L⁻¹)	137-1,260			-
pH	6.3-7.4	8.1-10	6.4-8.1	6.5-8.7
Conductividad (mS cm⁻¹)	-	190-1,400	82-250	320-20,000
DBO (mg L⁻¹)	5-1,460	48-472	76-300	12.6-360
NO₃¹⁻ (mg L⁻¹)	0.3-5.8	0.4-2	0.28-6.3	0-4.9
PO₄³⁻ (mg L⁻¹)	12.7-32	4-171	0.94-48.8	4-68
NT (mg L⁻¹)	0.31-74	1-40	5-20	0.52-31.5
PT (mg L⁻¹)	0.06-74	0.062-57	0.11-2	0.16-27.3

La caracterización del agua gris presenta una amplia heterogeneidad ya que los valores para los distintos parámetros tienen un intervalo muy variado y suelen depender del autor. Por ejemplo, en la revisión realizada por Eriksson y colaboradores (2002) se integran la temperatura y conductividad (cuadro 2) en la descripción de este tipo de agua. Por el contrario, en el cuadro 3 se muestran los constituyentes principales del agua gris, los cuales no incluyen la temperatura y conductividad en un estudio realizado por Nghiem y colaboradores en 2006.

Además, mientras en el cuadro 2 los valores de nitrógeno y fósforo totales son de 0.31-74 y 0.06-74 mg L⁻¹ respectivamente, en el cuadro 3 se muestran valores de 0.28-74 y 0.00062-74 mg L⁻¹, respectivamente. A pesar de que en ambos casos el valor máximo no muestra variación, el valor mínimo si varía, especialmente en el caso de fósforo total. Este mismo comportamiento también se ve reflejado en el caso de DBO₅, teniendo valores de 5-1,460 mg L⁻¹ (Eriksson *et al.*, 2002) y de 33-1,460 mg L⁻¹ (Nghiem *et al.*, 2006). Además, la caracterización del cuadro 2 incluye las especies químicas de ortofosfatos y amoniaco, mientras que en el cuadro 3 no se mencionan estos compuestos.

Cuadro 3. Constituyentes del agua gris (Nghiem *et al.*, 2006)

Parámetro	Agua residual doméstica	Agua gris
pH	5.9-7.7	5-10.9
SDT (mg L ⁻¹)	100-850	137-1,260
DBO (mg L ⁻¹)	28-400	33-1,460
NT (mg L ⁻¹)	20-117	0.28-74
PT (mg L ⁻¹)	3.2	0.00062-74

Con respecto a la normatividad, en México no está reglamentado el tratamiento, la disposición y la reutilización de aguas grises (Cruz, 2013). Sin embargo, existe legislación ambiental en donde de las Normas Oficiales Mexicanas (NOM) expedidas por la SEMARNAT reglamentan las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado y a los cuerpos receptores de agua. Por ejemplo, la regulación de la calidad de agua residual está fundamentada en la NOM-002-SEMARNAT-1996, donde se establecen los límites máximos permisibles de los contaminantes que se indican en esta norma, debido a que es de orden federal, y la NOM-001-SEMARNAT-1996, que establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la Nación, así como la versión actualizada de esta norma (NOM-001-SEMARNAT-2022). Estas dos normas se pueden utilizar para evaluar el reúso y la disposición del agua gris.

Por otro lado, para evaluar el uso de aguas tratadas se debe tomar en cuenta la normativa NOM-003-SEMARNAT-1997 que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público como parte de la evaluación del sistema en el fluente, así como la NADF-003-AGUA-2002, que establece las condiciones y requisitos para la recarga en el Distrito Federal por inyección directa de agua residual tratada al acuífero de la zona metropolitana de la Ciudad de México.

II.2 Tratamiento de aguas grises con humedales artificiales, componentes y procesos.

Los tratamientos usados para el saneamiento de las aguas grises corresponden a los mismos que se utilizan comúnmente en las aguas negras. La diferencia está en la composición del agua, que determina el nivel y tipo de tratamiento a ocupar (Robles *et al.*, 2011). Existe una gran variedad de sistemas de tratamiento para tratar aguas grises: químicos (coagulación y floculación), físicos (filtración y decantación), biológicos (lodos activados, filtros biológicos aireados y humedales artificiales) y desinfección (cloración, ozonificación y radiación UV) (Franco, 2007). Otros autores incluso refieren la utilización de métodos más sofisticados y caros como microfiltración, ultrafiltración, nanofiltración y ósmosis inversa (Suárez, 2010).

Los humedales artificiales (HA) son sistemas de fitodepuración de aguas residuales a través del desarrollo de un cultivo de macrófitas enraizadas sobre un lecho de grava impermeabilizado (Arteaga *et al.*, 2019). La acción de las macrófitas hace posible una serie de complejas interacciones físicas, químicas y biológicas a través de las cuales el agua residual afluyente es depurada progresiva y lentamente (Delgadillo *et al.*, 2010). La eficiencia de remoción de los HA, en comparación con los sistemas de tratamiento convencionales, es relativamente alta con una remoción de nitrógeno total del 40-50% y de fósforo total de 50-60%; por otro lado, el porcentaje de remoción para sustancias orgánicas (DBO y SST) es de 80-90% (Lee *et al.*, 2009).

La hidrología es el factor de diseño más importante en un HA porque reúne todas sus funciones y es, a menudo, la variable que determina su éxito o fracaso (Arteaga *et al.*, 2019). El crecimiento de las plantas permite la eliminación de nutrientes (nitrógeno y fósforo, principalmente) a través de la absorción de las plantas para la formación de la biomasa, sin embargo, el porcentaje de absorción por parte de la vegetación es de alrededor del 10-20%. Por otro lado, la eliminación de mayor eficiencia del nitrógeno se lleva a cabo a través de la nitrificación y desnitrificación microbiana (Delgadillo *et al.*, 2010). La correcta selección de los distintos componentes de un HA está relacionada con la carga hidráulica y orgánica.

La arena gruesa es el sustrato más adecuado en el tratamiento de aguas residuales grises para los países en desarrollo o países en transición (con clima cálido hasta templado) (GIZ, 2011). El sustrato del humedal es la parte que favorece la actividad biológica y su espesor depende del objetivo de tratamiento, siendo lo más común que sea de 40 a 80 cm. De sus componentes, la capa de grava no contribuye al proceso de filtración, pero sí a la distribución uniforme del agua. Su función es proteger el área de entrada, distribuyendo efectivamente el agua que entra en el humedal y evitando su acumulación en la superficie, mientras que en la salida la grava asegura que la arena del lecho filtrante se mantenga dentro del humedal y que no se pierda con el efluente. No es recomendable utilizar una

separación de tela o membrana textil entre las capas de arena y grava ya que esto podría repercutir de forma negativa en la actividad microbiana (GIZ, 2011). Por otro lado, los microorganismos se encargan de realizar el tratamiento biológico y los procesos que realizan (degradación de la materia orgánica, la eliminación de nutrimentos y elementos traza y la desinfección) dependen de la disponibilidad de oxígeno en los componentes del HA: en la zona superior predomina el oxígeno generado por fotosíntesis y el oxígeno proveniente de la atmósfera (microorganismos aerobios) y, en el sustrato granular predominarán los microorganismos anaerobios. Los principales procesos que llevan a cabo los microorganismos son la (Arias, 2004).

Los HA son denominados como "simples sistemas de baja tecnología" (GIZ, 2011), pero los procesos que realizan para el tratamiento de las aguas residuales están muy lejos de ser "simples" (Arteaga *at al.*, 2019). Las actividades de depuración ocurren en diferentes zonas dentro del "lecho del filtro", siendo los siguientes componentes del sistema (Figura 1):

- | | | |
|---------------------|----------------|------------|
| -Sustrato de arena. | -Zona radical. | -Detritus. |
| -Poro de agua. | -Poro de aire. | -Plantas. |
| -Raíces. | -Biopelícula. | |

El proceso de tratamiento en el lecho es el resultado de complejas interacciones entre todos estos componentes, por lo que los HA tienen diferentes espacios con condiciones de oxígeno que desencadenan los diversos procesos de oxidación y reducción de los contaminantes biodegradables (GIZ, 2011).

En la figura 1 se observa una representación esquemática de un HA de flujo subsuperficial horizontal, en donde el agua residual se alimenta en la entrada y fluye a través del sustrato poroso debajo hasta llegar a la zona de salida de forma más o menos horizontal, donde finalmente es recolectada y descargada (Vymazal, 2010).

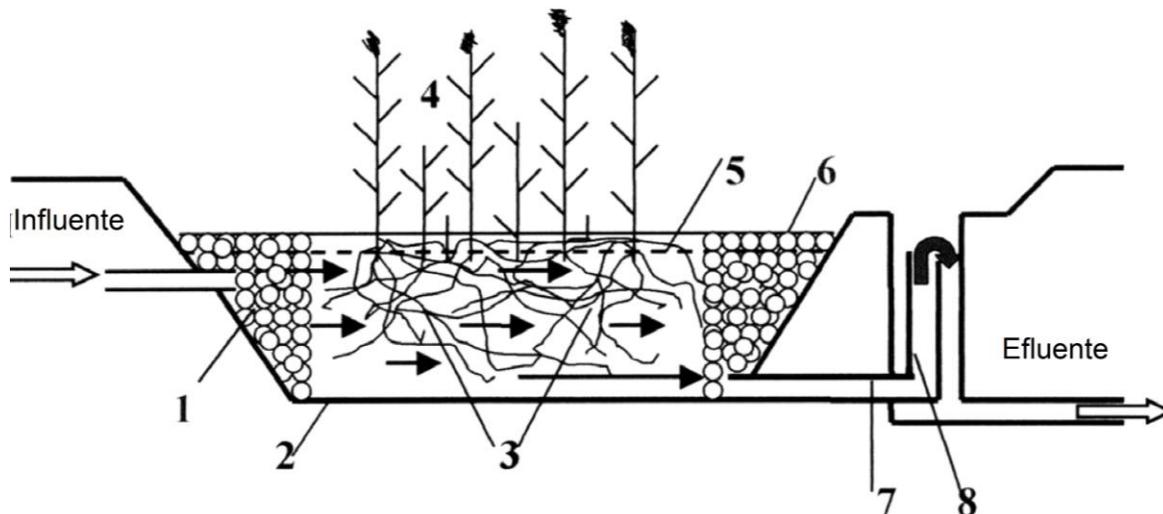


Figura 1. Humedal artificial con flujo subsuperficial horizontal. 1-zona de distribución de entrada llena de piedras grandes; 2-capa impermeable; 3-material de filtración; 4-vegetación; 5-nivel de agua en la cama; 6-zona de recogida de salida; 7-tubería de drenaje; 8-estructura de salida con ajuste de nivel de agua (Vymazal, 2010).

II.3 Electroquímica y la electrólisis

La electroquímica es la ciencia que analiza y describe las transformaciones Redox de la materia a escala atómica por cambios de carga electrónica que pueden controlarse mediante dispositivos eléctricos (Romero *et al.*, 2021). Por tanto, se trata de controlar las reacciones de oxidación-reducción con una corriente eléctrica o con una tensión (Lefrou *et al.*, 2012).

La electroquímica analiza diversos procesos importantes para el aprovechamiento de diversos recursos energéticos (como las celdas de combustible) o para la remediación ambiental, en la que genera diversas aportaciones positivas, como (Díaz, 2014):

- No se utilizan reactivos químicos, dado que el electrón es el único “reactivo” que participa en el proceso. Además, la degradación del agente oxidante se puede eliminar en forma de gas o en un precipitado que se elimina del agua.
- Se pueden desarrollar a presión atmosférica y a temperaturas próximas a las condiciones “normales”.
- El equipo que se requiere es muy sencillo, en comparación con el que se utiliza en otras técnicas sofisticadas de remediación.
- El control del potencial puede permitir un tratamiento selectivo de determinadas especies químicas más fácilmente oxidables o reducibles.

Entre las aplicaciones de la electroquímica para el tratamiento de aguas residuales se encuentran los procesos de electrocoagulación y electrólisis (Romero *et al.*, 2021). La electrólisis es una tecnología electroquímica mediante la que se provoca un cambio químico en un líquido por intervención de la energía eléctrica. La energía eléctrica se introduce mediante la aplicación de una diferencia de

potencial entre los elementos conductores (electrodos) sumergidos en el líquido, este líquido debe contener sustancias capaces de oxidarse y reducirse (anolito y catolito). La diferencia de potencial genera un paso neto de corriente eléctrica (electrones) entre los electrodos, con la consiguiente oxidación de algunas especies en la superficie de uno de los electrodos (ánodo) y la reducción de otras en el otro (cátodo) (Díaz, 2014) (Figura 2). Por otro lado, los principales cambios que pueden ocurrir en un proceso electrolítico al conectar dos electrodos a una fuente de alimentación de corriente continua propician el transporte de electrones de uno al otro (Figura 3). En el cátodo los productos reducidos resultantes pueden pasar a formar parte de éste (electrodeposición) o pueden continuar en disolución (electrorreducción), por otro lado, en el ánodo se da la oxidación de los compuestos presentes en la disolución (electrooxidación), o bien la oxidación de la parte del material electrodico (electrodisolución).

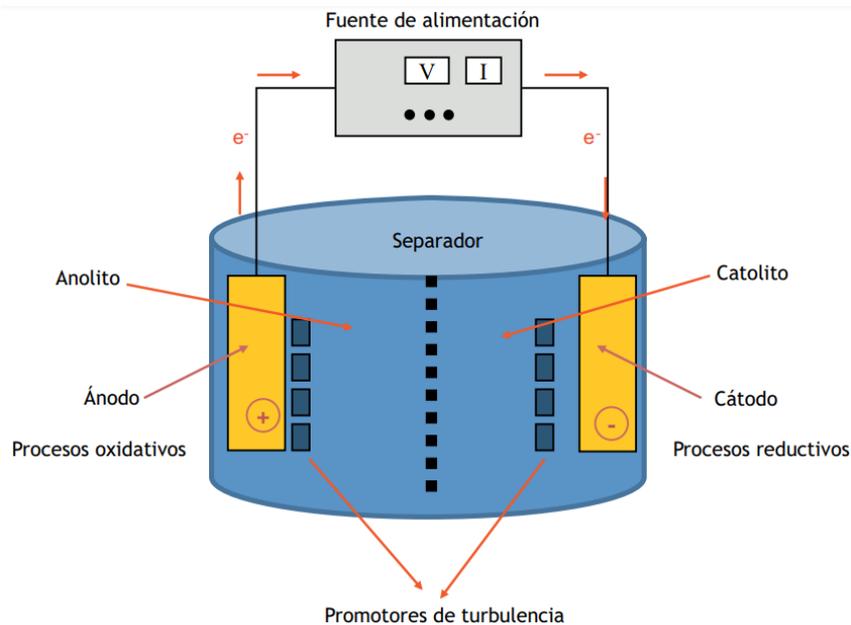


Figura 2. Principales componentes de un reactor electrolítico (Díaz, 2014).

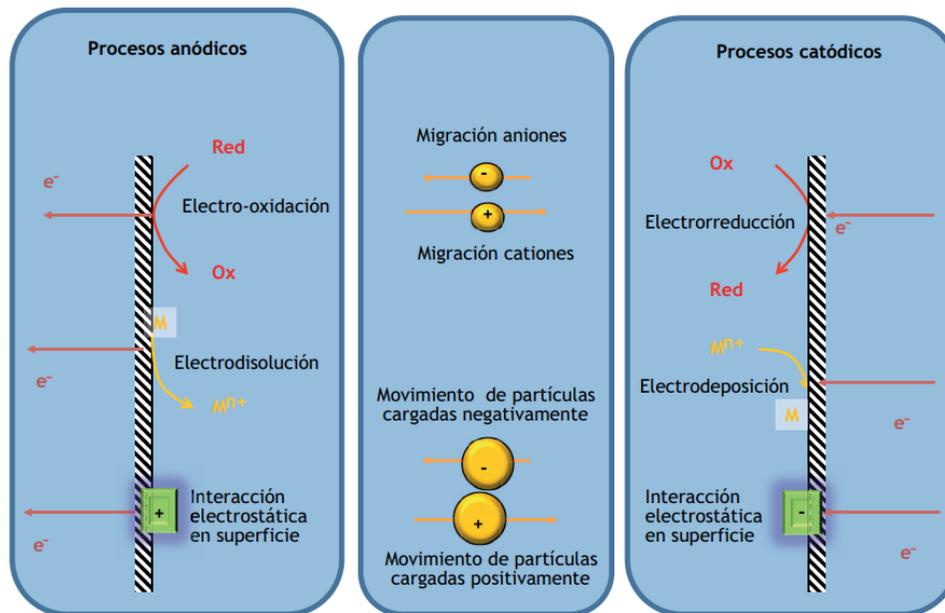


Figura 3. Principales procesos que pueden desarrollarse en una celda electrolítica (Díaz, 2014).

En un estudio de revisión realizado por Pulkka et al. (2014) se mostró que la combinación de dos electrodos de hierro y aluminio, mediante una fuente de corriente continua ($0.1, 1.0, 3.0$ y 5.0 mA cm^{-2}) remueve el 100% de nitratos (NO_3^-) en una solución sintética de $5 \times 10^3 \text{ mL}$ con una concentración de 109 mg L^{-1} de dicho compuesto. Por otro lado, para el caso de ortofosfatos (PO_4^{3-}) dos placas de aluminio o hierro durante 50 minutos con una densidad de corriente de $3\text{-}5 \text{ mA cm}^{-2}$ removieron $>99.6\%$ de este contaminante de una solución sintética de $5 \times 10^3 \text{ mL}$ con una concentración de 27 mg L^{-1} .

II. 4 El agua en la Ciudad de México (CDMX).

La problemática de escasez y deterioro del agua se presenta tanto a nivel mundial, nacional y regional, por lo tanto, su atención requiere considerar el volumen, grado de contaminación y alternativas para su reutilización (David *et al.*, 2022). El consumo de agua depende de la zona y del tipo de suministro, el acuífero Zona Metropolitana de la CDMX, el cual se encuentra ubicado en el sur poniente de la Cuenca del Valle de México, ocupa el 17% de la superficie de la cuenca endorreica, la cual, abarca la totalidad de la CDMX y una porción del Estado de México (Figura 4). El suministro depende fundamentalmente del acuífero y de acuerdo al censo realizado en 1990 el volumen calculado de extracción total es de 623.8 hm^3 anuales, de los cuales 448.5 hm^3 (71.9 %) son para uso público urbano, 0.5 hm^3 (0.1%) corresponden al uso agrícola y 174.8 hm^3 (28.0 %) para uso industrial y otros (CONAGUA, 2020).

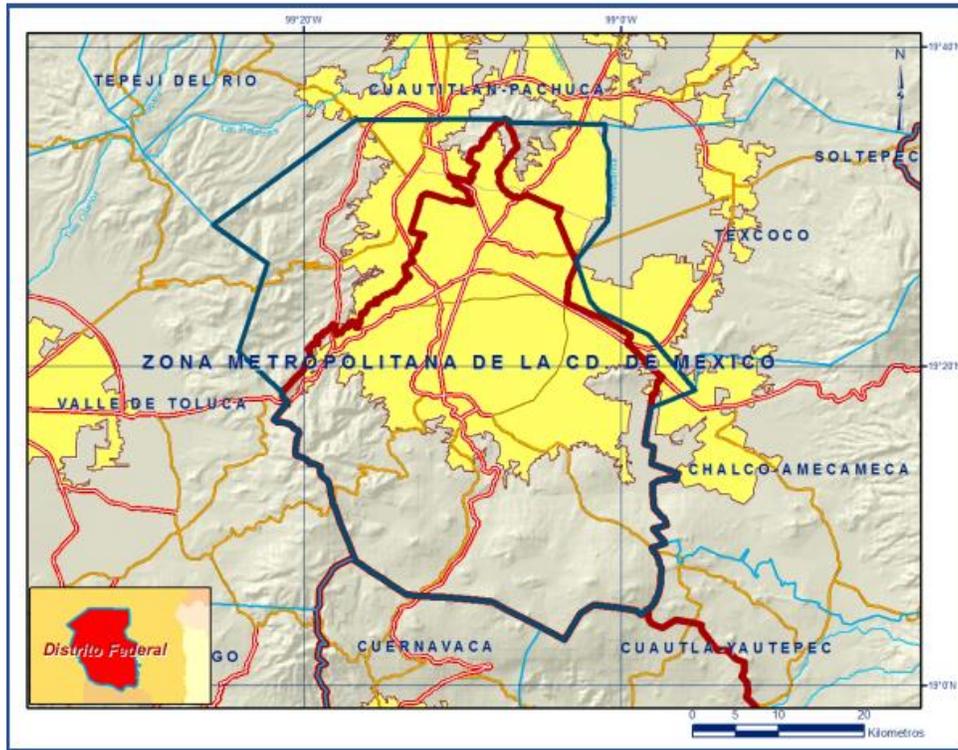


Figura 4. Localización del acuífero de la Cuenca del Valle de México (Conagua, 2020).

Este trabajo se ubica en la cuenca del valle de México cuyo balance hídrico tiene un déficit de 507,230,340 m³ anuales, los cuales se están extrayendo a costa del almacenamiento no renovable del acuífero (CONAGUA, 2020), ya que algunas alcaldías del poniente, como Iztacalco, tiene un consumo de 1,735,318 m³ año⁻¹, del sur (Benito Juárez y Coyoacán) se tiene un consumo de 2,681,682 y 2,116,357 m³ año⁻¹, respectivamente. Mientras que en el oriente se presenta el siguiente consumo: Xochimilco 514,324 m³ año⁻¹, Tláhuac 160,065 m³ año⁻¹, e Iztapalapa 2,618,321 m³ año⁻¹ (Cuadro 4), siendo la última alcaldía la que presenta el segundo mayor consumo de agua anualmente de este grupo.

Cuadro 4. Consumo de agua de fuentes fijas por demarcación territorial de Iztapalapa y sus alcaldías aledañas en m³ año⁻¹ (SEDEMA, 2018).

Alcaldía	Red de agua potable	Agua de pipas	Agua de pozos	Agua tratada	Red de agua tratada	Consumo total
Benito Juárez	2,414,227	121,279	107,755	29,498	8,923	2,681,682
Coyoacán	1,729,079	46,375	312,981	25,578	2,344	2,116,357
Iztacalco	582,386	85,402	1,061,774	4,281	1,475	1,735,318
Iztapalapa	1,465,922	672,522	559	54,585	424,733	2,618,321
Tláhuac	103,699	55,366	NR	1,000	NR	160,065

Alcaldía	Red de agua potable	Agua de pipas	Agua de pozos	Agua tratada	Red de agua tratada	Consumo total
Xochimilco	394,965	40,005	60,840	14,449	4,065	514,324
NR= No reportado						

Además del alto consumo, la alcaldía Iztapalapa ocupa el tercer lugar en generación de flujo de descargas de aguas residuales (Figura 5), representando el 10% de los caudales que se generan en la CDMX (SEDEMA, 2018).

A pesar de que no se tiene contabilizada la generación de agua gris en la CDMX, si se tiene registro del número de descargas de aguas residuales por sector económico (Cuadro 5), en donde, destaca el sector industria y comercio. Por otro lado, Iztapalapa es la alcaldía que presenta un mayor número de descargas, mientras que, en el sector servicios, es la segunda con mayor número de descargas de aguas residuales (SEDEMA 2018).

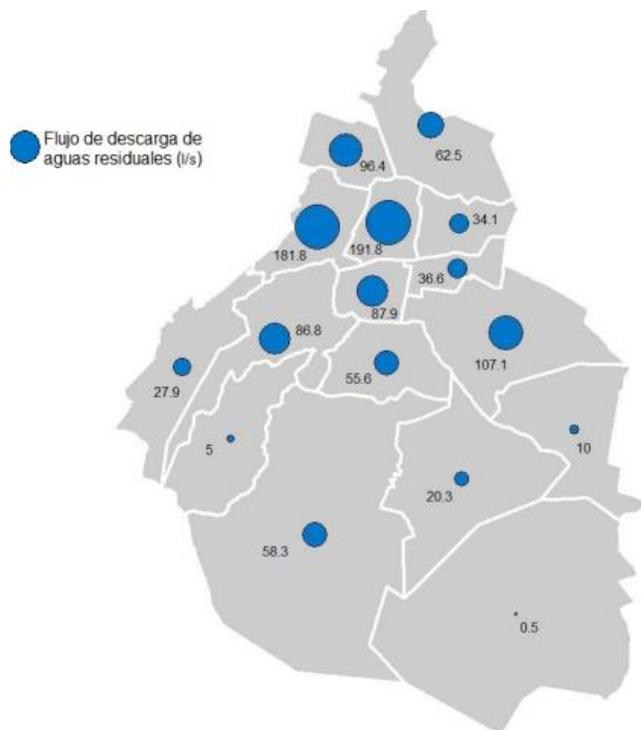


Figura 5. Flujo de descargas de aguas residuales en la Ciudad de México por demarcación política (SEDEMA, 2018).

Cuadro 5. Número de descargas de aguas residuales por sector económico de Iztapalapa y sus alcaldías aledañas (SEDEMA, 2018).

Alcaldía	Industria	Servicios	Comercio	Total
Benito Juárez	85	553	121	759
Coyoacán	57	318	69	444
Iztacalco	167	140	51	358
Iztapalapa	349	366	167	882
Tláhuac	46	36	10	92
Xochimilco	20	62	28	110

III. Problemática

En general se ha reportado que los humedales artificiales eliminan o transforman diversos tipos de contaminantes destacando materia orgánica (DBO y DQO) y contaminación biológica (coliformes totales y fecales) con eficiencias superiores al 80% (cita), sin embargo, la eliminación de nutrimentos como nitratos y fosfatos es relativamente baja. En este tipo de sistemas de tratamiento el nitrógeno se reduce principalmente a través de la nitrificación, la desnitrificación microbiana, el proceso de anammox y la adsorción del sustrato. Estos porcentajes bajos pueden deberse a diversos factores como la saturación del sustrato, y la baja capacidad de asimilación por parte de las plantas. Por tal motivo la eliminación de nitrógeno y fósforo representa un desafío en el diseño y operación de los humedales.

Por otra parte, la electrocoagulación y la electrolisis se está aplicando en el tratamiento de aguas residuales para la remoción de diversos contaminantes entre los que se incluye a los nutrimentos antes mencionados con eficacia mayor al 90% (Pulkka *et al.*, 2014).

De esta manera se plantea la siguiente pregunta de investigación ¿se podrá elaborar un diseño de humedal artificial que integre la electrolisis para incrementar la eficiencia de remoción de contaminantes?

IV. Justificación

Los tratamientos de aguas residuales tradicionales generalmente requieren de personal especializado y una considerable inversión económica, por lo que solo el 52.7% de las aguas municipales se tratan, por otro lado, los humedales de tratamiento son una ecotecnología que ha demostrado ser eficiente y económicamente viable para la disminución de contaminantes de las aguas residuales, así como de fácil operación, tanto de aguas grises como negras. La posibilidad de diseñar y poner en funcionamiento un sistema combinado con electroquímica, a escala familiar, sería relevante porque requeriría menor superficie para su establecimiento además de que requiere de poco mantenimiento con la

posibilidad de generar usos alternativos al agua tratada. Estos desarrollos permitirán a familias y comunidades tener el acceso al preciado recurso.

V. Hipótesis

En los humedales artificiales de tratamiento de aguas residuales la eliminación de nitrógeno y fósforo se realiza en un 40 y 60%, respectivamente, lo que puede generar problemas de saturación en el sistema. Si los procesos electroquímicos empleados en el tratamiento de aguas residuales han mostrado remociones mayores del 86% y hasta 99% de dichos nutrientes, entonces al incorporar un campo eléctrico en el sustrato de un humedal artificial se incrementará la eficiencia de remoción para dichos contaminantes.

VI. Objetivo general

Elaborar un prototipo de un humedal combinado con electrólisis para el tratamiento de aguas grises

VII. Objetivos particulares

- Determinar la concentración de nitratos, nitritos, amoníaco y ortofosfatos para determinar la calidad del agua del sistema con electrodos y testigo.
- Diseñar un prototipo de humedal de tratamiento incorporando un potencial eléctrico en el sustrato para incrementar la remoción de nitrógeno y fósforo.
- Construir y mantener el prototipo de humedal diseñado a escala familiar para el tratamiento de aguas residuales grises.
- Evaluar el establecimiento de las plantas y la eficiencia del humedal prototipo para el tratamiento de aguas grises.

VIII. Área de estudio

La construcción de los humedales se llevó a cabo en una casa habitación de cinco miembros, ubicada en la colonia Leyes de Reforma, 3ra sección, alcaldía Iztapalapa, CDMX (Figura 6) localizada en las coordenadas 19°22'44" latitud Norte y 99°3'41" longitud Oeste. Posee un clima templado subhúmedo con lluvias en verano y seco-semiseco templado, con rango de temperatura de 14-16°C y precipitación anual de 500-700 mm (INEGI, 2005).



Figura 6. Localización de la alcaldía Iztapalapa, Ciudad de México. México.

IX. Método

En la Figura 7 se muestra la secuencia del método, en donde se realizó una revisión bibliográfica respecto a los temas de humedales para el tratamiento de aguas residuales y electroquímica para así poder establecer el material que se utilizó en el diseño y construcción (abril) de los humedales (tipo de sustrato, vegetación y metal de los electrodos). Para el caso del HA con electrodos, se empleó una celda solar fotovoltaica comercial de policristal con una capacidad de tensión de corriente de 18 voltios, de los cuales solo se emplearon cinco voltios a lo largo de la experimentación y con una densidad de corriente continua de 0.57 mA cm^{-2} , así como electrodos de hierro y aluminio de $25 \times 30 \text{ cm}$.

Una vez realizado el diseño se procedió a la instalación del sistema y se realizó el análisis de calidad del agua (Figura 8). Se realizó el primer muestreo de agua a partir del segundo mes para lograr tener un buen desarrollo bacteriano y de la vegetación y así obtener un humedal estable para el tratamiento del agua gris, con un tiempo de retención hidráulica de un día por submódulo.

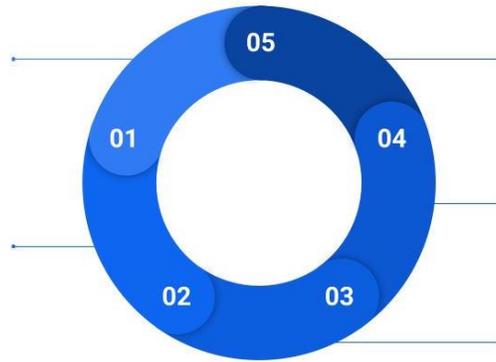
Además del muestreo de agua, también se realizó la colecta de los datos de crecimiento (altura y cobertura) de las especies vegetales utilizadas a lo largo del proyecto. Los muestreos se realizaron por 7 meses, en donde para el caso de la recolección del agua fue de mayo-noviembre del 2021 y para los datos de altura y cobertura de la vegetación fue de abril-octubre del 2021.

Revisión bibliográfica

- Humedales de tratamiento
- Electroquímica

Diseño

- Placas
- Vegetación
- Materiales
- Sustrato



Cálculos de % de remoción y análisis estadístico (ANOVA)

Muestreo de datos calidad del agua y vegetación

Instalación del sistema

Figura 7. Etapas del procedimiento metodológico para el diseño, instalación, operatividad y evaluación de la eficiencia de un humedal para el tratamiento de aguas grises en Iztapalapa, CDMX.

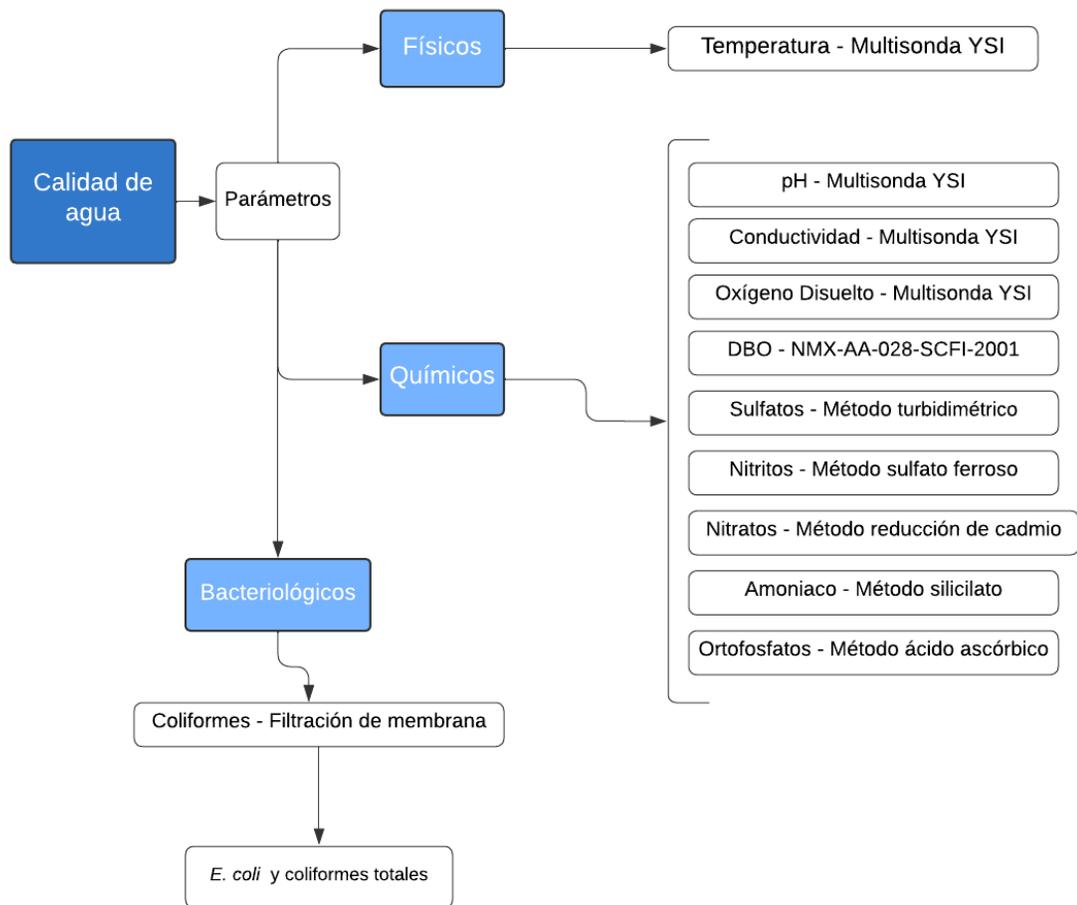


Figura 8. Métodos estandarizados empleados para determinar la calidad del agua

Los muestreos se realizaron en la entrada y la salida del HA con botellas de polietileno (1.0 L) y, para el análisis bacteriológico, se utilizaron botellas estériles de vidrio ámbar de 250mL. No hubo adición de ningún tipo de preservadores ya que todas las muestras se procesaron el mismo día que el del muestreo, sin embargo, sí se mantuvieron en refrigeración hasta su análisis.

Se registró la temperatura, pH, conductividad y oxígeno disuelto (OD) con ayuda del multiparámetro portátil marca YSI profesional de forma *in situ* (Figura 9). Posteriormente, se procesaron las muestras según las técnicas estandarizadas de la normatividad oficial vigente para DBO₅ y el manual HACH DR/890 para sulfatos, amoníaco, nitratos, nitritos, ortofosfatos.



Figura 9. Colorímetro Hach DR /890 y multiparámetros o multisonda marca YSI professional empleados en la determinación de parámetros.

Para evaluar la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) se siguió el método descrito en la norma NMX-AA-028-SCFI-2001, que consiste en medir la cantidad de oxígeno que requieren los microorganismos para efectuar la oxidación de la materia orgánica presente en aguas naturales y residuales y se determina por la diferencia entre el oxígeno disuelto inicial y el oxígeno disuelto al cabo de cinco días de incubación a 20°C.

El fósforo contenido en las muestras se analizó en forma de ortofosfatos conforme al método de ácido ascórbico (HACH 8048) con un intervalo de detección de 0.00 a 2.50 mg L⁻¹ de PO₄³⁻. Este método se basa en la reacción en un medio ácido del anión fosfato con iones molibdeno y antimonio para formar un complejo

de fosfomolibdato, el cual es reducido utilizando ácido ascórbico generando una coloración azul debida al molibdeno, característica que puede ser detectada mediante colorimetría. La absorbancia a 882 nm se relaciona directamente con la concentración de ortofosfato.

El nitrógeno amoniacal (amoniacal) se determinó por el método de salicilato (HACH 8155), con un intervalo de detección de 0.00 a 0.50 mg L⁻¹ de NH₃-N. En este método, los compuestos de amonio se combinan con el cloro para formar monocloramina. La monocloramina reacciona con salicilato para formar 5-aminosalicilato. El 5-amonosalicilato se oxida en presencia de un catalizador de nitroprusiato de sodio para formar un compuesto de color azul. El color azul esta enmascarado por el color amarillo debido al exceso de reactivo presente para dar una última solución de color verde que es medida colorimétricamente.

Los nitratos se determinaron con el método de reducción de cadmio (HACH 8039), con un intervalo de detección de 0.0 a 30 mg L⁻¹ de NO₃⁻. El método consiste en la reducción de los nitratos presentes en la muestra a nitritos, El ion nitrito reacciona en un medio ácido con ácido sulfanílico para formar una sal de diazonio intermedia que se acopla al ácido gentísico para formar un producto de color ámbar que es medido colorimétricamente.

Para los nitritos se utilizó el método sulfato ferroso (HACH 8153) con un intervalo de detección de 0.0 a 150 mg L⁻¹ de NO₂⁻. Este método utiliza sulfato ferroso en un medio ácido para reducir el nitrito a óxido nitroso. Los iones ferrosos se combinan con el óxido nitroso para formar un complejo marrón verdoso en proporción directa al nitrito presente.

La presencia de sulfatos en las muestras se determinó con el método turbidimétrico (HACH 8051) con un intervalo de detección de 0.0 a 70 mg L⁻¹ de SO₄²⁻. El principio de este método se basa en que los iones de sulfato en la muestra reaccionan con el bario del reactivo de sulfato SulfaVer 4 para formar sulfato de bario insoluble. La cantidad de turbidez formada es proporcional a la concentración de sulfato. El sulfaVer 4 también contiene un agente estabilizador para mantener el precipitado en suspensión.

Por último, la detección simultánea de coliformes totales y *Escherichia coli* se realizó con el método filtración de membrana empleando equipo HACH 10029 (Figura 10), que se basa en la filtración de una muestra directa o una alícuota de la muestra a través de una membrana de celulosa que retiene los organismos, la membrana se coloca dentro de una caja Petri en un cojinete absorbente saturado con medio líquido m-ColiBlue24 Broth y se incuba durante 24h a 35±0.5 °C. Un indicador enzimático en el medio hace que las colonias de coliformes totales cultivadas en el medio se tiñan de color rojo, mientras que las colonias *E. coli* son de color azul. La selectividad de los indicadores enzimáticos elimina la necesidad

de conformación. Además, este método es comparable con el Número Más Probable (HACH, 2009).

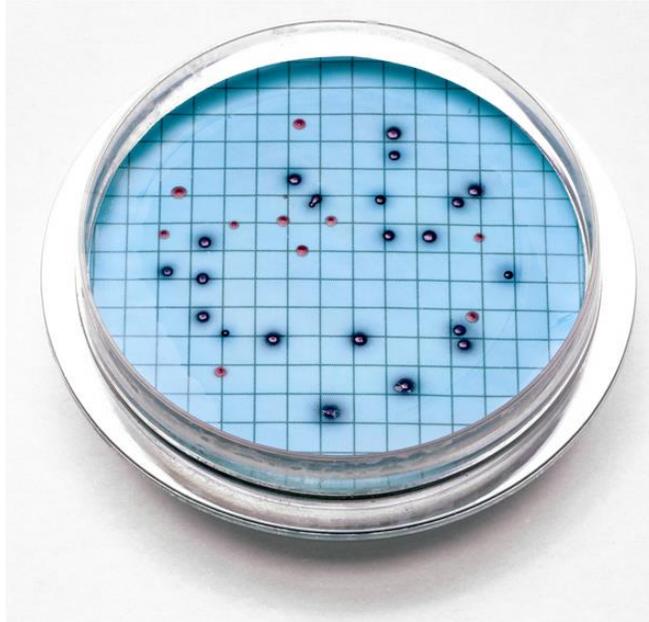


Figura10. Ejemplo de coliformes totales y E. coli sobre la membrana con medio de cultivo ColiBlue.

Finalmente, se realizaron cálculos de porcentaje de remoción de acuerdo con la siguiente fórmula (Gao *et al.*, 2019):

$$\text{Eficiencia de remoción (\%)} = \frac{(C_i Q_i - C_e Q_e)}{C_i Q_i} \times 100$$

Donde:

- C_i → Concentración del contaminante en el afluente (mg/L);
- C_e → Concentración del contaminante en el efluente (mg/L);
- Q_i → Caudal volumétrico diario del afluente de agua (m³/día)
- Q_e → Caudal volumétrico diario de agua efluente (m³/día)

Figura 11. Fórmula para calcular porcentaje de remoción de contaminantes (Gao *et al.*, 2019).

Para determinar la eficiencia del sistema y la comparación del diseño de tratamiento propuesto con la referencia (sin electrólisis), se realizó un análisis estadístico utilizando el programa SPSS, en donde antes de realizar la comparación de medias de los datos, se llevó a cabo como regla de decisión estadística la prueba de Kolmogorov-Smirnov con el fin de verificar la normalidad de los datos, en donde dependiendo del resultado del valor-P se rechaza o acepta la distribución normal de los datos, es decir, si el valor de significancia es mayor o igual que el valor alfa (0.05)

entonces no hay razón para pensar que los datos difieren significativamente de una distribución normal, por el contrario, si el valor de significancia es menor que dicho valor (0.05), se rechaza la idea de que los datos provienen de una distribución normal, con un 95% de confianza en ambos casos.

La determinación de las diferencias significativas entre el influente y efluente de los sistemas HA testigo y electrodos se realizó para los datos normales mediante la prueba paramétrica T de Student, mientras que para los datos que difieren de la distribución normal, se utilizó la prueba no paramétrica Wilcoxon. En cuanto a los resultados de eficiencia de los sistemas (en %), los cuales presentaron una distribución no normal, se utilizó la prueba no paramétrica Wilcoxon para determinar si hay diferencias estadísticamente significativas entre ambos sistemas.

Por último, el análisis estadístico de la vegetación se realizó con la prueba T de Student para los datos con distribución normal y la prueba U de Mann Whitney para los datos cuya distribución difiere a la normal, para encontrar diferencias estadísticamente significativas entre ambos sistemas.

X. Resultados y discusión

Este trabajo presenta un diseño alternativo novedoso para un HA prototipo modificado con electroquímica, con la intención de mejorar el desempeño de este tipo de sistemas en el tratamiento de aguas grises. A continuación, se especifican los resultados de calidad de agua, eficiencia de remoción y desarrollo vegetal durante la puesta en marcha donde se promovieron las reacciones de oxidorreducción con energía solar para realizar la electrólisis. Se comparan los resultados obtenidos con un humedal artificial testigo (sin cátodos) para determinar la eficiencia en ambos diseños durante un periodo de siete meses. Para el caso de la vivienda de este trabajo se cuenta con un tinaco con capacidad de 1.1 m³ para el abastecimiento y uso personal y familiar. Además de cinco personas habitando el domicilio y una recarga de 11 veces mensuales del tinaco, teniendo así un consumo por persona de $8.1 \times 10^{-2} \text{ m}^3 \text{ día}^{-1}$, un consumo total de $12.15 \text{ m}^3 \text{ mes}^{-1}$ y $145.8 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$ (considerando meses de 30 días). Al comparar los datos obtenidos de esta residencia de Iztapalapa con viviendas de otras ciudades como Guanajuato, Gay y colaboradores (2010) reportaron un gasto por persona de $2.7 \times 10^{-2} \text{ m}^3 \text{ día}^{-1}$, un gasto total de $4.86 \text{ m}^3 \text{ mes}^{-1}$ y $58.32 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$ (considerando meses de 30 días) con seis personas habitando ese domicilio. Por lo que, se puede notar que el volumen gastado en Iztapalapa es mucho mayor al de Guanajuato con una diferencia de $5.4 \times 10^{-2} \text{ m}^3 \text{ día}^{-1}$ por persona. Esta diferencia, debe ser considerada juntamente con los niveles de contaminantes al momento de hacer propuestas de tratamiento de aguas grises a partir de los siguientes resultados, los cuales se obtuvieron con una pequeña porción del agua presente en la vivienda en el sistema que a continuación se describe.

X.1 Diseño del prototipo de humedal combinado.

En la Figura 12 se muestran las medidas de los contenedores utilizados para la instalación de los sistemas. Se contó con un humedal prototipo de referencia (sin electrodos) y un humedal prototipo con electrodos, el cual se conectó mediante caimanes a un panel solar. Los puntos de muestreo se ubicaron en el influente (M_1) y efluente (M_2) (Figura 13). El diseño de ambos sistemas se realizó con el Software SketchUp de diseño 3D. Cada sistema presentó dos submódulos que corresponden a diferentes tipos de HA: el primero es de flujo subsuperficial vertical (H_1) con sustrato de grava fina con un diámetro promedio de 3.0mm, y el segundo es de flujo subsuperficial horizontal (H_2) con tres diferentes capas de sustrato (zeolita, tezontle y grava fina). Los contenedores plásticos, se conectaron mediante tubos de PVC para el paso del agua. La vegetación seleccionada pertenece a las especies de *Canna indica*, *Typha* sp. y *Cyperus papyrus* (H_1) y *Cyperus alternifolius*, *Typha* sp. y *Zantedeschia aethiopica* (H_2) (Figura 14).

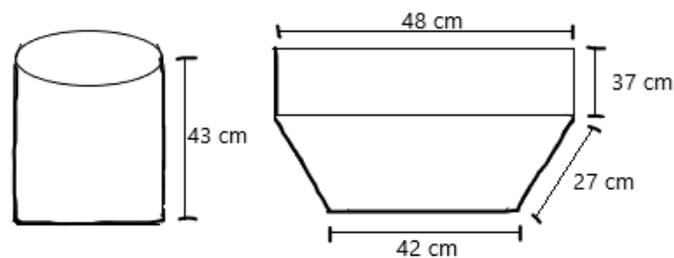


Figura 12. Medidas de contenedores

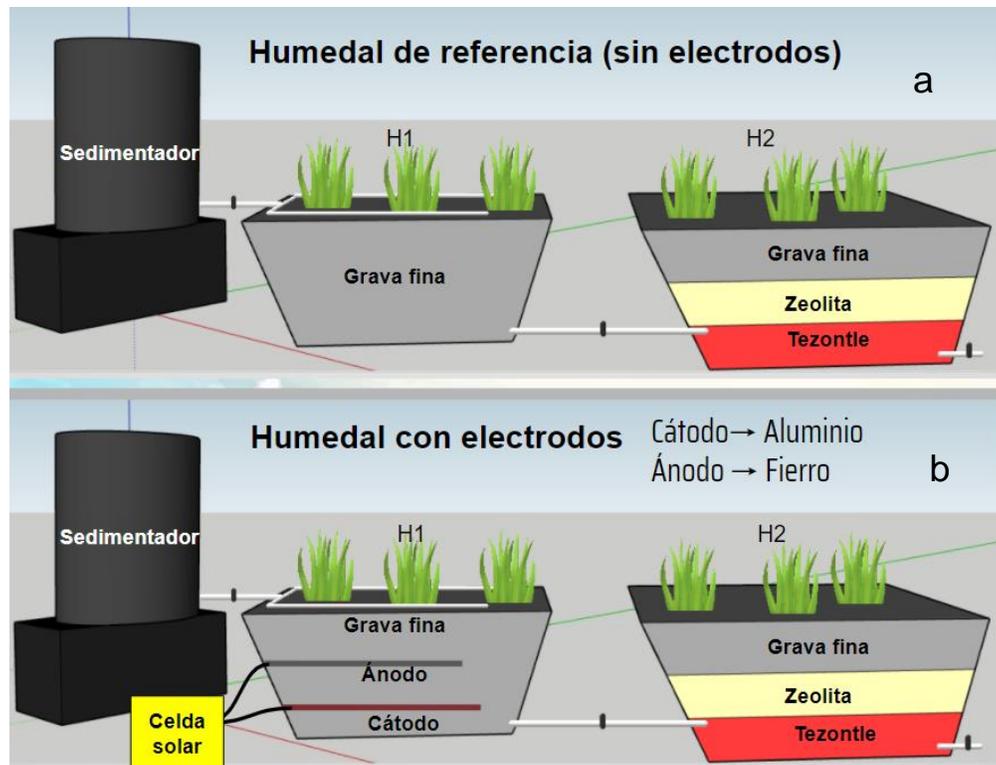


Figura 13. Esquema de humedal de referencia (a) y con electrodos (b).

Los ejemplares de las especies *Canna Indica* y *Cyperus alternifolius* (Figura 14a) fueron obtenidos en el mercado de plantas y flores de Cuemanco (Xochimilco, CDMX) y los ejemplares de *Cyperus papyrus*, *Typha* sp. y *Zantedeschia aethiopica* fueron donaciones de la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Cuajimalpa, provenientes del proyecto llevado a cabo por esta institución de HA periurbanos para el tratamiento de aguas residuales (Garcia & Alfie, 2020) (Figura 14b).



Figura 14. Ejemplares de *Zantedeschia aethiopica*, *Canna indica*, *Cyperus alternifolius* (a), *Cyperus papyrus* y *Typha* sp. (b) utilizados en la puesta en marcha de los sistemas.

La construcción de los prototipos se realizó en el mes de abril, el primer submódulo estaba compuesto por grava fina únicamente y el segundo por tres capas de sustrato diferente (Figura 15a). Inicialmente se plantó un ejemplar de *Canna indica* en el submódulo 1, además de un ejemplar de *Zantedeschia aethiopica* en el submódulo 2, esto se realizó en ambos tratamientos. Por otro lado, la especie *Cyperus alternifolius* inició con cuatro ejemplares en el HA testigo y cinco en el HA con electrodos. En cuanto a las especies *Typha* sp. y *Cyperus papyrus*, se introdujeron al sistema entre los meses de junio (*Typha* sp.) y julio (*Cyperus papyrus*) ya que al ser una donación de un proyecto externo, hubo varios factores que provocaron estrés en los organismos recibidos, principalmente debido a que al momento en el que se sustrajeron del sistema de origen pasaron varios días sin luz y poca agua puesto que el transporte a la zona de estudio tuvo complicaciones, por lo que se tomaron unos meses para su recuperación. Sin embargo, la especie *Typha* sp. únicamente se excluyó en el submódulo 2 de ambos HA, mientras que en el submódulo 1 se introdujeron siete ejemplares en cada HA (Figura 15b).



Figura 15. Puesta en marcha (abril) de los sistemas humedal testigo y humedal con electrodos (localizada en la parte superior) sin ejemplares (a) y con ejemplares (b) de *Canna Indica* y *Typha* sp. en el submódulo 1, así como, *Cyperus alternifolius* y *Zantedeschia aethiopica* en el submódulo 2.

Con respecto al mantenimiento, al ser sistemas que no requieren de personal especializado, sólo se mantuvo el flujo de agua gris con el tiempo de retención hidráulica establecida y la poda de las diferentes especies vegetales para que no hubiera saturación de los HA. La primera poda se realizó en el mes de agosto (Figuras 16 y 17), la cual fue superficial, es decir, solo se recortó algunos individuos sin raíz, la segunda poda se realizó en el mes de octubre y en ésta se sustrajeron las especies y se retiraron con raíz algunos individuos, sin embargo, esto implicó estrés en las plantas por lo que a los pocos días comenzaron a marchitarse (Figura 18), sin embargo, nuevos brotes aparecieron unas semanas después.



Figura 16. Humedal de referencia y humedal con electrodos (submódulo 2) en su sexto mes (agosto) con *Cyperus alternifolius*, *Typha* sp. y *Zantedeschia aethiopica* antes de la primera poda.



Figura 17. Humedal de referencia y humedal con electrodos (submódulo 2) en su sexto mes (agosto) con *Cyperus alternifolius*, *Typha* sp. y *Zantedeschia aethiopica* después de la primera poda.



Figura 18. Humedal de referencia y humedal con electrodos (submódulo 2) en su séptimo mes (octubre) con *Cyperus alternifolius*, *Typha* sp. y *Zantedeschia aethiopica* después de la segunda poda.

A pesar de que el diseño de los HA de flujo subsuperficial horizontal y vertical suelen ser los más utilizados para el tratamiento de aguas incluido las grises, (Tesillos & Ubaldo, 2007) no existe un modelo específico que cumpla con las características necesarias para un determinado tratamiento de agua, ya que hay muchos factores a tomar en cuenta para dicho proceso. Un ejemplo de esto es el trabajo realizado por Gay y colaboradores (2010), en donde a pesar a que tienen un diseño muy similar al de este proyecto y trabaja con agua gris, el enfoque cambia al añadir captación pluvial, además a modo de pretratamiento el sistema realizado por dichos autores cuenta con un filtro de arena, desinfección por cloración en la cisterna de la zona de estudio y un equipo purificador (carbón activado y germicida ultravioleta), así como una trampa de grasas antes de pasar por el HA para el tratamiento del agua gris y de lluvia. En este caso, el diseño fue de un solo módulo, en donde el sustrato estaba compuesto por una combinación de capas de 10 cm de espesor por cada tipo diferente de sustrato de tezontle, grava mediana (~1.0 cm de diámetro), chica (1.0-4.0 cm de diámetro) y especial (~0.50 cm de diámetro) y sílica (capa de 30 cm), además de un tiempo de retención hidráulica sin especificación en dicho trabajo y vegetación compuesta únicamente por la especie *Typha latifolia*. En cambio, en este trabajo, el sustrato fue más simple ya que en uno de los módulos solo contaba con grava, y el segundo tenía tres capas diferentes de grava, zeolita y

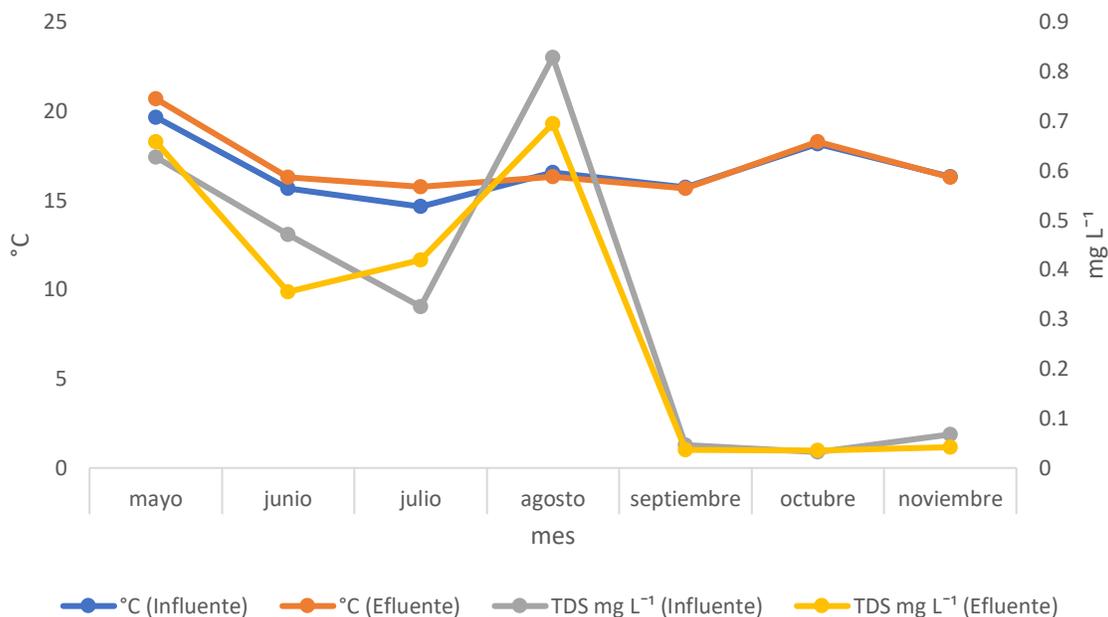
tezontle. Por otro lado, en cuanto a la vegetación también hubo diferencias ya que en este trabajo se trabajó con cinco diferentes especies vegetales.

Como se vio en el trabajo de Gay y colaboradores (2010), los HA artificiales convencionales pueden estar acompañados de varios procesos de pretratamiento que podrían llegar a ser muy sofisticados, a diferencia de lo reportado por Pulkka y colaboradores (2014) en donde se muestra que los procesos electroquímicos como la electrólisis a pesar de que a simple vista parecen ser simples en comparación de un HA artificial, resultan ser más eficientes en la remoción de nutrientes compuestos de fósforo y nitrógeno. Sin embargo, los HA artificiales son de importancia paisajística debido a la selección de plantas ornamentales, lo cual hace que sean más viables para el tratamiento de aguas residuales a escala familiar. En este trabajo, en donde al combinar los HA artificiales con la electrolisis mediante electrodos de hierro y aluminio sumergidos dentro del sistema, observó una estética mucho más aceptable para una vivienda, obteniendo así, remoción de más del 90% de remoción de contaminantes, sin necesidad de utilizar sofisticados procesos de pretratamiento y utilizando un panel solar como fuente de alimentación para los electrodos.

X.2 Calidad del agua y eficiencia del sistema

A continuación, se presentan los aspectos físicos, químicos y biológicos del agua, tanto en la entrada como en la salida del sistema testigo y con electrodos. Los resultados obtenidos mostraron que los parámetros de temperatura, nitratos, nitritos, amoníaco, ortofosfatos y DBO no corresponden a datos con distribución normal, sin embargo, los ortofosfatos en el sistema HA testigo mostró un comportamiento del tipo normal.

Los parámetros físicos permiten conocer los aspectos generales de la calidad del agua de la muestra procesada. La temperatura en el sistema HA electrodos (Gráfica 1) mostró un promedio de 16.68°C con valores máximos y mínimos en el influente de 18.18°C (octubre) y 14.65°C (julio). Mientras tanto en el efluente, el valor promedio fue de 17.05°C con un máximo y mínimo de 20.70°C (mayo) y 15.67°C (septiembre), respectivamente. El parámetro SDT (mg L^{-1}) en el influente fue de 0.34 mg L^{-1} promedio, teniendo en octubre la concentración más baja con 0.03 mg L^{-1} y la concentración más alta en agosto con 0.83 mg L^{-1} . Por otro lado, el efluente presentó un promedio de 0.032 mg L^{-1} , teniendo en octubre la concentración más baja con 0.03 mg L^{-1} y en agosto 0.69. El agua muestreada en el efluente no presentó diferencias significativas con respecto al influente, tanto en temperatura ($P=0.237$; $P>0.05$ W) como en SDT ($P=0.490$; $P>0.05$ TS).

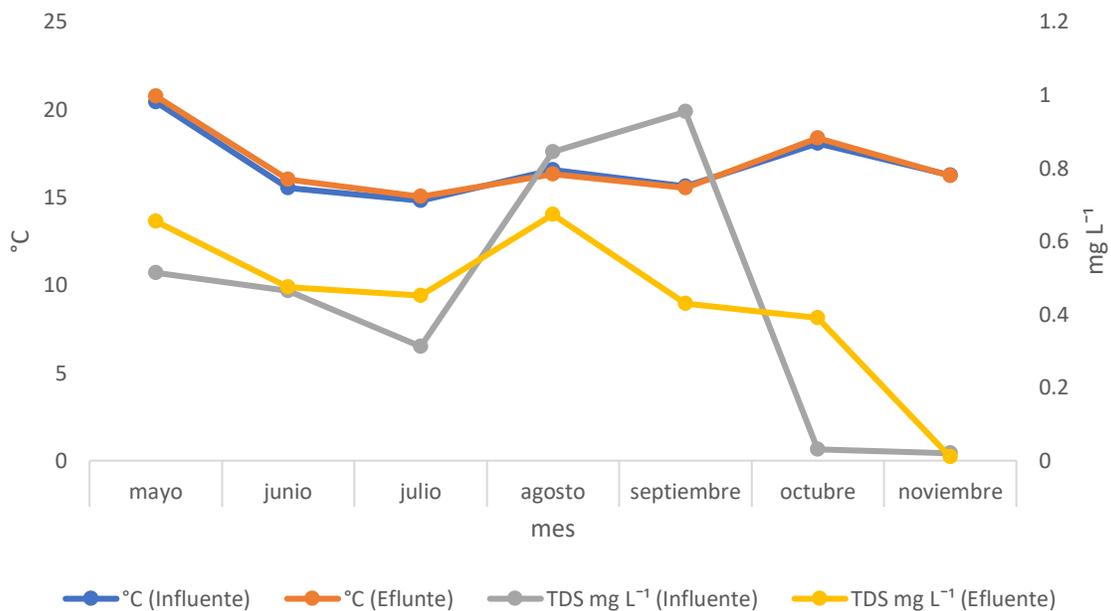


Gráfica 1. Temperatura (°C) y sólidos disueltos totales (SDT mg L⁻¹) en el influente y efluente del HA electrodo.

Por lo que se refiere al HA testigo (Gráfica 2), los valores promedio en el influente y efluente fueron de 16.77 y 16.90 °C respectivamente, teniendo como valor mínimo 14.81°C (julio) y máximo 20.44 °C en mayo en la entrada. En la salida estos valores fueron de 15.04 en julio y 20.77°C durante mayo respectivamente. Los valores promedio en el influente y efluente para SDT fueron de 0.45 mg L⁻¹ y 0.44 mg L⁻¹, teniendo 0.02 mg L⁻¹ como valor mínimo (noviembre) y 0.954 mg L⁻¹ como valor máximo (septiembre) en la entrada; y en la salida 0.01 mg L⁻¹ en noviembre y 0.673 mg L⁻¹ en agosto respectivamente. En este caso no se presentaron diferencias significativas en temperatura ($P=0.237$; $P>0.05$ W) y SDT ($P=0.941$; $P>0.05$ TS).

En un estudio de revisión realizado por Eriksson y colaboradores (2002) determinaron que la temperatura del agua gris en una fuente mixta, como es el caso del agua analizada de este proyecto, está dentro del intervalo de 18.00-38.00°C, lo cual coincide a lo obtenido en las muestras del influente de este trabajo. Sin embargo, aunque estos autores no mencionan una concentración específica para SDT, Nighiem y colaboradores (2006) mencionan que la concentración de este parámetro se encuentra dentro de un rango de 137.00-1,260.00 mg L⁻¹. Los resultados del análisis de SDT muestran que los valores obtenidos en este trabajo se encuentran por debajo de lo registrado en la bibliografía consultada. Por otro lado, ya que el parámetro temperatura no es mencionado por los autores anteriores, la NOM-001-SEMARNAT-2022 que es la que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales, se determina que la temperatura máxima no debe sobrepasar

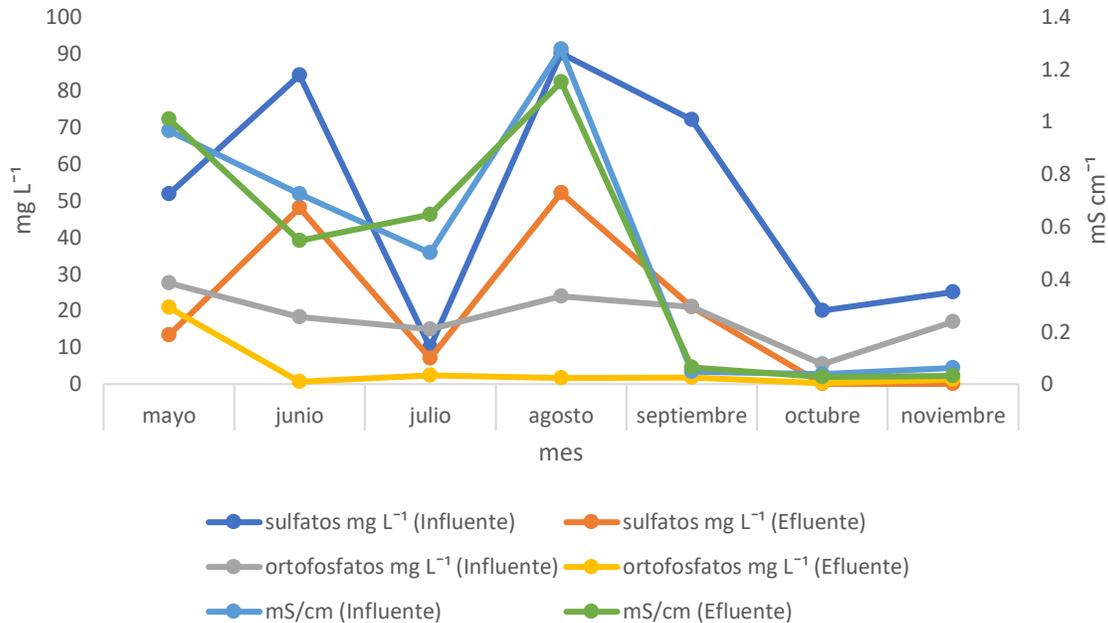
los 35.00°C, por lo tanto, los valores obtenidos se encuentran dentro de lo establecido por la norma. Con respecto a los valores obtenidos en el efluente, la NOM-003-SEMARNAT-1997 es la que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reutilicen en servicios al público, sin embargo, esta norma no determina un valor específico para el caso de la temperatura y SDT, por lo que no es posible establecer si sobrepasan un valor establecido por la normatividad.



Gráfica 2. Temperatura (°C) y sólidos disueltos totales (SDT mg L⁻¹) en el influente y efluente del HA testigo.

La Gráfica 3 muestra el comportamiento de algunos parámetros químicos (conductividad, sulfatos y ortofosfatos) del sistema HA electrodos. Las muestras del influente mostraron concentraciones promedio en conductividad de 0.52mS cm⁻¹, en sulfatos de 50.40 mg L⁻¹ y en ortofosfatos de 18.30 mg L⁻¹. las concentraciones más bajas se dieron en octubre con conductividad (0.038 mS cm⁻¹), en julio con ortofosfatos (15.00 mg L⁻¹) y sulfatos (10.00 mg L⁻¹). El efluente mostró en conductividad un promedio de 0.50 mS cm⁻¹, en sulfatos fue de 20.19 y de ortofosfatos de 4.10 mg L⁻¹. Los valores más bajos se dieron en octubre para conductividad (0.027 mS cm⁻¹) y ortofosfatos (0.24 mg L⁻¹), mientras que los sulfatos no fueron detectados en los meses de octubre y noviembre. Las concentraciones máximas se dieron en agosto para conductividad y sulfatos (1.15 mS cm⁻¹ y 52.00 mg L⁻¹ respectivamente) y en mayo para sulfatos (20.80 mg L⁻¹). El análisis estadístico mostró que las muestras del efluente y el influente no presentó diferencias significativas para el caso del parámetro conductividad (P=0.637;

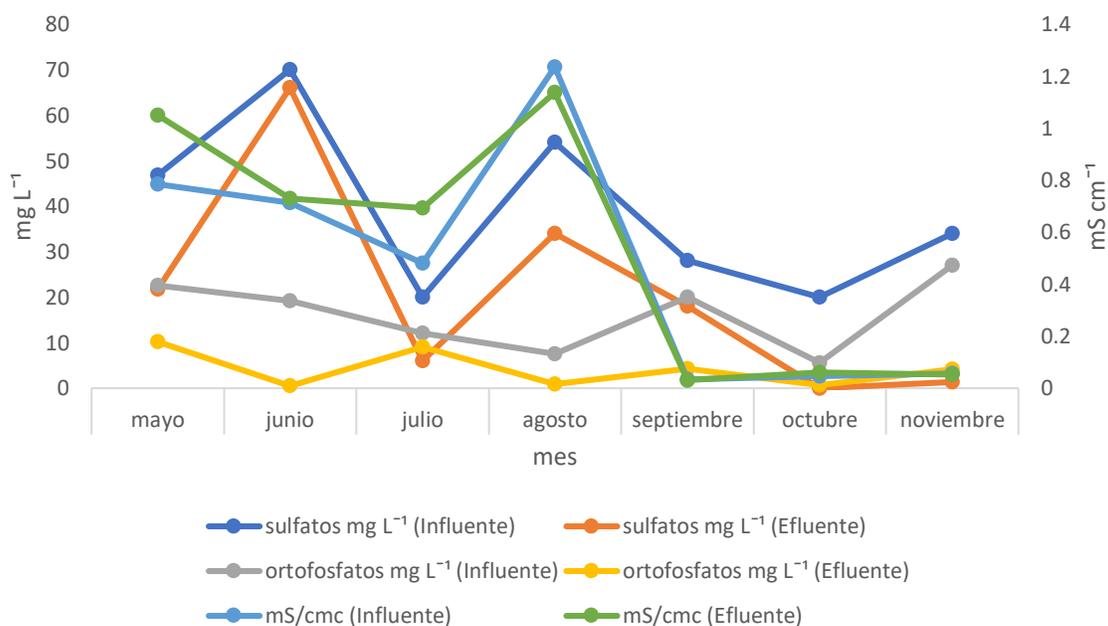
$P > 0.05$ TS), sin embargo, los ortofosfatos ($P = 0.018$; $P > 0.05$ W) y sulfatos ($P = 0.002$; $P > 0.05$ TS) si presentaron diferencias significativas al comparar las muestras de la salida con la entrada.



Gráfica 3. Conductividad (mS cm^{-1}), sulfatos (mg L^{-1}) y ortofosfatos (mg L^{-1}) en el influente y efluente del HA electrodos.

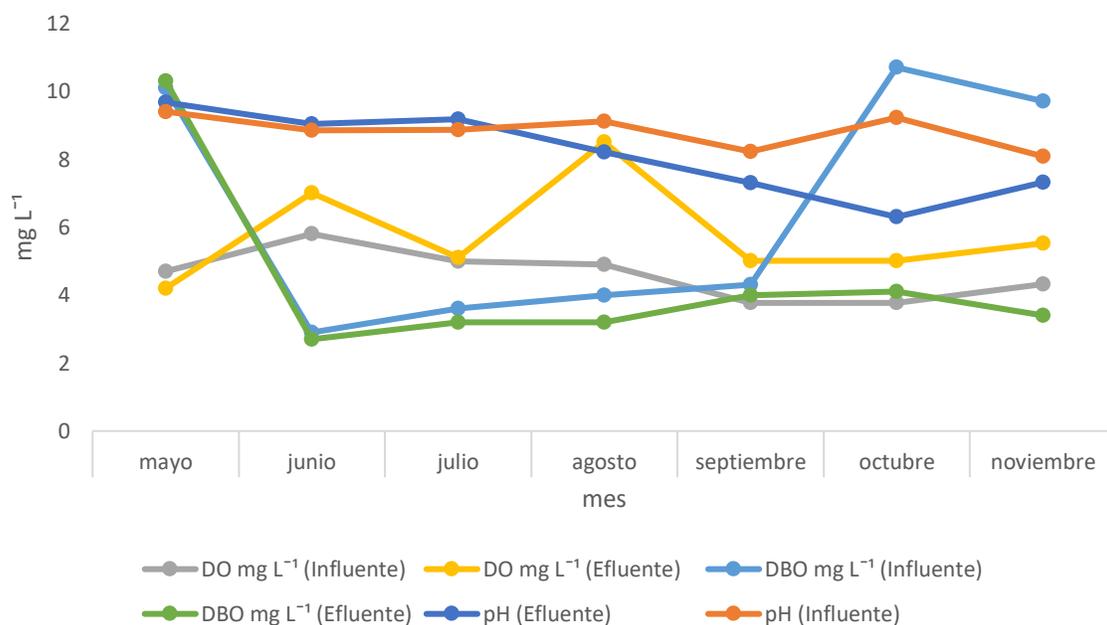
El sistema HA testigo obtuvo como promedio en el influente 0.48 mS cm^{-1} en conductividad (gráfica 4), donde la menor concentración se dio en el mes de septiembre (0.034 mS cm^{-1}), mientras que en agosto la mayor concentración se dio en agosto (1.23 mS cm^{-1}). El promedio del efluente para conductividad fue de 0.54 mS cm^{-1} , teniendo como el valor más bajo 0.31 mS cm^{-1} (septiembre) y como valor máximo 1.14 mS cm^{-1} (agosto). La media de sulfatos (gráfica 4) fue de 39.00 mg L^{-1} (influente) y 21.02 mg L^{-1} (efluente); durante agosto y octubre se dio la concentración más baja en el influente (20.00 mg L^{-1}), en octubre se presentó la menor concentración en el efluente (no detectable), las concentraciones máximas en el influente (70.00 mg L^{-1}) y efluente (66.00 mg L^{-1}) se dieron en junio. La media de los ortofosfatos (gráfica 4) fue de 16.29 mg L^{-1} (influente), con 5.60 mg L^{-1} como valor mínimo (octubre) y 27.00 mg L^{-1} como valor máximo (noviembre), en cuanto al efluente el promedio fue de 4.25 mg L^{-1} , con 0.50 mg L^{-1} (junio) como concentración más baja y 16.20 mg L^{-1} (mayo) como concentración máxima. Por otro lado, el análisis estadístico no mostró diferencias significativas en las muestras del efluente y el efluente en conductividad ($P = 0.290$; $P > 0.05$ TS) y ortofosfatos ($P = 0.005$; $P > 0.05$ TS), sin embargo, para el caso de sulfatos ($P = 0.003$; $P > 0.005$ TS) sí mostró una diferencia significativa de las muestras de la salida con respecto a las de la entrada.

Eriksson y colaboradores (2002) mencionan que para aguas grises mixtas la conductividad se encuentra en un intervalo de 320-20,000 mS cm^{-1} y ortofosfatos de 4.00-68.00 mg L^{-1} , sin embargo, no menciona ningún intervalo para el caso de sulfatos en este tipo de agua residual. Por otro lado, los resultados obtenidos en este trabajo del análisis del influente muestran que los valores máximos de ortofosfatos se encuentran dentro del intervalo registrado por Eriksson y colaboradores (2002). Sin embargo, el resultado también indica que los valores obtenidos de conductividad se encuentran por debajo de la menor concentración mencionada por estos autores. Además, la normatividad mexicana no establece un valor específico para los parámetros de conductividad, sulfatos y ortofosfatos, por lo que no es posible afirmar que las concentraciones obtenidas en el influente se encuentran dentro de un límite establecido para la descarga de aguas residuales. En cuanto al caso del efluente, la NOM-003-SEMARNAT-1997 no establece una concentración límite para estos contaminantes en aguas residuales tratadas, sin embargo la norma ambiental para el Distrito Federal NADF-003-AGUA-2002, que establece las condiciones y requisitos para la recarga en el Distrito Federal por inyección directa de agua residual tratada al acuífero de la zona metropolitana de la CDMX establece que la concentración límite permisible de sulfatos en el agua tratada es de 400.00 mg L^{-1} , por lo tanto las concentraciones obtenidas de sulfatos en este trabajo se encuentran dentro del rango establecido por esta norma ambiental.



Gráfica 4. Conductividad (mS cm^{-1}), sulfatos (mg L^{-1}) y ortofosfatos (mg L^{-1}) en el influente y efluente del HA testigo.

DBO₅ en el sistema HA electrodos (gráfica 5) presentó una media de 6.50 mg L⁻¹ (influyente) y 4.40 mg L⁻¹ (efluente), siendo 2.90 mg L⁻¹ (junio) la concentración mínima y 10.70 mg L⁻¹ (octubre) la concentración máxima en el influente, mientras que en el efluente el valor máximo fue de 10.30 mg L⁻¹ (mayo) y la concentración mínima fue de 2.70 mg L⁻¹ (junio). Estadísticamente existe diferencia significativa entre las muestras del efluente con respecto a las del influente para DBO₅ (P=0.034; P>0.05 W). El oxígeno disuelto (OD) tuvo promedios de 4.60 mg L⁻¹ (influyente) y 5.80 mg L⁻¹ (efluente), donde el valor mínimo fue de 3.80 mg L⁻¹ (septiembre y octubre) y como concentración máxima 5.80 mg L⁻¹ (junio) en la entrada del sistema, en las muestras de la salida la concentración menor fue de 4.20 mg L⁻¹ (mayo) y como concentración máxima 8.50 mg L⁻¹ (octubre). Para OD (P=0.054; P>0.05 TS) no se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre las muestras del efluente con las del influente. Para el caso de pH (grafica 5), la media fue de 8.80 (influyente) y 8.10 (efluente), con 8.10 (noviembre) como concentración máxima y 9.40 (mayo) como concentración mínima en el influente, mientras tanto en el efluente la menor concentración fue de 6.30 (octubre) y la mayor concentración fue de 9.6 (agosto). No existe diferencia significativa entre las muestras del efluente con respecto a las del influente para el caso de pH (P=0.165; P>0.05 TS).

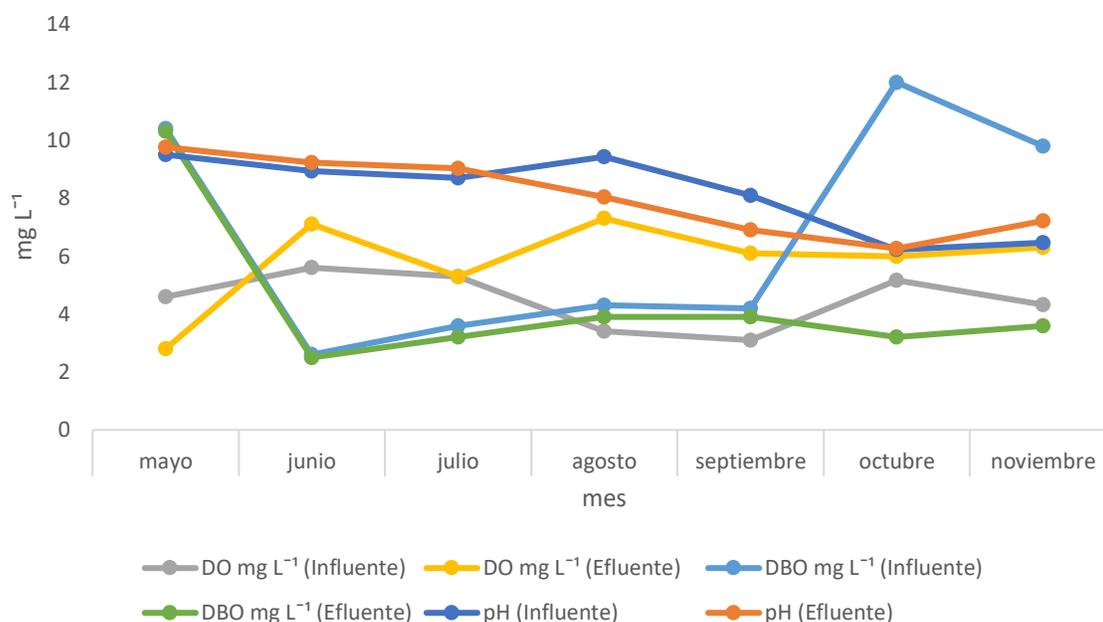


Gráfica 519. DO (mg L⁻¹), DBO (mg L⁻¹) y pH en el influente y efluente del HA electrodos.

El OD en el sistema HA testigo (Gráfica 6) mostró medias de 4.50 mg L⁻¹ (influyente) y 5.80 mg L⁻¹ (efluente), donde la concentración más baja del influyente fue de 3.10 mg L⁻¹ (septiembre) y la mayor concentración fue de 5.60 mg L⁻¹ (junio); el efluente mostró que la menor concentración fue de 2.80 mg L⁻¹ (mayo) y 7.30 mg L⁻¹ (agosto) como concentración más alta. No se encontró diferencias estadísticamente significativas para el caso de DO (P=0.110; P>0.05 TS). La DBO₅ (Gráfica 6) en el sistema HA testigo presentó promedios de 6.70 mg L⁻¹ (influyente) 4.40 mg L⁻¹ (efluente), con de 2.60 mg L⁻¹ (junio) como concentración mínima y 10.40 mg L⁻¹ (mayo) como concentración máxima en el influyente; el efluente presentó como valor máximo 10.30 mg L⁻¹ (mayo) y 2.50 mg L⁻¹ (junio) como concentración mínima. Estadísticamente existe diferencia significativa entre las muestras del efluente con las del influyente para DBO₅ (P=0.018; P>0.05 W). pH (gráfica 6) presentó promedios de 8.20 (influyente) y 8.10 (efluente), con 6.20 (octubre) como concentración más baja y 9.50 (mayo) como concentración más alta en el influyente, el efluente presentó como valor mínimo 6.30 (octubre) y como valor máximo 9.80 (mayo). No existe diferencia significativa entre las concentraciones de ambos puntos para pH (P=0.677; P>0.05 TS).

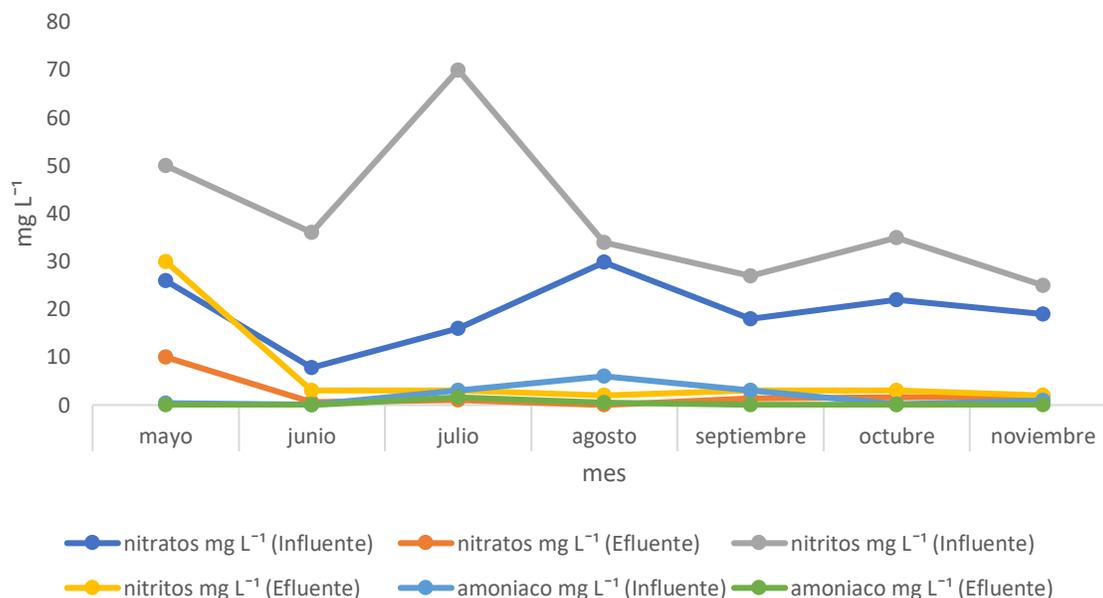
De acuerdo con la revisión bibliográfica, la caracterización del agua gris presenta una amplia heterogeneidad ya que los valores para los distintos parámetros tienen un intervalo muy amplio y es frecuente que cambie de un autor a otro. Por ejemplo, Eriksson y colaboradores (2002) reportan que las concentraciones de DBO₅ y pH se encuentran dentro de un intervalo de 12.60-360.00 mg L⁻¹ y 6.50-8.70 respectivamente para aguas grises mixtas, por otro lado Nghiem y colaboradores (2006) para la caracterización de aguas grises solo toman en cuenta el parámetro de DBO en un rango de 28.00-440.00 mg L⁻¹, además la NOM-001-SEMARNAT-1996 establece que la concentración de DBO para aguas residuales que desembocan en ríos, embalses naturales y artificiales debe estar entre 75.00 a 200.00 mg L⁻¹, por otro lado la NOM-001.SEMARNAT-2022 establece que la concentración límite de ph es de 9.00. Al comparar los resultados obtenidos del influyente en este trabajo con la bibliografía consultada, se observa que las concentraciones de pH durante el mes de mayo para el caso del HA electrodos sobrepasa lo establecido con 9.40, así como el HA testigo durante el mismo mes con 9.50, por otro lado, el parámetro de DBO se encuentran por debajo de lo mencionado en la caracterización de este tipo de agua por diferentes autores, además el parámetro DO no se menciona por los autores, por lo que no es posible establecer si los valores obtenidos en este trabajo se encuentra dentro de un rango registrado por otros autores. Por otra parte, las concentraciones mostradas en este trabajo de los puntos del efluente para DBO se encuentran por debajo del valor establecido por la NOM-003-SEMARNAT-1997 de 20 mg L⁻¹, sin embargo a pesar de que el parámetro de DO no tiene un valor establecido para las aguas tratadas en la normatividad, de acuerdo con la NADF-003-AGUA-2002 la concentración del pH debe encontrarse dentro de un rango de 6.50-8.50, por lo tanto lo obtenido en este trabajo muestra que durante el mes de mayo, tanto en el HA electrodos como el

testigo se sobrepasa el límite permitido con concentraciones de 9.67 y 9.76 respectivamente.



Gráfica 6. DO (mg L⁻¹), DBO (mg L⁻¹) y pH en el influente y efluente del HA testigo.

Los nitratos en el sistema HA electrodos (gráfica 7) presento una media de 19.80 mg L⁻¹ (influyente), en donde la menor concentración fue de 16.00 mg L⁻¹ (julio) y la mayor concentración fue de 29.80 mg L⁻¹ (agosto). El promedio del efluente en nitratos fue de 2.30 mg L⁻¹, con el valor más bajo en agosto al no detectarse y como valor máximo 10.00 mg L⁻¹ (mayo). Los nitratos (P=0.018; P>0.05 W) presentan diferencias estadísticamente significativas al compararlas con el influente y efluente. En nitritos (gráfica 7) la media fue de 39.60 mg L⁻¹ (influyente) y 6.60 mg L⁻¹ (efluente), con 25.00 mg L⁻¹ (noviembre) como la concentración más baja en la entrada del sistema, mientras que en la salida se presentó la menor concentración con 2.00 mg L⁻¹ (agosto y noviembre) y como concentraciones máximas 70.00 mg L⁻¹ (influyente) en julio y 30.00 mg L⁻¹ (efluente) durante mayo. Los nitritos (P=0.018; P>0.05 W) diferencias estadísticamente significativas al comparar la entrada y salida. Para el caso de amoníaco (gráfica 7), se encontraron medias de 1.94 mg L⁻¹ (influyente) y 0.32 mg L⁻¹ (efluente), con valor mínimo de 0.08 mg L⁻¹ (junio) y valor máximo de 6.00 mg L⁻¹ (agosto) en el influente, mientras que en el efluente la concentración mínima fue no detectable (junio) y la concentración máxima fue de 1.60 mg L⁻¹ (julio). El amoniaco (P=0.018; P>0.05 W) en las muestras del efluente presentan diferencias estadísticamente significativas al compararlas con el influente.

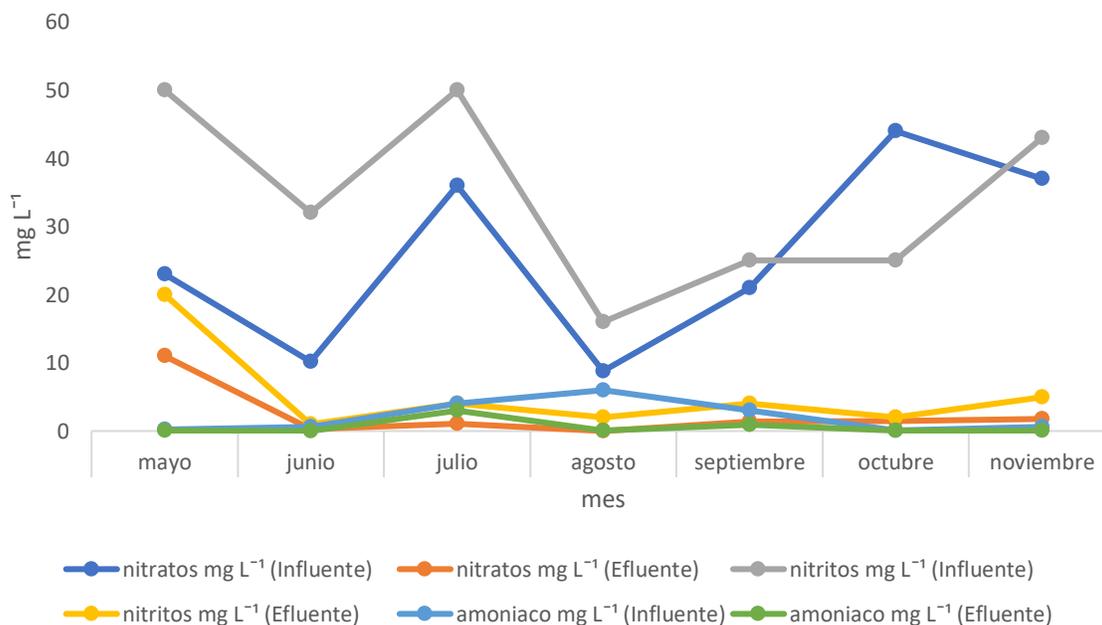


Gráfica 7. Nitratos (mg L^{-1}), nitritos (mg L^{-1}) y amoníaco (mg L^{-1}) en el influente y efluente del HA electrodo.

Los nitratos en el sistema HA testigo (gráfica 8), presento una media de 25.40 mg L^{-1} (influyente), donde la menor concentración fue de 8.80 mg L^{-1} (agosto), mientras que la mayor concentración fue 44.00 mg L^{-1} (octubre). El promedio del efluente para nitratos fue de 2.40 mg L^{-1} , teniendo como valor no detectable (agosto) como concentración más baja y como valor máximo 11.00 mg L^{-1} (mayo). Los nitratos ($P=0.018$; $P>0.05 \text{ W}$) en las muestras del efluente presentan diferencias estadísticamente significativas al compararlas con el influente. Los nitritos (gráfica 8) muestran un promedio de 34.40 mg L^{-1} (influyente) y 5.40 mg L^{-1} (efluente), durante el mes de agosto se dio la concentración más alta (16.00 mg L^{-1}) en la entrada del sistema, mientras que en la salida en presentó concentración más alta en junio (1.00 mg L^{-1}), por otro lado, las concentraciones máximas en el influente (50.00 mg L^{-1}) y efluente (20.00 mg L^{-1}) se dieron en julio y mayo respectivamente. Los nitritos ($P=0.018$; $P>0.05 \text{ W}$) presentan diferencias estadísticamente significativas al compararlas con el influente y efluente. El amoníaco (gráfica 8), mostro como promedio $2.0.8 \text{ mg L}^{-1}$ (influyente) y 0.58 mg L^{-1} (efluente), teniendo 3.00 mg L^{-1} (julio) como valor máximo y durante junio se presentó una concentración no detectable en el efluente, el influente presentó 0.08 (octubre) como valor mínimo n y concentración más alta 6.00 mg L^{-1} (agosto). El amoníaco ($P=0.018$; $P>0.05 \text{ W}$) en las muestras del efluente presentan diferencias estadísticamente significativas al compararlas con el influente.

Las especies químicas del nitrógeno como el nitrato, nitrito y amoníaco son de vital importancia en el análisis de calidad del agua para aguas residuales ya que debido a la degradación biológica de aminoácidos y otros compuestos orgánicos

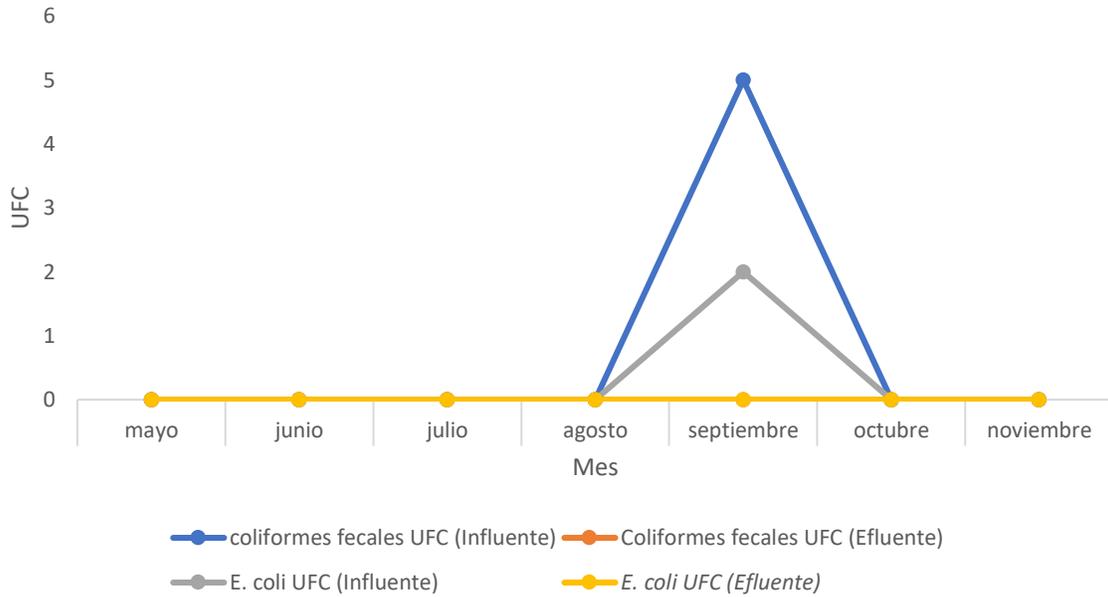
nitrogenados. Debido a esto, la bibliografía consultada mostró que Eriksson y colaboradores (2002) registran las concentraciones de nitratos en un intervalo de 0.28-6.3 mg L⁻¹, para nitritos menciona que las concentraciones son mayores a 0.10 mg L⁻¹ y para amoníaco no registra una concentración específica. Por lo que las concentraciones obtenidas del efluente de estos parámetros se encuentran en valores más altos de lo que se tiene registrado para aguas grises mixtas. Por otro lado, las concentraciones del efluente a pesar de que mostraron una reducción significativa de la concentración de estos parámetros después del tratamiento, la NOM-003-SEMARNAT-1997 no establece un valor límite, sin embargo la NADF-003-AGUA-2002 establece concentraciones límites en aguas tratadas de nitratos, nitritos y amoníaco en 10.00 mg L⁻¹, 1.00 mg L⁻¹ y 0.50 mg L⁻¹ respectivamente, por lo que al comparar lo obtenido en este trabajo con lo establecido por la norma se encontró que el Ha testigo durante el mes de mayo el valor de los nitratos sobrepasan lo establecido con 11.00 mg L⁻¹, por otro lado, los nitritos durante el mes de junio fue el único donde no se sobrepasó el límite establecido con 1.00 mg L⁻¹, además durante el mes de julio con 3.00 mg L⁻¹ la concentración de amoníaco sobrepasó lo establecido. Para el caso del HA electrodos los nitratos se encontraron durante lo establecido por la norma a lo largo de todo el periodo de experimentación, sin embargo, los nitritos durante todos los meses sobrepasan lo establecido por la norma. Además, los nitritos sobrepasaron la concentración límite durante julio con 1.60 mg L⁻¹.



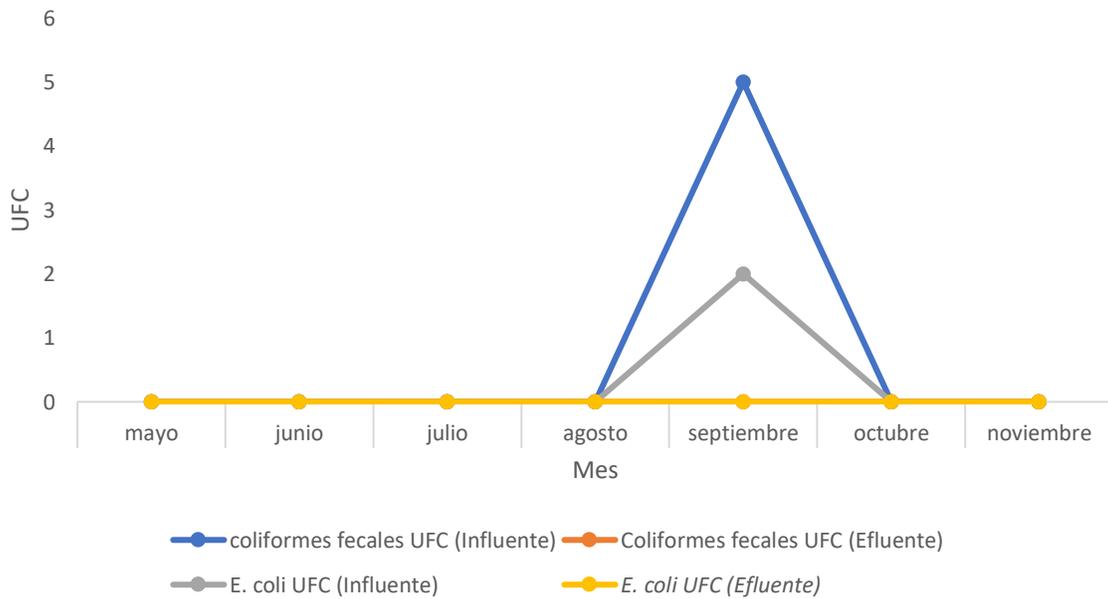
Gráfica 8. Gráfica de nitratos (mg L⁻¹), nitritos (mg L⁻¹) y amoníaco (mg L⁻¹) en el influente y efluente del HA testigo.

El análisis bacteriológico en los sistemas incluye a los coliformes totales y *E. coli*, sin embargo, debido a que el agua a tratar fue del tipo denominado “gris”, es decir que no se incluyó el agua residual del inodoro, debido a esto no se encontró un crecimiento bacteriológico significativo en ambos HA (electrodos, gráfica 9; gráfica 10, testigo). Sin embargo, durante el mes de octubre se encontró una muy pequeña cantidad de crecimiento bacteriológico, esto coincide con el planteamiento de varios autores como Allen (2015) y Franco (2007) que indican la presencia de contaminación biológica en aguas grises. Para el caso del HA electrodos se encontró 5.0 UFC de coliformes totales y 2.0 UFC de *E. coli* en el influente, por otro lado, las muestras del efluente durante octubre no presentaron crecimiento bacteriológico de coliformes totales y *E. coli*. Del mismo modo, el HA testigo solo presentando coliformes totales y *E. coli* durante el mes de octubre, con 2 UFC y 1 UFC respectivamente, además de igual forma que en el efluente del HA electrodos, este sistema testigo no presentó crecimiento bacteriano en el efluente. Además, debido a que la presencia de bacterias fue muy pequeña, no fue posible realizar un análisis estadístico para determinar si existe diferencias significativas entre el influente y el efluente.

Eriksson y colaboradores (2002) registran que la cantidad de coliformes totales se encuentra entre $10^{7.2}$ y $10^{8.8}$, mientras que de *E. coli* entre 1.00 -24,000.00 por lo tanto, los valores obtenidos en este trabajo en el influente muestran que se encuentran por debajo de lo registrado en la bibliografía. Mientras tanto, al comparar los resultados obtenidos en el efluente con la NOM-003-SEMARNAT-1997 en donde se establece que los coliformes fecales se deben encontrar dentro de un rango de 240-1,000 NMP 100 ml^{-1} , se puede observar que los valores de la salida se encuentran por debajo de la concentración establecida por la legislación, por otro lado la NADF-003-AGUA-2002 establece que las colonias de *E. coli* y de coliformes fecales deben estar ausentes y al comparar lo obtenido en este trabajo con esta norma se observa que los resultados obtenidos se encuentran dentro de lo establecido.



Gráfica 9. Gráfica de coliformes totales (UFC) y *E. coli* (UFC) en HA electrodos.

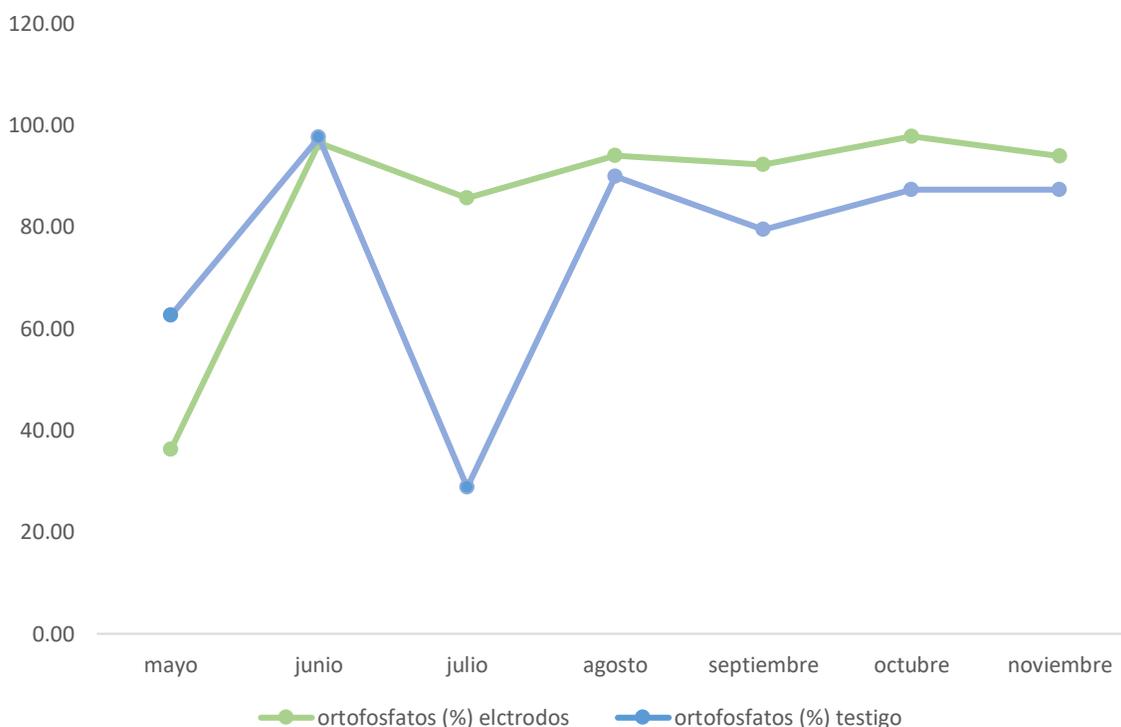


Gráfica 10. Gráfica de coliformes totales (UFC) y *E. coli* (UFC) en HA testigo.

X.3 Eficiencia del humedal prototipo para el tratamiento de aguas grises

La capacidad de realizar una adecuada remoción de contaminantes de los sistemas se evaluó en porcentaje con la fórmula señalada en la sección de métodos. A continuación, se muestran los resultados obtenidos para ortofosfatos, nitratos, nitritos y amoniacos tanto en el sistema testigo como el que contiene electrodos.

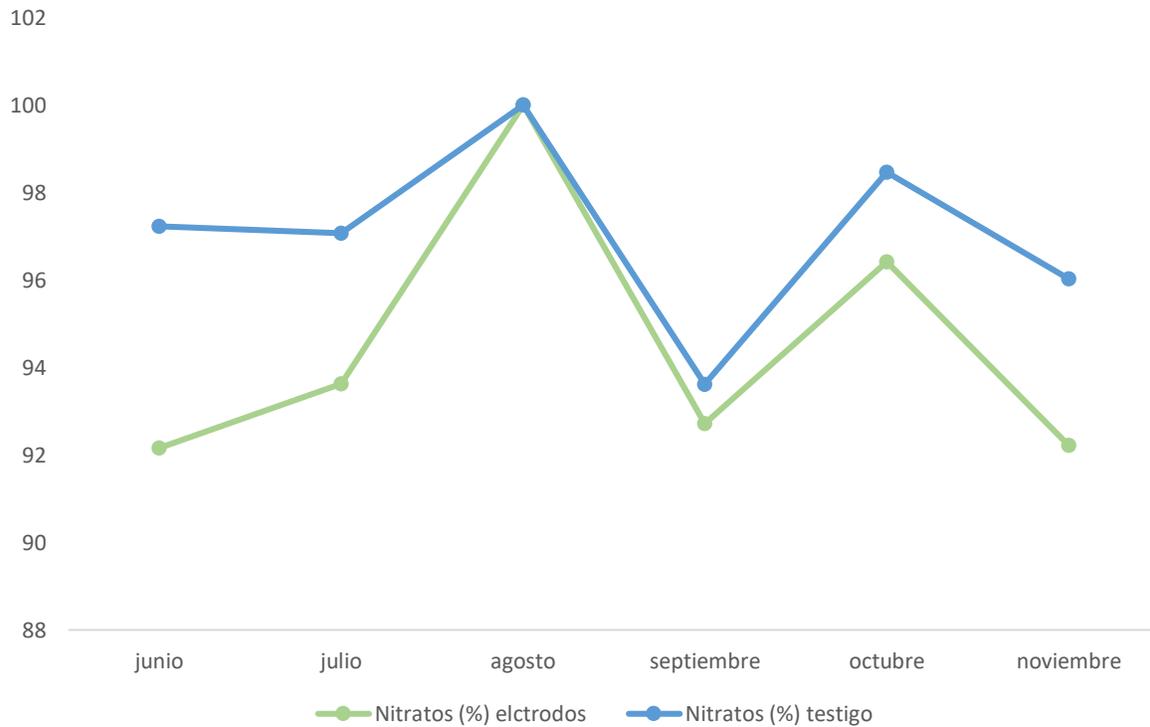
El sistema HA electrodos (Gráfica 11) mostró como valor promedio 85.19 % para ortofosfatos, en donde durante el mes de mayo se presentó el menor porcentaje de remoción con 36.20% y el mayor porcentaje de remoción se dio durante octubre con 97.81%. Por otro lado, el sistema HA testigo (Gráfica 11) mostró como valor promedio 76.14%, en donde durante el mes de julio se presentó el menor porcentaje de remoción con 28.77% y por el contrario durante junio se dio el mayor porcentaje de remoción con 97.56%. Al comparar ambos sistemas estadísticamente ($P=0.237$; $P>0.05$ W) se encontró que para este parámetro no existe diferencia significativa en cuanto a porcentaje remoción, es decir que ambos sistemas presentaron una eficiencia similar en cuanto a la remoción de ortofosfatos.



Gráfica 11. Gráfica de porcentajes de remoción de ortofosfatos en HA electrodos y testigo.

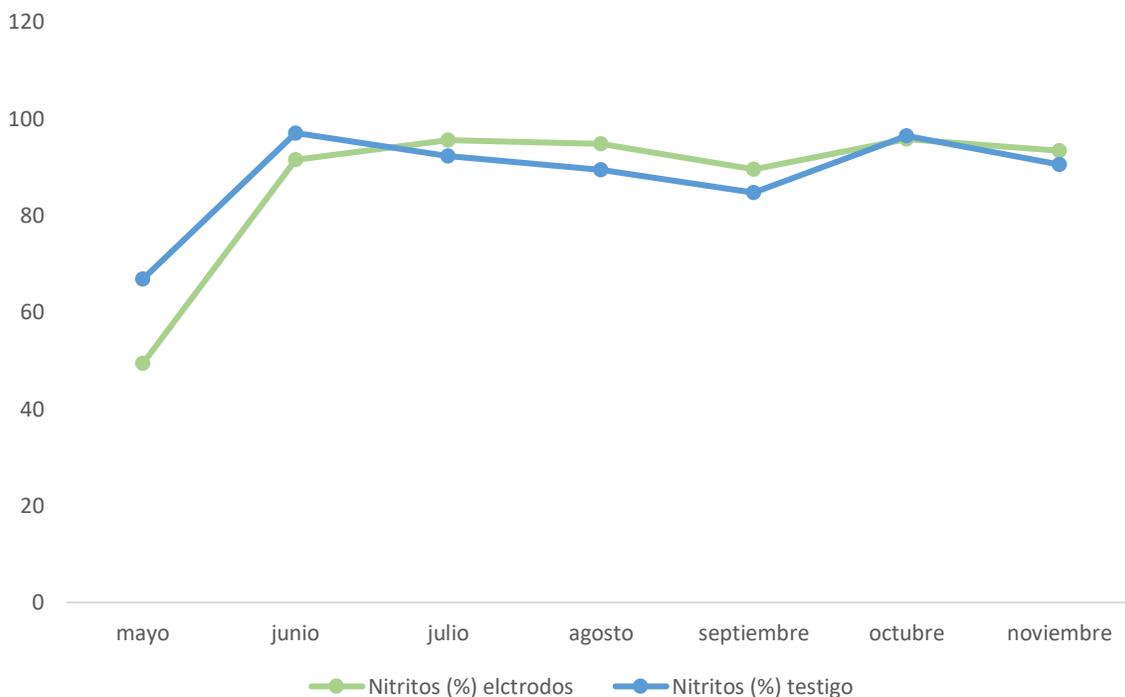
En cuanto a nitratos, en el sistema HA electrodos (Gráfica 12) el promedio de porcentaje remoción fue de 90.67%, con 100% de remoción durante agosto como valor máximo, mientras que durante mayo se obtuvo 67.55% de remoción y este valor representa el porcentaje más bajo. Por otro lado, el sistema HA testigo (gráfica

12) mostró como valor promedio 91.82% de remoción para este parámetro, en donde durante agosto se dio el mayor porcentaje de remoción con una eficiencia del 100%. Por el contrario, el menor porcentaje de remoción se dio durante el mes de mayo con 60.36%. Al comparar ambos sistemas estadísticamente ($P=0.345$; $P>0.05$ W) se encontró que para este parámetro no existe diferencia significativa en cuanto a porcentaje remoción, es decir que ambos sistemas presentaron una eficiencia similar en cuanto a la remoción de nitratos.



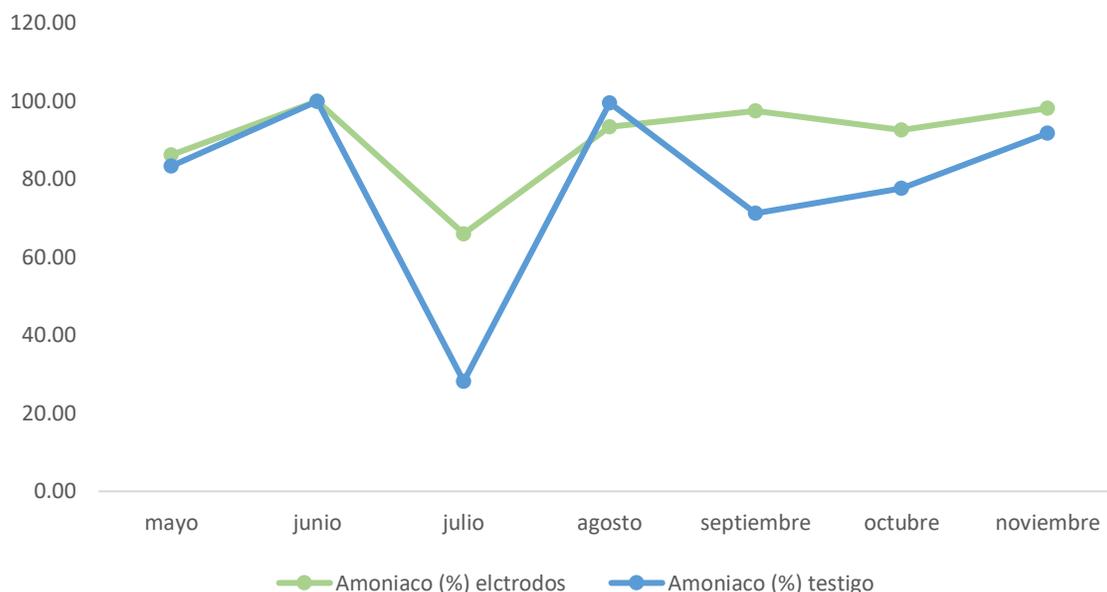
Gráfica 12. Gráfica de porcentajes de remoción de nitratos en HA electrodos y testigo.

Los nitritos en el sistema HA electrodos (Gráfica 13) mostró como valor promedio de remoción 87.17%, en donde durante el mes de octubre el porcentaje de remoción fue de 95.78%, siendo este valor el mayor porcentaje de remoción, mientras que durante mayo se dio el menor porcentaje de remoción con 49.38%. Por otro lado, el sistema HA testigo (Gráfica 13) obtuvo como valor promedio 88.18% de remoción, de igual forma que en el caso del HA electrodos el menor porcentaje de remoción se dio durante mayo con un valor de 66.83% y por el contrario el mayor porcentaje de remoción se dio durante junio con 97.06% de eficiencia. Al comparar ambos sistemas estadísticamente ($P=1.000$; $P>0.05$ W) se encontró que para este parámetro no existe diferencia significativa en cuanto a porcentaje remoción, es decir que ambos sistemas presentaron una eficiencia similar en cuanto a la remoción de nitritos.



Gráfica 13. Gráfica de porcentajes de remoción de nitritos en HA electrodos y testigo.

El sistema HA electrodos (Gráfica 14) mostró como valor promedio 90.57% para amoníaco, en donde durante el mes de julio se presentó el menor porcentaje de remoción con 66.03% y el mayor porcentaje de remoción se dio durante junio con 100%. Por otro lado, el sistema HA testigo (Gráfica 14) mostró como valor promedio 78.85%, en donde durante el mes de julio se presentó el menor porcentaje de remoción con 28.17% y por el contrario durante junio se dio el mayor porcentaje de remoción con 100%. En ambos casos los sistemas presentaron altos porcentajes de remoción durante junio, sin embargo, al siguiente mes estos valores disminuyeron e incluso para el caso del HA testigo el porcentaje de eficiencia de remoción disminuyó a casi un cuarto del valor presentado durante julio (anexo 5-6). Al comparar ambos sistemas estadísticamente ($P=0.075$; $P>0.05$ W) se encontró que para este parámetro existe diferencia significativa en cuanto a porcentaje de remoción entre ambos sistemas, es decir que presentaron una eficiencia significativamente diferente en cuanto a la remoción de amoníaco entre uno y otro, siendo que HA electrodos es el que presenta el mejor porcentaje de remoción.



Gráfica 14. Gráfica de porcentajes de remoción de amoníaco en HA electrodos y testigo.

De acuerdo con Xiaoyan y colaboradores (2018), los parámetros de diseño para diferentes aguas residuales están directamente relacionados con la eficiencia de eliminación de contaminantes, es decir estos parámetros afectan significativamente la remoción de contaminantes. En el estudio realizado por estos autores se entiende que los parámetros de diseño del tratamiento de aguas residuales domésticas en diferentes tipos de HA mostraron tendencias similares con los HA de aguas residuales industriales. Sin embargo, es importante señalar que algunos de los parámetros de diseño para las fuentes de aguas residuales son diferentes en tipos específicos de HA, especialmente la carga hidráulica y el tiempo de retención hidráulica para diferentes niveles de contaminación del agua. Sin embargo, otros criterios pueden ser determinantes como es el caso del tipo de planta, la composición de grupos bacterianos o como es el caso en este trabajo de la modificación física con componentes electroquímicos. Así se tiene que Kumar y Goel (2010) describieron la eliminación de nitratos del agua sintética mediante un proceso electroquímico, en donde informaron una eficiencia de eliminación de nitrato del 84 % con un potencial aplicado de 25 V durante 3 h. La concentración inicial de nitrato fue de 300 mg L⁻¹. Cuando el potencial aplicado fue de 10 V, se logró una eliminación de nitrato del 50.3 % en 6 h. Mientras tanto, los compuestos formados de hidróxido de aluminio (derivado de la reacción electroquímica llevada a cabo en el electrodo) reaccionan con los iones de amoníaco que se formaron cuando se usaron placas de aluminio al momento de que se da la eliminación de nitratos, así como la eliminación del amoníaco presente originalmente en la muestra de agua. Pulkka y colaboradores (2014) mencionan que la eliminación de nitritos se da mediante la oxidación de nitritos a nitratos con una densidad de corriente de 30 mA cm⁻² y se encontró que los electrodos de hierro no eran efectivos para la

eliminación de nitritos. Por lo tanto, los investigadores utilizaron como alternativas ánodos de grafito y de dióxido de titanio obteniendo así cerca del 90% de remoción,

En este trabajo se utilizó un HA de flujo subsuperficial horizontal y vertical, los cuales son dos tipos de humedales más comunes y usados para el tratamiento de aguas residuales, los cuales según Xiaoyan y colaboradores (2018), la eficiencia de remoción de especies nitrogenadas es de 61.9 % en un HA de flujo horizontal y 63.7 % en un sistema de flujo vertical, por otro lado, para las especies derivadas del P la eficiencia de remoción en un HA de flujo horizontal es de 70.9 %, mientras que en un sistema de flujo vertical la eficiencia es de 75.6 %.

Además, los promedios de porcentaje de remoción de las especies nitrogenadas como nitratos y nitritos tanto en el sistema HA electrodos como testigo se encuentran en un rango de 87-92%, y así como lo mostró el análisis estadístico, no existe diferencia significativa entre los porcentajes de remoción de estos compuestos. Esto probablemente se deba el tipo de agua, que en este caso es agua residual doméstica (gris) y el diseño ya que se construyeron los más eficientes en cuanto a la remoción de especies nitrogenadas, además de que se empleó un tiempo de residencia hidráulica de un día. Por otro lado, pare el caso de la eficiencia de remoción de amoniaco, en donde el HA testigo presentó un porcentaje promedio de eficiencia de 78.85%, así como en el HA electrodos fue 90.57% se mostró una diferencia estadísticamente significativa en cuanto a su remoción. Desde el punto de vista de la electroquímica, la similitud de eficiencias en los porcentajes de remoción de nitratos y nitritos, en los sistemas testigo y electrodos, podría atribuirse a que al momento de oxidar la especie química de nitrito al nitrato se requiere una densidad de corriente relativamente baja (30 mA cm^{-2}), sin embargo para la eliminación de los nitratos la tensión de corriente necesaria (20 V aprox.) es mucho más alta de la que se aplicó en este trabajo, ya que se trabajó con una corriente eléctrica de 0.57 mA cm^{-2} y tensión de corriente de 5 V. Además, los electrodos utilizados (uno de hierro y uno de aluminio) no son los mismos que los reportados por los investigadores. Además, los niveles de remoción de contaminantes observados para las especies químicas derivadas del nitrógeno se pueden explicarse debido al tiempo de residencia hidráulica, ya que en los sistemas HA electrodos y HA testigo se mantuvo la retención hidráulica de 24 hrs. por submódulo, dando un total de 48 hrs. de residencia hidráulica, al observar otros trabajos como el de Gao et al. (2017), donde este parámetro fue de 2 a 12 hrs (con agua residual sintética), teniendo así una remoción de 62.62% (nitratos), 73.28% (nitritos) y 53.11% (amoniaco), siendo remociones muy parecidas a lo obtenido en el sistema prototipo, llegando incluso a ser más eficiente en algunos meses, se puede observar que la retención hidráulica es un factor determinante para lograr una buena remoción de contaminantes. La combinación de un HA con la electrólisis mostró una mayor eficiencia en la remoción de los compuestos nitrogenados al comparar los resultados obtenidos con la literatura consultada de tanto los HA como los procesos electroquímicos tradicionales.

En cuanto a los compuestos derivados del P, como lo son los ortofosfatos Xiaoyan y colaboradores (2018), mencionan que al estar expuestos a un sistema de HA de flujo superficial muestran una eliminación de PT en un 50.4%, de manera que este diseño es menos eficiente que otros tipos de HA, ya que, para el tratamiento de aguas residuales domésticas, la remoción de PT en un HA de flujo superficial es de 62.83% y un HA de flujo subsuperficial vertical tiene una eficiencia de 85.83%. Por otro lado, Irdémez y colaboradores (2006) han estudiado procesos electroquímicos con electrodos de aluminio para la eliminación de fosfatos. En donde, se reporta su eliminación al 100% con una concentración inicial de 50 mg L⁻¹, pH de 4, con adición de un electrolito de apoyo (NaCl) al 5 mM y densidad de corriente de 0.001v cm⁻². Además, Pulkka y colaboradores (2014) reportan que, en los procesos electroquímicos con electrodos de hierro, se observó que el fosfato se elimina mediante la precipitación de hidróxidos de hierro en lugar de formar fosfato de hierro, porque los fosfatos de hierro tienen mayor solubilidad que los hidróxidos de hierro y que la dosis de metal requerida para eliminar completamente los fosfatos se incrementa con el pH, además del aumento de la densidad de corriente. Esto indica que la adsorción de fosfato sobre el hidróxido metálico fue una vía importante en la eliminación de fosfato y esto era menos eficiente que la precipitación directa de fosfato metálico. Al comparar los electrodos de hierro con los de aluminio, se observó una coexistencia tanto de precipitación directa como de adsorción sobre el metal al usar electrodos de aluminio. Es decir, el mecanismo de adsorción fue menos efectivo en el proceso electroquímico con electrodos de hierro que con electrodos de aluminio (Lacasa *et al.*, 2011). En este trabajo se utilizó un electrodo de aluminio y uno de hierro, por lo tanto, el que la eficiencia de remoción no haya presentado diferencias significativas con respecto al sistema testigo podría atribuirse a este segundo electrodo de hierro.

En este trabajo en donde se calculó el porcentaje de remoción de ortofosfatos, y cuyo promedio fue de 85.19% en el sistema HA electrodos y 76.17% en el sistema HA testigo, se muestra que aunque el porcentaje promedio en el HA electrodos es un poco mayor al testigo, no existe diferencias estadísticamente significativas entre ambos sistemas, además el rango de porcentaje de remoción se encuentra dentro de los reportado por Xiaoyan y colaboradores (2018) en cuanto a diseños tradiciones sin ninguna modificación, lo cual podría atribuirse a la adición de un electrodo de hierro, que como ya se mencionó anterior, resulta ser menor eficiente que los electrodos de aluminio, además Irdémez y colaboradores (2006) utilizaron electrolitos de apoyo para lograr el 100% de remoción de este parámetro y por último la densidad de corriente utilizada en este trabajo fue de y la tensión de corriente fue de 5 V, sin embargo la formación de fosfatos de aluminio mejora significativamente con una tensión de corriente menor a 2 V (Pulkka *et al.*, 2014).

X.4 Vegetación

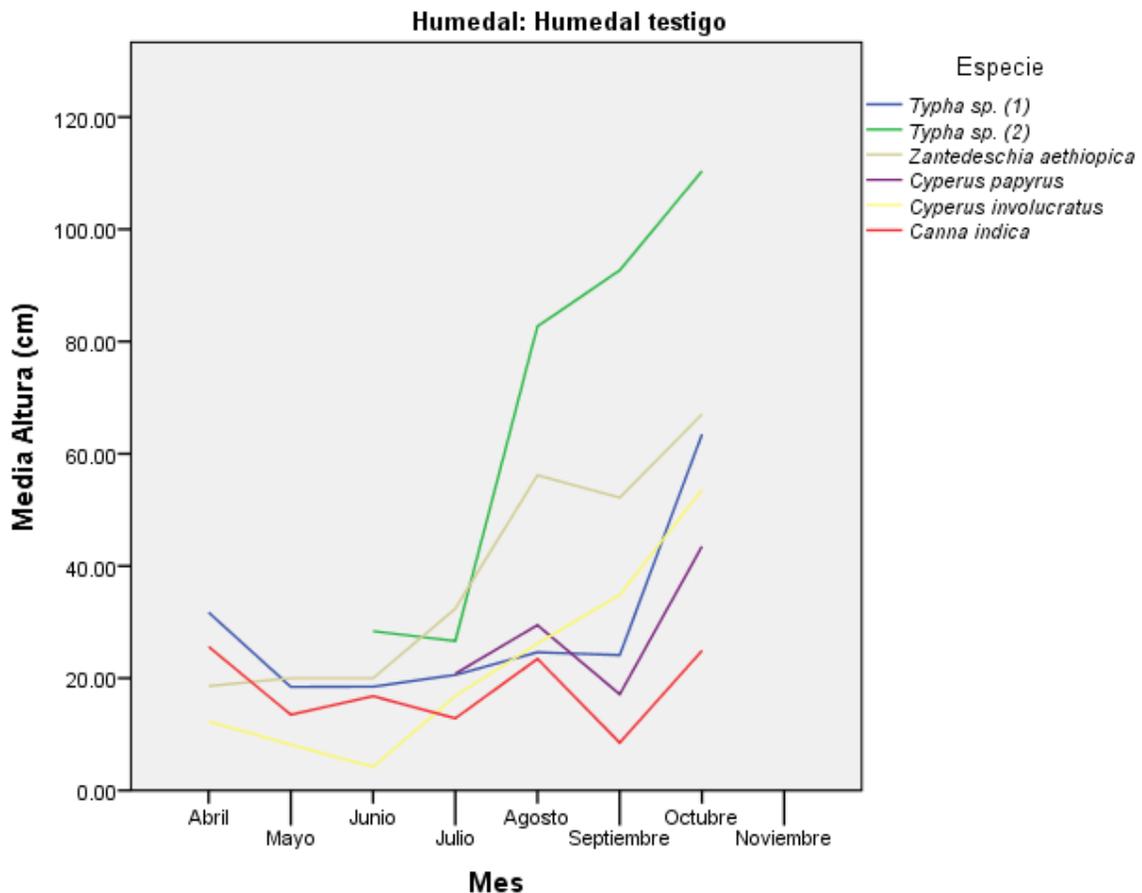
La vegetación es un factor importante con respecto a la capacidad de eliminación de contaminantes en HA. La rizósfera de las macrófitas estimula el crecimiento de las comunidades microbianas, por lo tanto, cualquier modificación de la diversidad de la planta y su hábitat lleva a cambios en la comunidad microbiana, y consecuentemente a la eficiencia de remoción de contaminantes (Corzo *et al.*, 2016). En este trabajo se establecieron dos sistemas de HA, en donde cada uno contenía las mismas especies vegetales (*Typha sp.*, *Zantedeschia aethiopica*, *Cyperus papyrus*, *Cyperus involucratus* y *Canna indica*). A continuación, se presentan los resultados obtenidos en cuanto en altura y cobertura de la vegetación, estos se presentan en tres categorías:

- Poda 1. En donde se encuentran los ejemplares de las especies *C. involucratus* y *Typha sp. (1)*, las cuales requirieron una poda a los cuatro meses de la puesta en marcha de los sistemas (abril-julio).
- Poda 2. En donde se encuentran los ejemplares de las especies *C. involucratus* y *Typha sp. (1)*, las cuales necesitaron una segunda poda durante el periodo de agosto-octubre.
- Sin poda (*Typha sp. (2)*, *Z. aethiopica*, *C. papyrus* y *C. indica*), en donde se encuentran las especies que no requirieron poda a lo largo de toda la parte experimental.

Los datos de altura (cm) de los ejemplares presentes en el HA testigo se observan en la Gráfica 15, en donde antes de la primera poda (abril-julio), el crecimiento promedio en altura fue de 20.60 cm para los ejemplares de la especie *Typha sp. (1)*, teniendo como valor más bajo en altura ejemplares con 2.90 cm y al contrario como valor máximo 34.20 cm, por otro lado, para la segunda poda (agosto-octubre) el valor promedio de altura aumentó a 63.45 cm, teniendo 8.00 cm y 120.20 cm como valor mínimo y máximo respectivamente. El ejemplar de la especie *Cyperus involucratus* (gráfica 15) del sistema HA testigo, fue una de las que presentó mejor aclimatación ya que durante la primera poda obtuvo una altura promedio de 16.83 cm, con 6.50 cm y 28.20 como valor mínimo y máximo obtenidos. Por otro lado, durante la segunda poda el promedio de altura aumentó a 53.55 cm, en donde 9.20 cm representa la menor altura registrada en esta especie y 80.60 cm como la altura máxima registrada.

Zantedeschia aethiopica es una de las especies con mayor valor ornamental en este trabajo (Ramos, 2019). Esta especie obtuvo como altura promedio 67.03 cm, con 41.10 cm como valor mínimo y 83.30cm como valor máximo. Por otro lado, la especie *Canna indica* obtuvo como valor promedio 24.90 cm, teniendo como altura mínima 19.40cm y máxima 30.40cm. *Cyperus papyrus* obtuvo una altura promedio 43.48cm, con 37.30cm como altura mínima y 51.20 cm como altura máxima. Por último, la especie *Typha sp. (2)* obtuvo como valor promedio 110.39cm, así como

una altura mínima de 48.10cm y máxima de 164.20cm. Los ejemplares de estas especies en el sistema HA testigo (Gráfica 15) no requirieron poda.

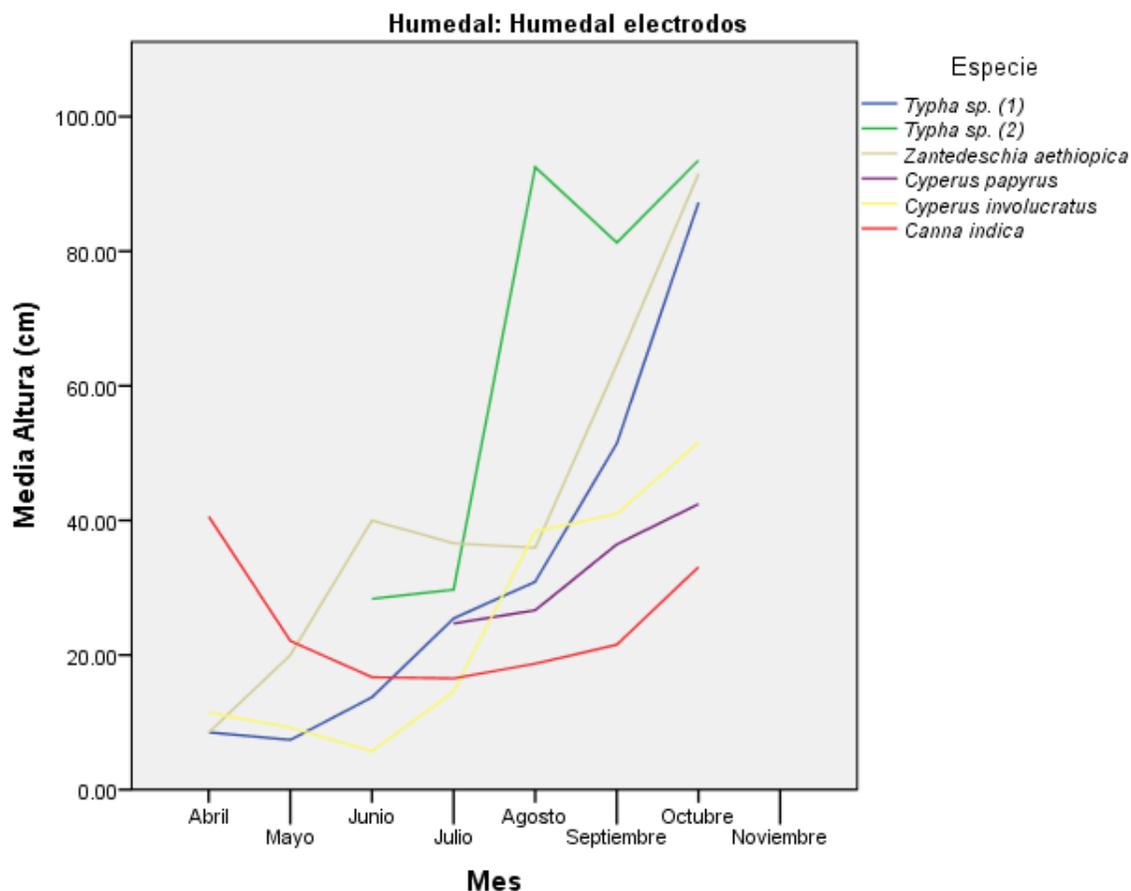


Gráfica 1520. Gráfica de altura media (cm) de *Typha sp. (1 y 2)*, *Zantedeschia aethiopica*, *Cyperus papyrus*, *Cyperus involucratus* y *Canna Indica* en HA testigo por mes.

En la Gráfica 16 se encuentran los datos de altura (cm) de la vegetación en el sistema HA electrodos. En este sistema la especie *Typha sp. (1)* mostró un valor promedio de 25.43 cm antes de realizar la primera poda, con 6.30 cm como altura mínima y 48.30 cm como altura máxima. En cambio, para la segunda poda el valor promedio de altura fue de 87.23, con 18.70 cm y 138.60 cm como valor mínimo y máximo. Desde el punto de vista estadístico al comparar ambos sistemas se encontró que existe diferencia significativa en cuanto al crecimiento en altura durante la primera ($P=0.001$; $P>0.05$ UMW) poda y segunda ($P=0.000$; $P>0.05$ UMW) poda, es decir que la especie *Typha sp. (1)* obtuvo un mayor crecimiento con respecto a la altura en el HA electrodos. La especie *Cyperus involucratus* (gráfica 16) en el sistema HA electrodos, presentó una altura promedio de 14.54 cm, en donde la altura mínima presentó 2.50 cm y, por el contrario, la altura máxima obtenida fue de 27.70 durante la primera poda. Posteriormente, en la segunda poda el valor promedio de esta especie aumentó a 51.60 cm, teniendo como altura mínima 26.20 cm y máxima 81.70 cm. Al comparar estadísticamente el crecimiento

en altura de esta especie se encontró que no existe diferencia estadísticamente significativa durante la primera ($P=0.965$; $P>0.05$ UMW) poda y segunda ($P=0.484$; $P>0.05$ UMW) poda en cuanto al crecimiento entre ambos sistemas.

Zantedeschia aethiopica del sistema HA electrodos (gráfica 16), la cual no necesitó, obtuvo como altura promedio 91.50 cm, con 71.60 cm como valor mínimo y 111.40 cm como valor máximo, desde el punto de vista estadístico ($P=0.907$; $P>0.05$ TS) no existe diferencia significativa en cuanto la altura de ambos sistemas. Por otro lado, la especie *Canna indica* obtuvo como valor promedio 33.06 cm, teniendo como altura mínima 17.30 cm y máxima 42.60 cm, al analizar estadísticamente ($P= 0.486$; $P>0.05$ UMW) los resultados obtenidos en ambos sistemas, se encontró que no existe diferencia significativa entre un sistema y otro en cuanto a la altura. *Cyperus papyrus* obtuvo una altura promedio 42.44 cm, con 33.70 cm como altura mínima y 48.40 cm como altura máxima, estadísticamente ($P=0.027$; $P>0.05$ UMW) esta especie obtuvo una diferencia significativa con respecto a ambos sistemas, es decir que en el sistema HA electrodos, el desarrollo en cuanto altura fue más eficiente que el desarrollo en el HA testigo. Por último, la especie *Typha sp.* (2) obtuvo como valor promedio 93.49 cm, así como una altura mínima de 27.10 cm y máxima de 143.70 cm, estadísticamente ($P=0.484$; $P>0.05$ UMW) no existe diferencia significativa en la altura de esta especie entre ambos sistemas. Los ejemplares de esta especie en el sistema HA testigo no requirieron poda.

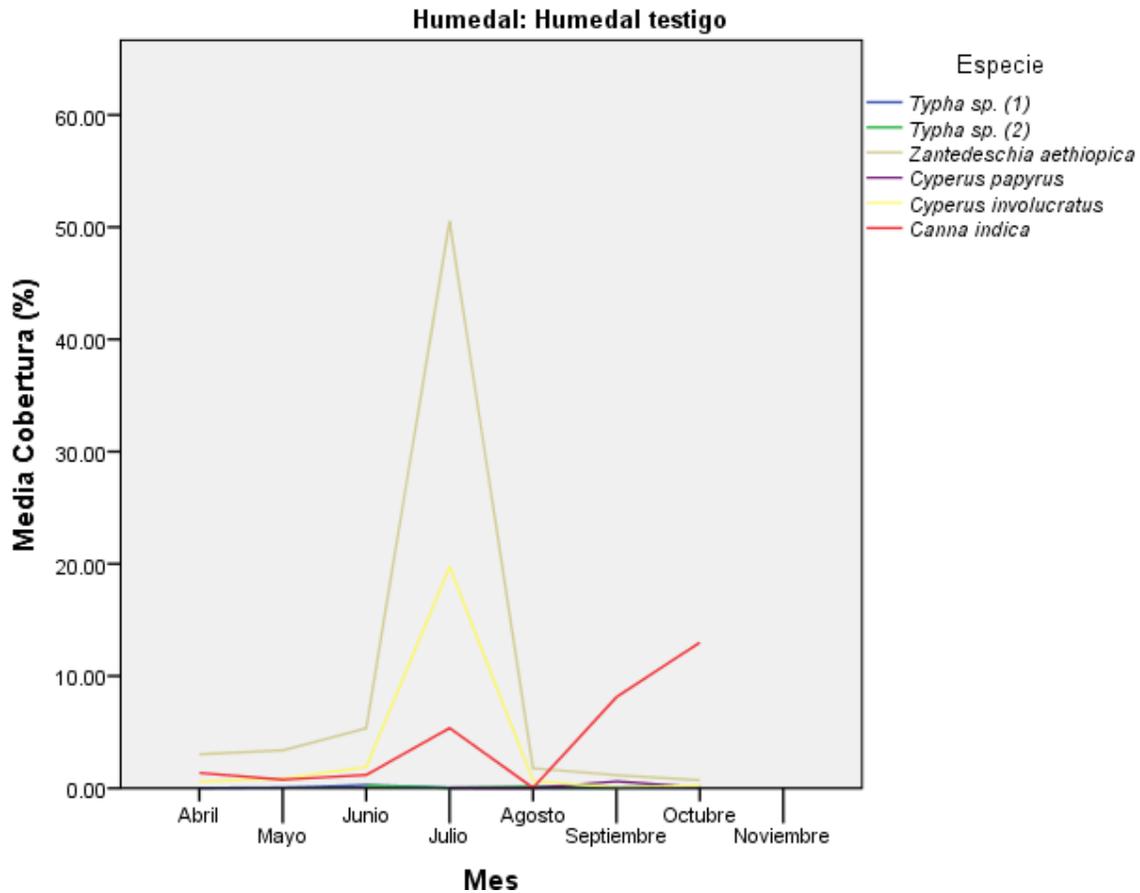


Gráfica 16. Gráfica de altura media (cm) de *Typha* sp. (1 y 2), *Zantedeschia aethiopica*, *Cyperus papyrus*, *Cyperus involucratus* y *Canna Indica* en HA electrodos por mes.

En cuanto a la cobertura en el sistema HA testigo, en la Gráfica 17 se representan los resultados obtenidos en porcentaje. En este parámetro la especie *Typha* sp. (1) presentó un valor promedio de 0.44% durante la primera poda, en donde la cobertura mínima obtenida fue de 0.01% y la cobertura máxima fue de 0.35%. Posteriormente, para la segunda poda, el valor promedio de cobertura disminuyó a 0.03%, teniendo como cobertura mínima (0.0%) y máxima (0.42%). La cobertura de la especie *Cyperus involucratus* en el sistema HA testigo durante la primera poda obtuvo como cobertura máxima y mínima de 42.40 y 0.07% respectivamente, además en este periodo la cobertura promedio fue de 19.72%. Sin embargo, la cobertura promedio durante la segunda poda disminuyó a 0.22%, con 0.02% y 0.56% como valor mínimo y máximo respectivamente.

Dentro de las especies que no necesitan poda (Gráfica 17) se encuentra *Zantedeschia aethiopica*, la cual obtuvo en el sistema HA testigo como cobertura promedio 0.72%, con un valor mínimo de 0.11% y máximo de 1.48%. Además, la especie *Canna indica* obtuvo como valor promedio 12.99%, así como una cobertura mínima de 10.06% y máxima de 15.92%. Por otro lado, la especie *Cyperus papyrus* obtuvo como cobertura promedio 0.06%, teniendo como valor mínimo 0.01 y

máximo 0.18%. Por último, la especie *Typha sp. (2)* mostró como promedio 0.12%, así como cobertura mínima de 0.01% y máxima 1.23%.

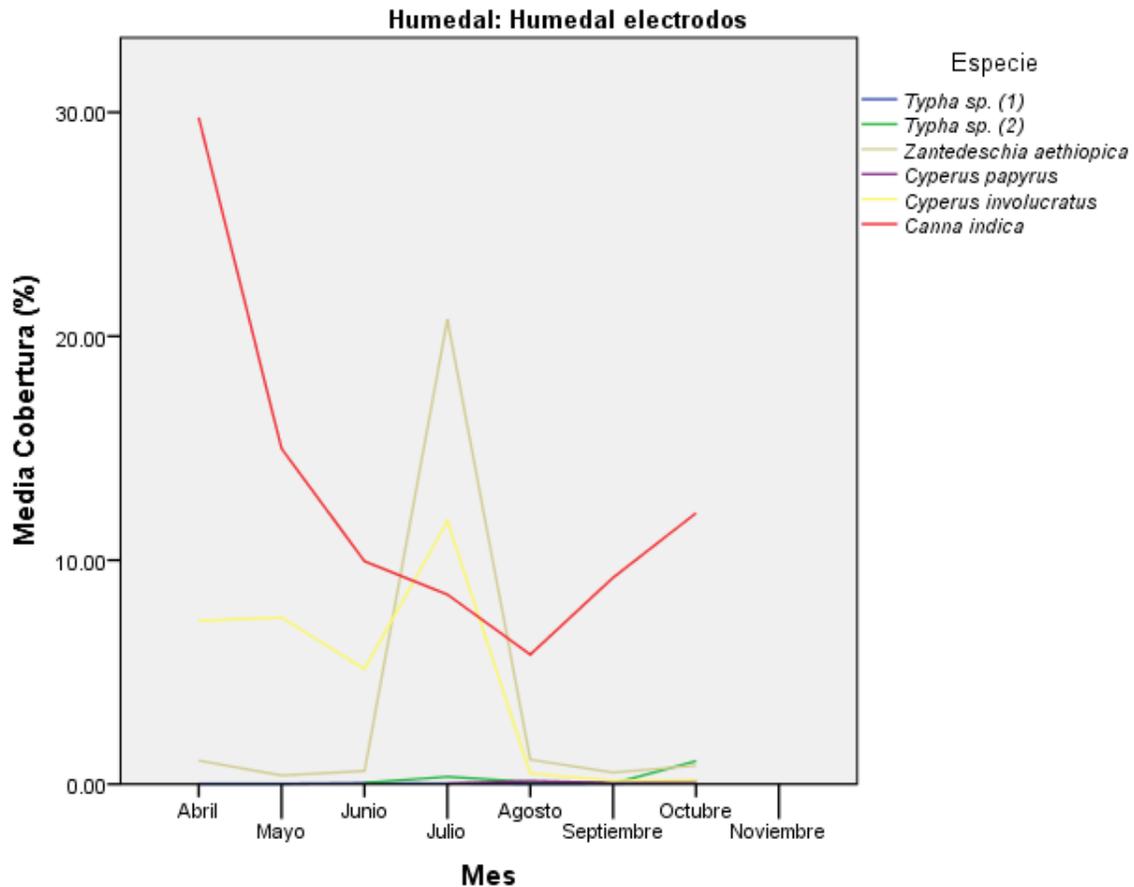


Gráfica 17. Gráfica de cobertura (%) media de *Typha sp. (1 y 2)*, *Zantedeschia aethiopica*, *Cyperus papyrus*, *Cyperus involucratus* y *Canna Indica* en HA testigo por mes.

En la Gráfica 18 se muestra representado en porcentaje la cobertura media para el sistema HA electrodos. En este sistema la especie *Typha sp. (1)* obtuvo como valor promedio 0.03% durante la primera poda, en donde además el valor mínimo fue de 0.01 y 0.17% como valor máximo. Mientras que, en la segunda poda, el promedio de cobertura aumentó a 0.08% y aunque el valor máximo que fue de 0.51% también aumentó, el valor mínimo fue de 0.00%, es decir que se encontraban plántulas cuya cobertura no lograba tener un porcentaje significativo. Al comparar los sistemas HA testigo y electrodos desde el punto de vista estadístico, se encontró que existe diferencia estadísticamente significativa en cuanto porcentaje de cobertura entre ambos sistemas durante la primera ($P=0.000$; $P>0.05$ U MW) poda y segunda ($P=0.000$; $P>0.05$ U MW) poda, es decir que en el sistema HA testigo, la cobertura de esta especie fue mejor que en el sistema HA electrodos. Para la especie *Cyperus involucratus* en el sistema Ha electrodos se obtuvo como cobertura promedio 11.54% durante la primera poda, con 0.06% como valor mínimo y 27.29% como valor máximo. Sin embargo, el valor promedio disminuyó a 0.16% durante la

segunda poda, así como el valor mínimo con 0.04% y máximo con 1.02%. Desde el punto de vista estadístico durante la primera ($P=0.907$; $P>0.05$ U MW) poda no se encontró diferencia significativa en cuanto al desarrollo de la cobertura para esta especie en ambos sistemas. Del mismo modo durante la segunda ($P=0.344$; $P>0.05$ U MW) poda no se encontró diferencia significativa entre ambos sistemas.

Dentro de las especies que no necesitan poda (Gráfica 18) se encuentra *Zantedeschia aethiopica*, la cual obtuvo en el sistema HA electrodos como cobertura promedio 0.83%, con un valor mínimo de 0.73% y máximo de 0.93%, desde el punto de vista estadístico ($P=0.331$; $P>0.05$ U MW) no existe diferencia significativa entre ambos sistemas en cuanto a la cobertura. Además, la especie *Canna indica* obtuvo como valor promedio 12.10%, así como una cobertura mínima de 1.56% y máxima de 21.83%, estadísticamente ($P=0.154$; $P>0.05$ U MW) no existe diferencia significativa entre ambos sistemas para la cobertura de esta especie. Por otro lado, la especie *Cyperus papyrus* obtuvo como cobertura promedio 0.13%, teniendo como valor mínimo 0.03% y máximo 0.32%, estadísticamente ($P=0.001$; $P>0.05$ U MW) existe diferencia significativa entre ambos sistemas, es decir el sistema HA electrodos mostró mayor eficiencia en cuanto al crecimiento de la cobertura con respecto al HA testigo. Por último, la especie *Typha sp.* (2) mostró como promedio 0.47%, así como cobertura mínima de 0.01% y máxima 4.51%, estadísticamente ($P=0.004$; $P>0.05$ U MW) existe diferencia significativa entre el crecimiento de cobertura entre ambos sistemas, es decir que en sistema HA electrodos el crecimiento de cobertura fue más eficiente con respecto al HA testigo.



Gráfica 18. Gráfica de cobertura media (%) de *Typha sp.* (1 y 2), *Zantedeschia aethiopica*, *Cyperus papyrus*, *Cyperus involucratus* y *Canna Indica* en HA electrodos por mes.

XI. Conclusiones

La calidad del agua gris correspondiente a la habitación de Iztapalapa se ubica dentro de los intervalos reportados bibliográficamente para ortofosfatos ($5.60-27.50 \text{ mg L}^{-1}$), nitritos mayores a 8.80 mg L^{-1} , amoníaco mayores a 0.08 mg L^{-1} y de hasta dos UFC de *E. coli*, mientras que en el caso de los nitratos se registraron valores de hasta 44.00 mg L^{-1} .

Se diseñó y estableció un prototipo a escala familiar de un humedal artificial de flujo subsuperficial híbrido combinado con electrólisis para la alcaldía de Iztapalapa, CDMX con un flujo de 15 L/día .

No se encontró una diferencia en la eficiencia de tratamiento entre un humedal artificial combinado y otro con electrólisis, tanto en los compuestos del nitrógeno (nitratos, nitritos y amoníaco) como en ortofosfatos ya que ambos mostraron eficiencias superiores al 80% - 90%.

Se establecieron adecuadamente las especies de *Canna indica*, *Typha sp.*, *Cyperus papyrus*, *Cyperus alternifolius* y *Zantedeschia aethiopica*. Destaca la especie *Typha sp.* con ejemplares cuyo crecimiento superó los 100 cm de altura y *Zantedeschia aethiopica* con hasta los 90 cm de altura.

Se sugiere revisar las condiciones de flujo hidraulico y las de electrólisis para lograr una mayor eficiencia en el sistema, como seria reducir el tiempo de residencia hidráulica a menos de 24 horas, así como las condiciones de tensión y densidad de corriente eléctrica a valores más altos a los utilizados en este trabajo (5V y 0.57 mA cm⁻²) además de probar la electrólisis con agua residual que involucre mayor materia orgánica.

Anexos

Anexo 1 . Parámetros físicos en HA electrodos por mes.

mayo	°C	mS cm ⁻¹	TDS g L ⁻¹	pH
influyente	19.67	964	627	9.4
Efluente	20.7	1.01	658	9.67
Junio				
influyente	15.66	725	471	8.85
Efluente	16.29	546	355	9.03
Julio				
influyente	14.65	501	325	8.87
Efluente	15.77	646	0.42	9.18
Agosto				
influyente	16.56	1.276	829	9.12
Efluente	16.32	1.151	695	8.21
Septiembre				
influyente	15.74	48	46	8.23
Efluente	15.67	63	37	7.3
Octubre				
influyente	18.18	38	32	9.23
Efluente	18.3	27	35	6.3
Noviembre				
influyente	16.32	62	68	8.08
Efluente	16.3	31	42	7.32

Anexo 2. Parámetros físicos en HA testigo por mes

	°C	mS cm ⁻¹	TDS g L ⁻¹	pH
Afluente	20.44	785	513	9.5
Efluente	20.77	1.05	654	9.76
Junio				
Afluente	15.55	714	464	8.94
Efluente	16.02	0.73	474	9.22
Julio				
Afluente	14.81	481	312	8.7
Efluente	15.04	693	451	9.02
Agosto				
Afluente	16.56	1.235	845	9.43
Efluente	16.32	1.137	673	8.04
Septiembre				
Afluente	15.64	34	954	8.1
Efluente	15.53	31	0.43	6.9
Octubre				
Afluente	18.09	47	31	6.22
Efluente	18.37	61	0.39	6.26
Noviembre				
Afluente	16.27	57	0.02	6.47
Efluente	16.23	52	0.01	7.21

Anexo 3. Parámetros químicos y bacteriológicos en HA electrodos.

mayo	Sulfatos (mg/L)	Ortofosfatos (mg/L)	Nitratos (mg/L)	Nitritos (mg/L)	Amoniaco (mg/L)	DBO (mg/L)	Coliformes totales	E. coli
Afluente	51.77	27.5	26	50	0.43	10.1	0	0
Efluente	13.36	20.8	10	30	0.07	10.3	0	0
junio								
Afluente	84	18.3	7.8	36	0.08	2.9	0	0
Efluente	48	0.63	0.6	3	0.00	2.7	0	0
julio								
Afluente	10	15	16	70	3.00	3.6	0	0
Efluente	7	2.4	1	3	1.60	3.2	0	0
agosto								
Afluente	90	23.9	29.8	34	6.00	4	0	0
Efluente	52	1.63	0	2	0.45	3.2	0	0
septiembre								
Afluente	72	21	18	27	3.00	4.3	5	2
Efluente	21	1.74	1.4	3	0.08	4	0	0
octubre								
Afluente	20	5.4	22	35	0.20	10.7	0	0
Efluente	0	0.24	1.6	3	0.03	4.1	0	0
noviembre								
Afluente	25	17	19	25	0.90	9.7	0	0
Efluente	0	1.27	1.8	2	0.02	3.4	0	0

Anexo 4. Parámetros químicos y bacteriológicos en HA testigo.

mayo	Sulfatos (mg/L)	Ortofosfatos (mg/L)	Nitratos (mg/L)	Nitritos (mg/L)	Amoniaco (mg/L)	DBO (mg/L)	Coliformes totales	<i>E. coli</i>
Afluente	46.76	22.6	23	50	0.25	10.4	0	0
Efluente	21.71	10.2	11	20	0.05	10.3	0	0
junio								
Afluente	70	19.2	10.2	32	0.60	2.6	0	0
Efluente	66	0.5	0.3	1	0.00	2.5	0	0
julio								
Afluente	20	12.1	36	50	4.00	3.6	0	0
Efluente	6	9	1.1	4	3.00	3.2	0	0
agosto								
Afluente	54	7.5	8.8	16	6.00	4.3	0	0
Efluente	34	0.89	0	2	0.03	3.9	0	0
septiembre								
Afluente	28	20	21	25	3.00	4.2	2	1
Efluente	18	4.3	1.4	4	0.90	3.9	0	0
octubre								
Afluente	20	5.6	44	25	0.08	12	0	0
Efluente	0	0.63	1.5	2	0.04	3.2	0	0
noviembre								
Afluente	34	27	37	43	0.60	9.8	0	0
Efluente	1.4	4.2	1.8	5	0.06	3.6	0	0

Anexo 5. Valores promedio, máximos y mínimos de parámetros de calidad de agua en el sistema HA testigo.

HA testigo										
Parámetro	Influyente					Efluente				
	Promedio	V. Min	Mes	V. Max	Mes	Promedio	V. Min	Mes	V. Max	Mes
°C	16.77	14.81	julio	20.44	mayo	16.9	15.04	julio	20.77	mayo
mS cm ⁻¹	0.48	0.03	septiembre	1.23	agosto	0.54	0.03	septiembre	1.14	agosto
SDT	0.45	0.02	noviembre	0.95	septiembre	0.44	0.01	noviembre	0.67	agosto
OD	4.50	3.10	septiembre	5.60	junio	5.84	2.80	mayo	7.30	agosto
pH	8.19	6.22	octubre	9.50	mayo	8.06	6.26	octubre	9.76	mayo
sulfatos	39.00	20.00	agosto/octubre	70.00	junio	21.02	0.00	octubre	66.00	junio
ortofosfatos	16.29	5.60	octubre	27.00	noviembre	4.25	0.50	junio	10.20	mayo
nitratos	25.38	8.80	agosto	44.00	octubre	2.44	0.00	agosto	11.00	mayo
nitritos	34.43	16.00	agosto	50.00	julio	5.43	1.00	junio	20.00	mayo
amoníaco	2.08	0.08	octubre	6.00	agosto	0.58	0.00	junio	3.00	julio
DBO ₅	6.70	2.60	junio	10.40	mayo	4.37	2.50	junio	10.30	mayo

V. Min= valor mínimo
V. Max= valor máximo

Anexo 6. Valores promedio, máximos y mínimos de parámetros de calidad de agua en el sistema HA electrodos

HA electrodos										
Parámetro	Influyente					Efluente				
	Promedio	V. Min	Mes	V. Max	Mes	Promedio	V. Min	Mes	V. Max	Mes
°C	16.68	14.65	julio	18.18	octubre	17.05	17.67	septiembre	20.70	mayo
mS cm ⁻¹	0.52	0.04	octubre	1.28	agosto	0.5	0.03	octubre	1.15	agosto
SDT	0.34	0.03	octubre	0.83	agosto	0.32	0.03	octubre	0.69	agosto
OD	4.61	3.77	septiembre/octubre	5.80	junio	5.76	4.20	mayo	8.50	agosto
pH	8.83	8.08	noviembre	9.40	mayo	8.14	6.30	octubre	9.67	mayo
sulfatos	50.4	10.00	julio	90.00	agosto	20.19	0.00	octubre/noviembre	54.00	agosto
ortofosfatos	18.3	15.00	julio	27.50	mayo	4.10	0.24	octubre	20.80	mayo
nitratos	19.8	16.00	julio	29.80	agosto	2.34	0.00	agosto	10.00	mayo
nitritos	39.57	25.00	noviembre	70.00	julio	6.57	2.00	agosto/noviembre	30.00	mayo
amoniac	1.94	0.08	junio	6.00	agosto	0.32	0.00	junio	1.60	julio
DBO ₅	6.47	2.90	junio	10.70	octubre	4.41	2.70	junio	10.30	mayo

V. Min= valor mínimo
V. Max= valor máximo

Anexo 7. Tabla de porcentajes de remoción de ortofosfatos, nitratos, nitritos y amoniaco en HA electrodos.

mes	Ortofosfatos (%)	Nitratos (%)	Nitritos (%)	Amoniaco (%)
mayo	36.20	67.55	49.38	86.27
junio	96.49	92.16	91.51	100.00
julio	85.70	93.63	95.63	66.03
agosto	94.02	100.00	94.84	93.42
septiembre	92.25	92.72	89.6	97.50
octubre	97.81	96.42	95.78	92.61
noviembre	93.86	92.22	93.42	98.17

Anexo 8. Tabla de porcentajes de remoción de ortofosfatos, nitratos, nitritos y amoniaco en HA testigo.

mes	Ortofosfatos (%)	Nitratos (%)	Nitritos (%)	Amoniaco (%)
mayo	62.58	60.35	66.83	83.42
junio	97.56	97.23	97.06	100.00
julio	28.77	97.07	92.34	28.17
agosto	89.93	100.00	89.39	99.57
septiembre	79.45	93.62	84.70	71.32
octubre	87.33	98.47	96.42	77.62
noviembre	87.33	96.03	90.53	91.85

Referencias

- Allen, L. (2015). Manual de diseño para manejo de aguas grises para riego exterior. California. Greywater Action.
- Arias, O. (2004). Estudio de la biodegradación de la materia orgánica en humedales construidos de flujo subsuperficial. Universidad Politécnica de Catalunya. Departamento de Ingeniería Hidráulica. Tesina, Barcelona.
- Arteaga-Cortez, V. M., Quevedo-Nolasco, A., Valle-Paniagua, D. H. D., Castro-Popoca, M., Bravo-Vinaja, Á., & Ramírez-Zierold, J. A. (2019). Estado del arte: una revisión actual a los mecanismos que realizan los humedales artificiales para la remoción de nitrógeno y fósforo. *Tecnología y ciencias del agua*, 10(5), 319-343.
- CONAGUA. (2018). Aguas residuales y contaminación en México. 14/nov/2020, de CONAGUA sitio web: <https://agua.org.mx/actualidad/aguas-residuales-contaminacion-en-mexico/#:~:text=En%20M%C3%A9xico%2C%20las%20descargas%20de,de%20las%20aguas%20no%20municipales>.
- CONAGUA. (2020). Actualización de la disponibilidad media anual de agua en el acuífero zona metropolitana de la cd. De México (0901), ciudad de México.
- Corzo, A., Sanabria, O., & García, M. (2016). Optimización hidráulica de humedales artificiales de alta tasa de rellenos con medios de soporte plástico. Memorias de la III Conferencia Panamericana de Sistemas de Humedales para el Tratamiento y Mejoramiento de la calidad del Agua, 2016, Universidad Nacional del Litoral, Facultad de Ingeniería Química.
- David Ospina, D., Álvarez Úsuga, D. E., & Zamorra Velásquez, J. C. (2022). Descripción de las investigaciones sobre el uso de las plantas macrófitas en el manejo de aguas residuales domésticas. Revisión de la Literatura.
- Delgadillo, O., Camacho, A., Pérez, L., Andrade M. (2010). Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales. Bolivia. Nelson Antequera.
- Díaz, C. (2014). Aplicaciones electroquímicas al tratamiento de aguas residuales. México. Reverte.
- Díaz-Cuenca, E., Alvarado-Granados, A. R., & Camacho-Calzada, K. E. (2012). El tratamiento de agua residual doméstica para el desarrollo local sostenible: el caso de la técnica del sistema unitario de tratamiento de aguas, nutrientes y energía (SUTRANE) en San Miguel Almaya, México. Quivera. *Revista de Estudios Territoriales*, 14(1), 78-97.
- E. Lacasa, P. Cañizares, C. Sáez, F.J. Fernández, M.A. Rodrigo, Electrochemical phosphates removal using iron and aluminium electrodes, *Chem. Eng. J.* 172 (2011) 137–143.

- Eriksson, E. Auffarth, H., Ledin, A. (2002). Characteristics of grey wastewater
Urban Water, 4, 85-104.
- Franco, M., V. (2007). Tratamiento y reutilización de aguas grises con aplicación a caso en Chile. REVISTA EDIT
- Gao, Y., Xie, Y. W., Zhang, Q., Wang, A. L., Yu, Y. X., & Yang, L. Y. (2017). Intensified nitrate and phosphorus removal in an electrolysis-integrated horizontal subsurface-flow constructed wetland. Water research, 108, 39-45.
- Gao, Y., Yan, C., Wei, R., Zhang, W., Shen, J., Wang, M., ... & Yang, L. (2019). Photovoltaic electrolysis improves nitrogen and phosphorus removals of biochar-amended constructed wetlands. Ecological Engineering, 138, 71-78.
- García-Becerra F.Y., Alfie-Cohen A. (2020). Transformación sociotécnica para la implementación de saneamiento descentralizado en la Unidad Cuajimalpa de la Universidad Autónoma Metropolitana, en Acciones metropolitanas para la gestión sustentable del agua. ANUIES Press, Mexico City, 123-129. ISBN: 978-607-451-154-3
- GAY, L., Martínez, M., GUEVARA, A., & LUNA, F. (2010). Captación pluvial y reutilización de aguas grises mediante humedales artificiales en la Microcuenca La Soledad, Guanajuato. CIENCIA@ UAQ, 3(2).
- GIZ. (2011). Revisión técnica de humedales artificiales de flujo subsuperficial para el tratamiento de aguas grises y aguas domésticas. Eschborn, Alemania
- Hach. (2009). DR/890, Colorimeter, Procedures Manual. Hach Company, 9 ed., U.S.A. 614 pp.
- Hernández, L. L., Temmink, H., Zeeman, G., & Buisman, C. (2011). Characterization and anaerobic biodegradability of grey water. Desalination, 111-115.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). (2005). Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos. Iztapalapa, 09007.
- Jackson, R. B., Carpenter, S. R., Dahm, C. N., McKnight, D. M., Naiman, R. J., Postel, S. L., & Running, S. W. (2001). Water in a changing world. Ecological applications, 11(4), 1027-1045.
- Lee, C. G., Fletcher, T. D., & Sun, G. (2009). Nitrogen removal in constructed wetland systems. Engineering in Life Sciences, 9(1), 11-22.
- Lefrou, C., Fabry, P., & Poignet, J. C. (2012). Electrochemistry: the basics, with examples. Springer Science & Business Media.
- Marín-Muñiz, J. L. (2017). Humedales construidos en México para el tratamiento de aguas residuales, producción de plantas ornamentales y reuso del agua. Agro Productividad, 10(5).
- Mejía Estévez, I. G., & Urcuango Conumba, C. Y. (2019). Propuesta de tratamiento de aguas grises provenientes de duchas y lavabos para su reutilización en inodoros (Bachelor's thesis, Quito, 2019.).
- Meléndez-Pérez, J. A., Lemos-Lima, M. M. C., Domínguez, I., & Oviedo-Ocaña, E. R. (2019). Reutilización de aguas grises domésticas para el uso eficiente

- del recurso hídrico: aceptación social y análisis financiero. Un caso en Portugal. *Revista UIS Ingenierías*, 18(1), 223-236.
- Ministerio de medio ambiente (MMA). (2000). Libro blanco del agua en España. España. Secretaria de estado de aguas y costas.
- N.S. Kumar, S. Goel, Factors influencing arsenic and nitrate removal from drinking water in a continuous flow electrocoagulation (EC) process, *J. Hazard. Mater.* 173 (2010) 528–533.
- NADF-003-AGUA-2002. (2002). Norma Ambiental para el Distrito Federal que establece las condiciones y requisitos para la Recarga en el Distrito Federal por Inyección Directa de Agua Residual Tratada al Acuífero de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México.
- Nghiem, L. D., Oschmann, N., & Schäfer, A. I. (2006). Fouling in greywater recycling by direct ultrafiltration. *Desalination*, 187(1-3), 283-290.
- NOM-001-SEMARNAT-1996. (1996). Norma Oficial Mexicana que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.
- NOM-001-SEMARNAT-2022. (2022). Norma Oficial Mexicana que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.
- NOM-003-ECOL-1997. (1997). Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público.
- Peters, E., Campoy F., Flessa K. (2009). Ciénega de Santa Clara Comprehensive Monitoring Program. Publicación especial del Instituto Nacional de Ecología, México.
- Pulkka, S., Martikainen, M., Bhatnagar, A., & Sillanpää, M. (2014). Electrochemical methods for the removal of anionic contaminants from water—a review. *Separation and Purification Technology*, 132, 252-271.
- Ramos Peña, M. L. (2019). Producción de Flor de Alcatraz (*Zantedeschia aethiopica*) a partir de Aguas Residuales Domésticas en Humedales Artificiales de Flujo Sub Superficial en el sector de Huatascapa–Puno, Perú (Tesis de licenciatura). Universidad Peruana Unión.
- Rey, M., S. (2010). La escasez de Agua en el mundo y la importancia del Acuífero Guaraní para Sudamérica: Relación abundancia-escasez. CAEI.
- Robles, F. O., Rojo, J. C. T., & Bas, M. S. (2011). Tratamiento de aguas para la eliminación de microorganismos y agentes contaminantes.: Aplicación de procesos industriales a la reutilización de aguas residuales. Ediciones Díaz de Santos.
- Romero, A. J. F., Antón, J. G., Rodrigo, M., & Sirés, I. (2021). Aplicaciones medioambientales y energéticas de la tecnología electroquímica. *Reverte*.
- S. Irdemez, Y.S. Yildiz, V. Tosunoglu, Optimization of phosphate removal from wastewater by electrocoagulation with aluminum plate electrodes, *Sep. Purif. Technol.* 52 (2006) 394–401

- SEDEMA. (2018). Registro de descargas de aguas residuales, CDMX 2016. CDMX
- SEMARNAR. (1996). Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal (NOM-002-ECOL-1996). Sitio web: <https://www.profepa.gob.mx/innovaportal/file/3295/1/nom-002-semarnat-1996.pdf>
- SEMARNAT (2014). Calidad del agua. Aguas residuales. 17/nov/2020, de SEMARNAT Sitio web: URL:https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe_resumen14/06_aqua/6_2_3.html
- Stearman, G. K., George, D. B., Carlson, K., & Lansford, S. (2003). Pesticide removal from container nursery runoff in constructed wetland cells. *Journal of environmental quality*, 32(4), 1548-1556.
- Suárez Herrera, B. N., & Vera Hernández, S. A. (2019). Aplicación de métodos convencionales y procesos de oxidación avanzada para el tratamiento de aguas residuales de bebidas carbonatadas (Bachelor's thesis, Universidad de Guayaquil. Facultad de Ingeniería Química).
- Suárez Marmolejo, C. L. (2010). Tratamiento de aguas residuales municipales en el Valle del Cauca (Tesis Doctoral).
- Toledo, A. (2002). El agua en México y el mundo. *Gaceta Ecológica*, (64), 9-18.
- Torres Berrocal, J. C. (2019). Propuesta del Sistema de Reciclaje de Aguas Grises en la Urbanización Vista Hermosa-Huamancaca–Chupaca 2017.
- Tortajada, C. (2006). Water management in Mexico City metropolitan area. *Water Resources Development*, 22(2), 353-376.
- Ubaldo-Alvide, Ricardo Emmanuel; Tesillos-Martinez, Carmela. (2007). Programa preeliminar de diseño de humedales artificiales de flujo horizontal, para emplearse como sistema de tratamiento de aguas residuales domésticas. Tesis de licenciatura. UNAM.
- UNDP, UNEP, WB y WRI. World Resources 2000-2001. WRI. 2000.
- Vymazal, J. (2010). Constructed wetlands for wastewater treatment. *Water*, 2(3), 530-549.
- Wang, Y., Lin, Z., Wang, Y., Huang, W., Wang, J., Zhou, J., & He, Q. (2019). Sulfur and iron cycles promoted nitrogen and phosphorus removal in electrochemically assisted vertical flow constructed wetland treating wastewater treatment plant effluent with high S/N ratio. *Water research*, 151, 20-30.