



**UNIVERSIDAD JUÁREZ AUTÓNOMA DE TABASCO**  
División Académica de Ciencias Biológicas  
“Estudio en la duda. Acción en la fe”



---

---

**“PERSISTENCIA DE CONTAMINANTES EN SEDIMENTOS EN UN  
LAGO URBANO AISLADO”**

**Trabajo recepcional, en la modalidad de:**

Tesis de Maestría

**Para obtener el grado de:**

Maestría en Ciencias Ambientales

**Presenta:**

Biol. Karla Cristel Bayona Canto

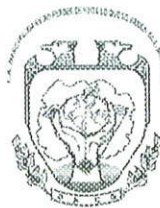
**Director:**

Dr. Miguel Ángel Salcedo Meza



**UNIVERSIDAD JUÁREZ  
AUTÓNOMA DE TABASCO**

"ESTUDIO EN LA DUDA. ACCIÓN EN LA FE"



**DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS  
DIRECCIÓN**

Villahermosa, Tab., a 23 de Mayo de 2023

**ASUNTO:** Autorización de Modalidad de Titulación

**C. LIC. MARIBEL VALENCIA THOMPSON  
JEFE DEL DEPTO. DE CERTIFICACIÓN Y TITULACION  
DIRECCIÓN DE SERVICIOS ESCOLARES  
PRESENTE**

Por este conducto y de acuerdo a la solicitud correspondiente por parte del interesado, informo a usted, que en base al reglamento de titulación vigente en esta Universidad, ésta Dirección a mi cargo, autoriza a la **C. KARLA CRISTEL BAYONA CANTO** egresada de la Maestría en **CIENCIAS AMBIENTALES** de la División Académica de **CIENCIAS BIOLÓGICAS** la opción de titularse bajo la modalidad de Tesis de Maestría denominado: **"PERSISTENCIA DE CONTAMINANTES EN SEDIMENTOS EN UN LAGO URBANO AISLADO"**.

Sin otro particular, aprovecho la ocasión para saludarle afectuosamente.

**A T E N T A M E N T E**

**DR. ARTURO GARRIDO MORA  
DIRECTOR DE LA DIVISIÓN ACADÉMICA  
DE CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**U.J.A.T.  
DIVISIÓN ACADÉMICA  
DE CIENCIAS BIOLÓGICAS**



C.c.p. - Expediente Alumno de la División Académica  
C.c.p.- Interesado



**UNIVERSIDAD JUÁREZ  
AUTÓNOMA DE TABASCO**

"ESTUDIO EN LA DUDA. ACCIÓN EN LA FE"



**2023**  
**100 años de**  
**Francisco**  
**VILLA**  
EL REVOLUCIONARIO DEL NOROCCIDENTE

**DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS  
DIRECCIÓN**

**MAYO 23 DE 2023**

**C. KARLA CRISTEL BAYONA CANTO**  
**PAS. DE LA MAESTRIA EN CIENCIAS AMBIENTALES**  
**P R E S E N T E**

En virtud de haber cumplido con lo establecido en los Arts. 80 al 85 del Cap. III del Reglamento de titulación de esta Universidad, tengo a bien comunicarle que se le autoriza la impresión de su Trabajo Recepcional, en la Modalidad de Tesis de Maestría en Ciencias Ambientales titulado: "**PERSISTENCIA DE CONTAMINANTES EN SEDIMENTOS EN UN LAGO URBANO AISLADO**", asesorado por el Dr. Miguel Ángel Salcedo Meza sobre el cual sustentará su Examen de Grado, cuyo jurado integrado por el Dr. Allan Keith Cruz Ramirez, Dr. Francisco Javier Félix Torres, Dr. Miguel Ángel Salcedo Meza, MCA. Yessenia Sánchez Alcudia y Dr. Rodimiro Ramos Reyes.

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

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

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

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

**U.J.A.T.**  
**DIVISIÓN ACADÉMICA**  
**DE CIENCIAS BIOLÓGICAS**



**DIRECCIÓN**

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

## CARTA AUTORIZACIÓN

El que suscribe, autoriza por medio del presente escrito a la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco para que utilice tanto física como digitalmente el Trabajo Recepcional en la modalidad de Tesis de Maestría denominado: **"PERSISTENCIA DE CONTAMINANTES EN SEDIMENTOS EN UN LAGO URBANO AISLADO"**, de la cual soy autor y titular de los Derechos de Autor.

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

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

Se firma la presente autorización en la ciudad de Villahermosa, Tabasco el día 23 de Mayo del dos mil veintitrés

**AUTORIZO**



---

**KARLA CRISTEL BAYONA CANTO**



UNIVERSIDAD JUÁREZ  
AUTÓNOMA DE TABASCO

"ESTUDIO EN LA DUDA. ACCIÓN EN LA FE"



División Académica  
de Ciencias Biológicas.

Jefatura de Posgrado.



Villahermosa, Tabasco a 25 de abril de 2023

**C. KARLA CRISTEL BAYONA CANTO**

EGRESADA DE LA MAESTRÍA EN CIENCIAS AMBIENTALES  
PRESENTE

En cumplimiento de los lineamientos de la Universidad, y por instrucciones de la Dirección de Posgrado, se implementó la revisión de los documentos recepcionales (tesis), a través de la plataforma Turnitin iThenticate para evitar el plagio e incrementar la calidad en los procesos académicos y de investigación en esta División Académica. Esta revisión se realizó en correspondencia con el Código de Ética de la Universidad, el Reglamento General de Estudios de Posgrado, el Código Institucional de Ética para la Investigación y con los requerimientos para los posgrados en el SNP-CONACYT.

Por este conducto, hago de su conocimiento las observaciones y el reporte de originalidad de su documento de tesis. Con el objetivo de fortalecer y enriquecer el programa de posgrado, el responsable del programa realizó la revisión del documento en la plataforma iThenticate, obteniendo el reporte de originalidad, el índice de similitud y emitió las siguientes sugerencias y recomendaciones para dar seguimiento en el documento de tesis del proyecto de investigación: **"Persistencia de contaminantes en sedimentos en un lago urbano aislado"**.

OBSERVACIONES:

1. **El índice de similitud obtenido fue de 00%**, el cual se ubica dentro del estándar de tolerancia de acuerdo a las Políticas y Lineamientos para el uso y manejo del Software Antiplagio de la UJAT. Se demuestra el nivel de originalidad del documento y de la investigación.
2. **Se adjunta el informe de originalidad de la tesis** obtenido a través de la herramienta Turnitin iThenticate.

C.c.p. ARCHIVO

KM. 0.5 CARR. VILLAHERMOSA-CÁRDENAS ENTRONQUE A BOSQUES DE SALOYA  
Tel. (993) 358-1500 Ext. 6407. Correo e: [posgrado.dacbiol@ujat.mx](mailto:posgrado.dacbiol@ujat.mx)





**UNIVERSIDAD JUÁREZ  
AUTÓNOMA DE TABASCO**

"ESTUDIO EN LA DUDA. ACCIÓN EN LA FE"



**División Académica  
de Ciencias Biológicas.**

**Jefatura de Posgrado.**



- Finalmente, se le solicita a la C. Karla Cristel Bayona Canto, integrar en la versión final de tesis, este oficio y el informe de originalidad con el porcentaje de similitud de Turnitin iThenticate.

Sin otro particular al cual referirme, aprovecho la oportunidad para enviarle un cordial saludo.

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

**DR. ARTURO GARRIDO MORA**  
DIRECTOR DACBIOL

U.J.A.T.  
DIVISIÓN ACADÉMICA  
DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



C.C.P. Dr. Miguel Ángel Salcedo Meza. Director de Tesis.

C.c.p. ARCHIVO



KM. 0.5 CARR. VILLAHERMOSA-CÁRDENAS ENTRONQUE A BOSQUES DE SALOYA  
Tel. (993) 358-1500 Ext. 6407. Correo e: [posgrado.dacbiol@ujat.mx](mailto:posgrado.dacbiol@ujat.mx)

Usar papel reciclado economiza energía, evita contaminación y despilfarro de agua y ayuda a conservar los bosques

[www.ujat.mx](http://www.ujat.mx)

# Persistencia de contaminantes en sedimentos en un lago urbano aislado

---

INFORME DE ORIGINALIDAD

---

0%

ÍNDICE DE SIMILITUD

---

FUENTES PRIMARIAS

---

EXCLUIR CITAS

DESACTIVADO

EXCLUIR FUENTES

DESACTIVADO

EXCLUIR BIBLIOGRAFÍA

ACTIVADO

EXCLUIR COINCIDENCIAS < 10 PALABRAS

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.  
México.

# **DEDICATORIA**

## **A DIOS**

Por permitirme llegar hasta este momento de mi vida.

## **A MIS PADRES**

A la sra. **Susana del Carmen Canto Hernández** y el Sr. **Carlos Mario Bayona Contreras** por apoyarme en todo momento, por confiar en mi y enseñarme a luchar por mis sueños. Los amo y les agradezco mucho su apoyo, amor y comprensión.

# **AGRADECIMIENTOS**

Un agradecimiento muy especial al **Dr. Miguel Ángel Salcedo Meza** por su apoyo a mi formación académica, por ayudarme a la realización de este trabajo, por compartir su experiencia, gracias por su comprensión.

Al Dr. **Allan Keith Cruz Ramírez**, Dr. **Francisco Javier Félix Torres**, Dr. **Rodimiro Ramos Reyes**, M en C. **Yessenia Sánchez Alcudia** por formar parte de mi comité académico, por sus revisiones las cuales orientaron la construcción de este proyecto.

Al Dr. **Arturo Garrido Mora** por compartir sus conocimientos y contribuir a mi formación académica durante la realización de mi maestría.



## ÍNDICE

CONTENIDO	PAGINAS
INTRODUCCIÓN	.....1, 2
ANTECEDENTES	.....2,3
OBJETIVOS	.....3
PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	.....3, 4
MATERIALES Y MÉTODOS	.....4
Área de estudio	.....4
Base de datos	.....5,6,7
ANÁLISIS DE DATOS	.....7
RESULTADOS	.....9
Origen y concentración de HAPs	.....9,10, 11
Variación intra-anual de los grupos anillados de los hidrocarburos aromáticos policíclicos	.....12, 13, 14, 15
DISCUSIÓN	.....15

Origen y concentración de hidrocarburos aromáticos policíclicos .....15, 16, 17

Grupos anillados de los hidrocarburos aromáticos policíclicos .....17, 18, 19, 20

LITERATURA CITADA .....20,21,22,23,24,25,26,27

ARTÍCULO CIENTÍFICO .....28 al 46

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.  
México.

## I. INTRODUCCIÓN

En los lagos localizados en las planicies de inundación, el ciclo hidrológico determina su condición ambiental, por lo tanto, la variación del nivel del agua es fundamental en la evaluación de los impactos en ambientes acuáticos y en su rehabilitación (Thomaz *et al.*, 2007; Atkins *et al.*, 2011; Vendonschot *et al.*, 2013). Estos impactos pueden ser cuantificados al menos en cuatro temporadas con marcada variación en el nivel del agua, transición a nivel bajo, nivel bajo, transición a nivel alto y nivel alto en lagos asociados con ríos de flujo natural (Kebede *et al.*, 2006; Cruz Ramírez *et al.*, 2019a). En este contexto, la variación intra-anual del nivel del agua en los lagos ubicados en planicies de inundación se relaciona con el transporte y la acumulación de compuestos endo y exógenos en los sedimentos, los cuales son liberados a la columna de agua por resuspensión (Pérez-Rojas *et al.*, 2000; Bouchet *et al.*, 2013; Guo *et al.*, 2020; Tang *et al.*, 2020).

La acumulación de los compuestos inicia por el transporte de los compuestos naturales y exógenos desde el área de escurrimiento en la temporada de transición al nivel bajo (TNB), y en la de transición a nivel alto (TNA) destaca su exportación en humedales conectados a sus tributarios (Miousse y Lavoie 2003; Wilcox, y Nichols 2008; Brito *et al.*, 2014). En este contexto, los sedimentos de estos humedales son considerados un banco de información ambiental (Lane y Nichols 1997; Contreras y Gómez 2003).

La información disponible en la matriz sedimentaria puede reflejar los impactos de la agricultura, industria y urbanización. Estas actividades y prácticas humanas aportan una compleja matriz de contaminantes y entre estos destacan concentraciones adicionales de hidrocarburos (Gou *et al.*, 2018; Davidson *et al.*, 2021), las cuales pueden persistir en los sedimentos (Rizzo *et al.*, 2010; Sánchez *et al.*, 2012; Corona-Lisboa 2013; González *et al.*, 2017; Minaglia *et al.*, 2018). La persistencia de contaminantes es mayor en lagos aislados por la infraestructura hidráulica y urbana, pues el tiempo de residencia del agua aumenta, el nivel del agua disminuye, y la exportación de

compuestos es limitada o nula (Jeppesen *et al.*, 2015; Sparks *et al.*, 2017).

La acumulación de contaminantes en los sedimentos en lagos aislados supera la capacidad de asimilación (Carreño *et al.*, 2018). Esta acumulación de contaminantes puede resultar tóxica, ya que afecta el crecimiento y reproducción de los organismos bentónicos, la actividad microbiana e inhibida y reducen la biodiversidad, pues afecta a los organismos bentónicos (Castañe *et al.*, 2003; Moreno *et al.*, 2012; Ramos *et al.* 2012) y peces (Tian *et al.*, 2020). Entonces, la acumulación de hidrocarburos policíclicos de origen pirogénico y petrogénico en los sedimentos significan un alto riesgo ecológico e inhiben la recuperación de las condiciones ecológicas de los ecosistemas acuáticos (Inaotombi y Gupta 2017; Lee *et al.*, 2021).

## II. ANTECEDENTES

Sánchez-Palencia *et al.* (2015) analizaron las fuentes de 18 hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) en el sedimento en una laguna urbana en España. Los investigadores analizaron el origen de los HAPs por medio de tres índices. Esto resultó en un origen pirogénico y petrogénico de los HAPs basado en las relaciones antreno/fenatreno y fluoreno/pireno. El naftaleno y fenatreno destacaron con las concentraciones mayores en el sedimento.

Kimbrough *et al.* (2021) realizaron un monitoreo para la selección de mejillones de la familia Dreissenidae como bioindicadores de contaminación química en los Grandes Lagos Laurentinos. Entre los hallazgos destacó en los mejillones la acumulación de HAPs derivados de fuentes pirogénicas.

Sun y Zhang (2021) analizaron el número de anillos del benceno, concentraciones, fuentes y riesgo ecológico de dieciséis HAPs. Los investigadores detectaron el predominio de los HAPs de tres y cuatro anillos en todas las muestras de los sedimentos y el fenatreno resultó en el compuesto de mayor concentración. Además, las proporciones entre antraceno/fenatreno y fluoranteno / pireno

indicaron que los HAPs se originaron principalmente de la combustión de carbón doméstico, herbáceas, madera, y en menor proporción el petróleo en el lago Daihai.

### III. OBJETIVOS

-General

Determinar el origen y la persistencia de contaminantes de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) en los sedimentos en un lago urbano aislado en dos temporadas de nivel del agua.

-Objetivos Particulares

1. Analizar el origen de los compuestos de hidrocarburos aromáticos policíclicos en el sedimento lacustre.
2. Estimar la persistencia de las concentraciones de los HAP's en el sedimento entre dos etapas hidrológicas.

### IV. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Las principales fuentes de contaminación en los ecosistemas lacustres son los desechos de la agricultura, industrias y de las zonas urbanas. En estos ambientes acuáticos, la fase sedimentaria es el principal reservorio de los materiales endógenos y exógenos (Arauzo *et al.*, 2003; Esposito *et al.*, 2016). Entre los compuestos exógenos en el sedimento lacustre destacan los hidrocarburos aromáticos policíclicos cuyo origen esta relacionado con el numero de anillos de benceno y los HAPs con cuatro anillos presentan mayor afinidad con el origen pirogénico, mientras que los hidrocarburos de dos y tres anillos están vinculados con el origen petrogénico (Headley *et al.*, 2002; Pouch y Pazdro, 2017).

Estos HAPs son transportados por los escurrimientos y se almacenan en los sedimentos (Reckendorfer *et al.*, 2013, Cruz-Ramírez *et al.*, 2019a). Este proceso se exagera en los lagos

aislados dada la urbanización e infraestructura de contención, pues limitan o evitan la conexión hidráulica con su tributario, lo que incrementa en el tiempo de residencia y la reducción del nivel del agua (Allen *et al.*, 2017; Obolewski *et al.*, 2018). En este contexto la temporada de transición al nivel alto (TNA) y la de transición al nivel bajo (TNB) en el lago aislado estudiado se relaciona con el incremento de los escurrimientos (CICESE, 2016, Salcedo *et al.*, 2022) por lo que se plantea la siguiente hipótesis, la persistencia de contaminantes en los sedimentos es similar entre ambas temporadas en el lago aislado urbanizado.

## **V. MATERIALES Y MÉTODOS.**

### **Área de Estudio**

El lago aislado urbanizado denominado Laguna de las Ilusiones, se localiza en el municipio de Centro, el cual se ubica entre los paralelos 17°42' y 18°21' N; los meridianos 92°34' y 93°16' O. Este municipio, colinda al norte con los de Nacajuca y Centla; al este con los municipios de Centla, Macuspana, y Jalapa; al sur con los de Jalapa, Teapa y el estado de Chiapas; al oeste con los municipios de Cunduacán, Nacajuca y el estado de Chiapas. El municipio de Centro ocupa el 6.96% de la superficie del estado (Galindo-Alcántara *et al.*, 2009).

En este municipio se localiza el lago (18° 00' 38" latitud N, 92° 55' 48" longitud O), cuya área es de 260 ha, y su altitud corresponde con los 10 metros sobre el nivel medio del mar. Este lago, pertenece a la región hidrológica Grijalva-Usumacinta (RH30) en el área de escurrimiento del Río Grijalva-Villahermosa (D). Este lago permanece aislado del Río Carrizal por la construcción del Periférico Norte, el cual funciona como bordo de contención y por el avance de la urbanización (INEGI, 2005; Salcedo *et al.*, 2022). Los aportes superficiales de agua en este lago son los escurrimientos urbanos pues recibe 7,000 000 m<sup>3</sup>/año de agua aproximadamente y 5,200 m<sup>3</sup>/año de sedimentos de acuerdo con Hansen *et al.* (2007).

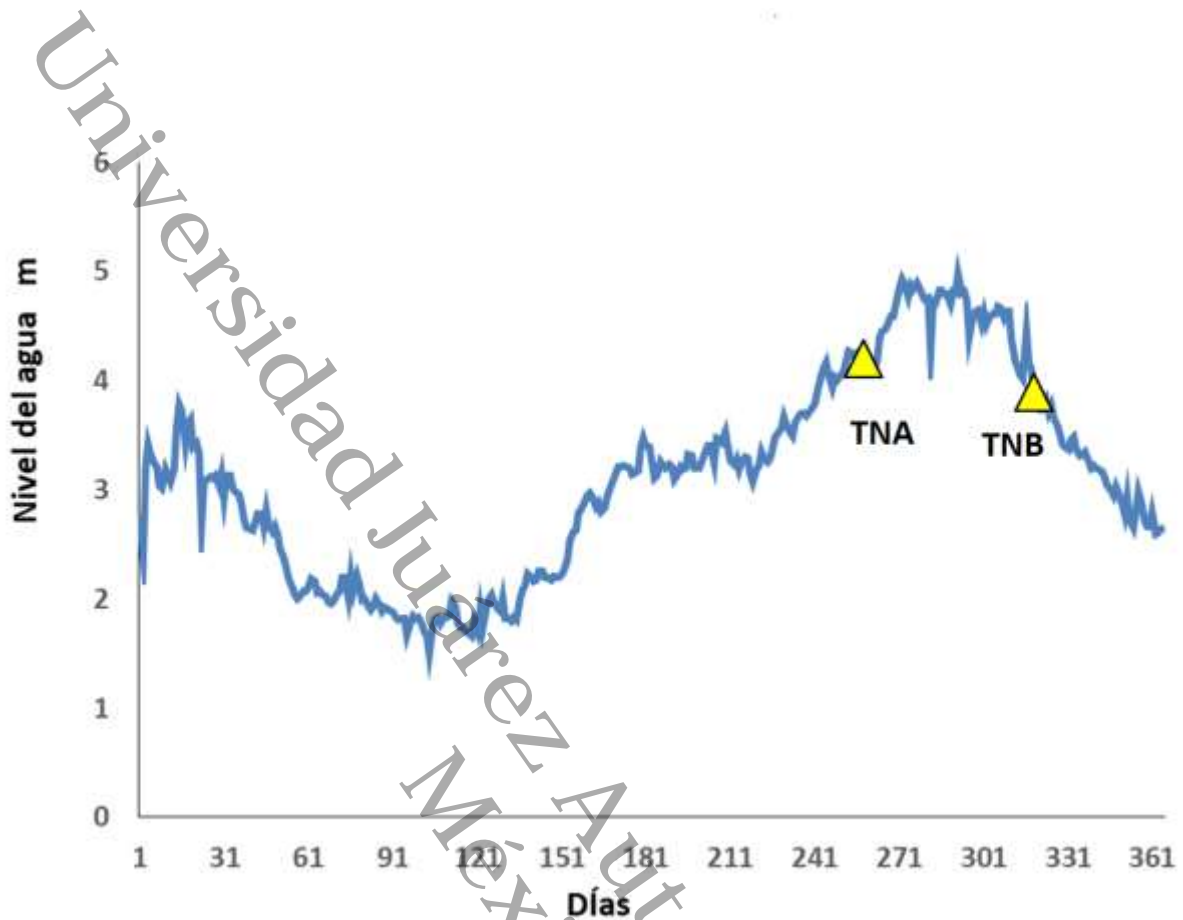


Figura 2. Variación del nivel del agua en el Río Grijalva. Datos diarios del nivel del agua en la estación hidrométrica Las Gaviotas II, clave 30083 (CONAGUA, 2016). Tiempos de muestreo en triángulos amarillos: Transición al nivel alto= TNA, Transición al nivel bajo= TNB. Línea azul= Nivel del agua promedio diario (2005-2014).

#### Base de datos

La base de datos empleada en esta evaluación se obtuvo a partir de la recolecta de muestras simples del sedimento superficial con ayuda de una draga Petersen en seis sitios de muestreo y en dos temporadas de nivel del agua, la primera en la transición al nivel alto o TNA (septiembre) y la segunda en la de transición al nivel bajo o TNB (noviembre) en el 2015 (Figura 1, Tabla 1).

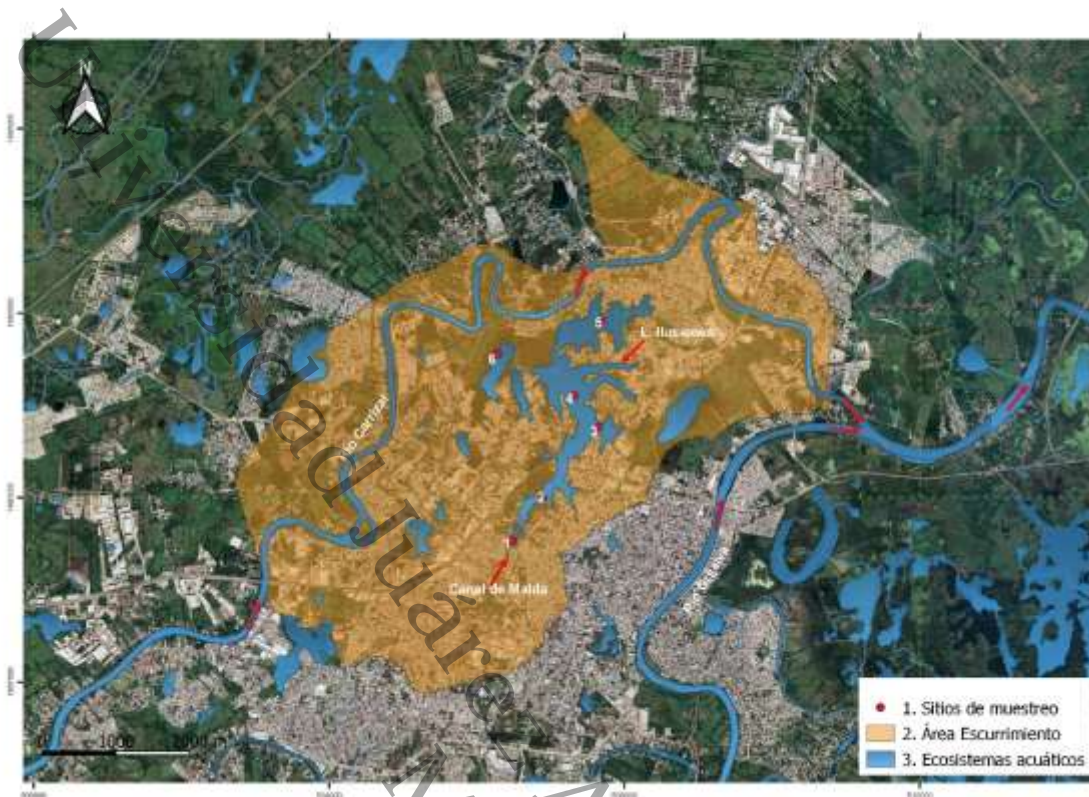


Figura 1. Localización de los sitios de muestreo en el sedimento lacustre, INEGI (2023), Con base en CONAGUA (2016b).

Tabla 1. Georreferenciación de los sitios de muestreo en sedimentos lacustres.

Sitios de muestreo	Coordenadas	
	X	Y
	UTM	UTM
1 Vaso Cencali	506483	1989416
2 Mirador	506899	1989995
3 Prados	507649	1990953
4 UJAT	507321	1991379
5 Tierra Colorada	507686	1992394
6 Paso del Manatí	506287	1991947

Las muestras del sedimento fueron empleadas para la determinación de la concentración de los compuestos de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs). Este análisis detectó las



concentraciones de 17 compuestos de HAPs en el sedimento con base en la técnica EPA 8310 (Pandey y Brown 2011), y se determinaron por cromatografía de gases acoplada a espectrometría de gases (Tabla 2). Esta cuantificación resultó en 204 datos (6 sitios x 2 muestreos x 17 compuestos).

Tabla 2. Compuestos y métodos analíticos para análisis de hidrocarburos aromáticos policíclicos en sedimentos lacustres.

	<b>Compuesto</b>	<b>Método e instrumento</b>
<b>Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos</b>	Naftaleno	Cromatografía de gases acoplada a espectrometría de gases
	Acenaftileno	
	Acenafteno	
	Fluoreno	
	Fenantreno	
	Antraceno	
	Fluoranteno	
	Pireno	
	Benzo (a) antraceno	
	Trifileno + Criseno	
	Benzo (b) fluoranteno	
	Benzo (k) fluoranteno	
	Benzo (a) pireno	
	Perileno	
	Indeno (123-cd) pireno	
	Dibenzo (ah) antraceno	
	Benzo (ghi) perileno	

## VI. ANÁLISIS DE DATOS

Para diferenciar el origen de los HAPs entre fuentes pirogénicas y petrogénicas se empleó la relación fluoreno / pireno, en esta relación el primer compuesto presenta dos anillos del benceno (G1) y el segundo presenta un arreglo de cuatro anillos bencénicos (G3) de acuerdo con Sanchez-Palencia *et al.* (2015), Li *et al.* (2018). La relación antraceno / fenantreno fue empleada para la identificación del origen de estos compuestos del G2. La relación fluoranteno / pireno fue aplicada para los compuestos de cuatro anillos (G3) según Zhao *et al.* (2012); Liu *et al.* (2020). La relación entre las concentraciones del indeno (123-cd) pireno / benzo (ghi) perileno (Ip / Bghip) se usó, para los compuestos cuya estructura se basó en cinco anillos bencénicos (G4) acorde con Jeon y Oh (2019) Liu *et al.* (2020)

Tabla (3).

Tabla 3. Intervalos de valor de la relaciones y origen de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) en sedimentos lacustres.

Relación	Origen	
	Petrogénica	Pirogénica
Fluoreno / Pireno	<1	>1
Antraceno / Fenantreno	0.0 a 0.1	>0.1 hasta 1.0
Floranteno / Pireno	0.0 a 0.4	0.5 a 1.0
Indeno (123-cd) pireno / Benzo (ghi) perileno	0.0 a 0.2	0.2 a 1.0

(Zhao *et al.*, 2012; Sanchez-Palencia *et al.*, 2015; Li *et al.*, 2018; Liu *et al.*, 2020).

El análisis de la persistencia de los compuestos de los HAPs en los sedimentos requirió de dos etapas. En la primera las concentraciones de los compuestos detectados en cada sitio y en ambas temporadas de nivel del agua (TNA y TNB) fueron organizados en cuatro grupos (G) de acuerdo con el orden progresivo del número de anillos del benceno. El G1 comprendió compuestos con dos anillos (naftaleno, acenafteno, fluoreno, acenaftileno), el G2 incluyó HAPs con tres anillos del benceno, fenantreno, antraceno, fluoranteno, el G3 se integró con hidrocarburos de cuatro anillos (pireno, benzo (a) antraceno, trifenileno+criseno, benzo (b) fluoranteno, benzo (k) fluoranteno, (benzo (a) pireno) y el G4 incluyó compuestos con cinco anillos perileno, indeno (123-cd) pireno, dibenzo (ah) antraceno y benzo (ghi) perileno) de acuerdo con Liu *et al.* (2020).

En la segunda etapa, se aplicó un análisis de valores atípicos (outliers) a los valores de las concentraciones de los compuestos de los cuatro grupos de HAPs detectados en este estudio con el uso del método de Jackknife (Wang y Zou, 2020). Las concentraciones representativas fueron analizadas en su variación entre las dos temporadas de nivel del agua mediante el uso de la prueba no paramétrica (Wilcoxon,  $p < 0.05$ ), de acuerdo con Legendre y Legendre (2003), pues los datos resultaron con una distribución no normal (Shapiro- Wilk;  $p < 0.05$ ) y con heterogeneidad de sus

varianzas (Bartlett;  $p < 0.05$ ). Con base en estos análisis estadísticos fueron identificados los grupos de HAPs con mayor concentración para determinar su persistencia intra-anual en los sedimentos del lago.

## VII. RESULTADOS

### Origen y concentración de HAPs

La relación fluoreno / pireno destacó por las mayores concentraciones del pireno en cinco de las seis mediciones en la TNA, pues los valores del pireno resultaron 7.1 mayores con respecto a las del fluoreno. En los sitios 4, 5, 1, 2 y 3, los valores del pireno resultaron superiores que las del fluoreno en un 7%, 8%, 12%, 13%, 20 %, respectivamente, en contraste en el sitio 6, la concentración del pireno resultó 1.4 mayor que la del fluoreno. En la TNB los valores del pireno en los sitios 1 y 2 resultaron en 8% y un 11% más que las del fluoreno en cada medición y en los sitios 3, 4, 5 y 6 no se detectó el fluoreno, por lo que no fue calculada la relación. En 11 de las doce evaluaciones anteriores destacó por su concentración el pireno.

La proporción de las concentraciones del antraceno / fenantreno en la TNA destacó en el sitio 1, pues la del fenantreno resultó con un 96% mas que la concentración del antraceno. Mientras que, en los sitios 3 y 5 las concentraciones del fenantreno resultaron mayores en un 91% que las del antraceno, en ambas mediciones. Esta tendencia fue registrada en los sitios 2, 4 y 6, en los cuales las concentraciones del fenantreno resultaron superiores (88%) que las del antraceno, en cada sitio. En contraste, en la TNB, las concentraciones del antraceno superaron a las del fenantreno. En los sitios 1, 2, 3 y 6, los valores del antraceno resultaron 1.5 veces mas que los del fenantreno, y en los sitios 4 y 5, los valores del antraceno fueron mayores 1.2 y 1.6 veces que las concentraciones del fenantreno. De las doce evaluaciones anteriores, en seis de estas destacaron los valores del fenantreno en la TNA y en las otras seis evaluaciones sobresalieron las concentraciones del antraceno en la TNB.

La relación de las contracciones del fluoranteno / pireno, en la TNA, sobresalió en cuatro sitios, debido a que las concentraciones del pireno superaron a las del fluoranteno. En los sitios 2, 1, 3 y 4 los valores del pireno superaron en un 49%, 57%, 84% y 97% a los del fluoroanteno en cada medición y en los sitios 5 y 6, las concentraciones del fluoranteno y del pireno presentaron idénticos valores. En la TNB, los valores del pireno resultaron mayores que las del fluoranteno en un 41%, 42 %, 61% y 75%, para los sitios 1, 2, 3 y 4 respectivamente. En los sitios 5 y 6 solo se detectó el pireno, por lo que la relación no se estimó en estos sitios. De un total de doce evaluaciones, diez destacaron por las mayores concentraciones del pireno con respecto a las del fluoroanteno, en las restantes dos evaluaciones no destacó ninguno de los dos compuestos.

En la TNA, la relación indeno (123-cd) pireno / benzo (ghi) pireno, el primer compuesto presentó valores mayores que las del segundo, ya que sus proporciones resultaron mayores un 2.13 y 2.32 en los sitios 4 y 3, respectivamente y en el sitio 2 la concentración resultó mayor 1.09 veces. En el sitio 1 la concentración del benzo (ghi) pireno es mayor un 77% que la del indeno (123-cd) pireno y en los sitios 5 y 6 se detectó ninguno de los dos compuestos. En la TNB, los valores del indeno (123-cd) pireno en los sitios 1, 2 y 3 resultaron con 1.9, 2.1 y 3.3, mas que los del benzo (ghi) pireno y en los sitios 4 y 5 solo se detectó el benzo (ghi) pireno, mientras que, en el sitio 6 no se registró ninguno de los dos compuestos. De las nueve evaluaciones anteriores en seis de estas destacaron las cocentraciones del indeno (123-cd) pireno, en tres relaciones sobresalió por su valor el benzo (ghi) pireno y en tres estimaciones no se calculó la relación entre estos dos compuestos a falta de la detección de alguno de los dos compuestos (Tabla 2).

**Tabla 2.** Concentración (ng/ g) y origen de los HAPs en los sitios de muestreo en las dos temporadas de nivel del agua en el sedimento lacustre. Pt= petrogénico, Pr= pirogénico, ND= No definido.

Temporada TNA N° Sitio	Fluoreno / Pireno		Antraceno / Fenantreno		Fluoranteno / Pireno		Indeno(123 cd) pireno / Benzo(ghi)Pireno	
1	7/ <b>58.2</b>	Pt	24.5/ <b>25.6</b>	Pr	33.1/ <b>58.2</b>	Pr	<b>131.5/171.6</b>	Pr
2	2.4/17.9	Pt	4.5/5.1	Pr	8.7/ <b>17.9</b>	Pt	<b>53.9/49.4</b>	Pr
3	2.2/11.1	Pt	2.9/3.2	Pr	9.3/11.1	Pr	<b>51.3/22.1</b>	Pr
4	0.9/12.6	Pt	1.5/1.7	Pr	12.2/12.6	Pr	42.2/19.8	Pr
5	0.9/1.1	Pt	1/1.1	Pr	1.1/1.1	Pt	ND/ND	ND
6	0.7/0.5	Pr	0.7/0.8	Pr	0.5/0.5	Pr	ND/ND	ND

Temporada TNB N° Sitio	Fluoreno / Pireno		Antraceno / Fenantreno		Fluoranteno / Pireno		Indeno(123, cd) pireno / Benzo(ghi)Pireno	
1	22.9/ <b>270.8</b>	Pt	<b>275.2/177.6</b>	Pr	110.9/ <b>270.8</b>	Pt	<b>520/267.7</b>	Pr
2	7.9/68.9	Pt	<b>140.5/92.8</b>	Pr	29.1/ <b>68.9</b>	Pt	<b>183.5/86.8</b>	Pr
3	ND/34.9	ND	<b>248/164.7</b>	Pr	20.7/34.1	Pr	<b>106.1/31.8</b>	Pr
4	ND/15.8	ND	52.3/42.3	Pr	11.9/15.8	Pr	ND/12.6	ND
5	ND/12	ND	<b>95.2/57.1</b>	Pr	ND/12	ND	ND/9.3	ND
6	ND/9.3	ND	34.2/21.9	Pr	ND/9.3	ND	ND/ND	ND

De las 48 relaciones posibles se estimaron 37, de las cuales 26 destacaron por su origen pirogénico y 11 el petrogénico. De las relaciones vinculadas con el origen pirogénico, 15 fueron detectadas en la TNA y 11 en la TNB. Las relaciones cuyo origen se relacionó con la fuente petrogénica, siete se registraron en la TNA y cuatro relaciones en la TNB. Los compuestos integrados en estas relaciones que destacaron por la magnitud de su concentración fueron Indeno (123-cd) pireno, antraceno, fenantreno y pireno. Los tres primeros compuestos indicaron el origen pirogénico; sin embargo, el pireno mostro un origen heterogéneo de acuerdo con las dos relaciones usadas. En la relación fluoreno / pireno el origen petrogénico resultó en siete de los ocho sitios analizados en ambas temporadas. Mientras que, la relación fluoranteno / pireno el origen detectado fue heterogéneo, pues en la TNA cuatro sitios indicaron el origen pirogenico y en los restantes dos sitios fueron petrogénicos y en la TNB dos sitios se vincularon con el origen pirogénico de los cuatro analizados y los otros dos sitios su origen fue petrogénico.

### **Variación intra-anual de los grupos anillados de los hidrocarburos aromáticos policíclicos**

El G1 resultó con concentraciones mayores en la TNB que en la TNA y su variación fue mayor 4.2 veces en la primera temporada con respecto a la segunda. En promedio, los datos de los compuestos del G1 en la TNB superaron en 2.5 veces a los de la TNA. En el grupo G1 fue común la detección del naftaleno en la mayoría de los sitios en ambas temporadas y esto fue seguido por el registro del fluoreno en todos los sitios en la TNA y solo en dos de estos en la TNB. Las menores detecciones correspondieron con el acenaftileno y acenafteno, el primero fue detectado solo en la TNA, en cuatro sitios y en la TNB no se detectó en el sedimento de los sitios y el segundo compuesto solo se detectó en el sitio 1, en ambas temporadas. La concentración de naftaleno representó el 46% y un 64% de las concentraciones de todos los compuestos del G1 en la TNA y la TNB respectivamente y destacó en el sitio 1 con los mayores valores en ambas temporadas. La contribución de las concentraciones del fluoranteno en las dos temporadas fue similar, pues registraron el 15% y un 13% de la concentración total del G1 respectivamente. Mientras que, las concentraciones del acenafteno con respecto al total del G1 resultó en un 9% y el 13% en la TNA y la TNB, correspondientemente.

Las concentraciones del G2 resultaron mayores en la TNB que en la TNA, pues su variación fue mayor 6.8 veces mas entre la primera y la segunda temporada. El valor medio de los valores de los compuestos del G2 en TNB superó 10 veces a los de la TNA. En el grupo G2 fue frecuente el registro del fenantreno y del antraceno, pues, se detectó en todos los sitios y en ambas temporadas. Las concentraciones del fenantreno se obtuvieron en todos los sitios en la TNA y en cuatro sitios en la TNB y esto representó el 6% y un 23% de la suma de las concentraciones de todos los compuestos del G2 en la segunda y primera temporada. Adicionalmente, el sitio 1 destacó por los mayores valores del fenantreno en ambos muestreos y la concentración del antraceno resultó un 22% y el 52% de la concentración total del grupo G2 en la TNA y la TNB correspondientemente. El aporte de las

concentraciones del fluoranteno a la concentración total del G2 resultó en un 10% en la TNB y un 40% en la TNA.

El G3 resultó con concentraciones mayores en la TNB con respecto a la TNA, la variación de las concentraciones de los compuestos fue 3.9 mayor en la TNB que en la TNA. La concentración promedio de los datos de todos los compuestos del G3 resultaron mayores 4.1 veces mas en la TNB que en la TNA. En el grupo G3 fue frecuente la detección del pireno, ya que se detectó en los seis sitios de muestreo en ambas temporadas (TNB y TNA). Por la frecuencia del registro de concentraciones en los sitios y temporadas destacó en segundo lugar el benzo (a) antraceno debido a su detección en cinco sitios en cada temporada y las concentraciones del trifileno + criseno se obtuvieron en cuatro sitios en la TNA y en un sitio en la TNB. Las menores detecciones de los compuestos fueron las del benzo (b) fluoranteno, benzo (k) fluoranteno y benzo (a) pireno, y estos solo se detectaron en dos sitios en la TNA y en un sitio en la TNB. La concentración del pireno representó el 33% de las concentraciones de todos los compuestos del G3 en las dos temporadas y destacó el sitio 1 con los mayores valores en ambas temporadas. Esto fue seguido por las concentraciones de benzo (a) antraceno, pues resultó con un 8% y el 34% de la concentración total del grupo G3 en TNA y TNB, respectivamente. Las concentraciones del benzo (b) fluoranteno aportaron un 8% a la concentración total de todos los compuestos del grupo G3 en ambas temporadas. La concentración del benzo (k) fluoranteno resultó en un 4% y el 12% y de la concentración total de los compuestos integrados en el G3 en la TNB y la TNA, respectivamente. La contribución del benzo (a) pireno fue similar en las dos temporadas, ya que sus concentraciones representaron el 9% y un 10% de la concentración total del G3 en la TNA y la TNB, respectivamente. Por último, las concentraciones del trifileno + criseno registraron un 6% (TNB) y el 20% (TNA) de la concentración total de los seis compuestos del G3.

La variación ( $\bar{X} \pm DE$ ) de las concentraciones de los compuestos del G4 fue mayor en 3.3 veces en la

TNB que en la TNA. El promedio los datos de los compuestos del G4 en la TNB superaron en tres veces mas a los de la TNA. En el G4 fue común la detección del perileno en cinco sitios y en ambas temporadas de muestreo, esto fue seguido por su frecuencia de detección del benzo (ghi) perileno, pues se detectó en cuatro sitios en la TNA y en cinco sitios en la TNB. Las menores detecciones en espacio y tiempo correspondieron con el indeno (123-cd) pireno y dibenzo (ah) antraceno, el primer compuesto fue detectado en cuatro sitios en la TNA y en tres sitios en la TNB, el segundo compuesto fue detectado en tres sitios en la TNA y en un sitio en la TNB. La concentración del perileno representaron el 59% y un 77% de la concentración total de los compuestos del G4 en la TNA y la TNB, respectivamente y este compuesto destacó en el sitio 3 por sus mayores concentraciones en ambas temporadas. El aporte de las concentraciones del indeno (123-cd) pireno con respecto a la concentración total del G4 resultó en un 14% y un 18% en la TNB y la TNA, respectivamente. El aporte del dibenzo (ah) antraceno a la concentración total del G4 resultó en un 3% y un 20% en la TNA y la TNB, correspondientemente. Mientras que, la concentración del benzo (ghi) perileno representaron el 2% y un 17% y de la concentración de los cuatro compuestos del G4 en la TNB y en la TNA, respectivamente y este destacó por su mayor concentración en el sitio 1 en ambas temporadas (Tabla 3).



Tabla 3. Grupos de hidrocarburos aromáticos policíclicos con base en el orden progresivo de anillos del benzeno en el sedimento lacustre G= Grupos de HAPs. G1= dos anillos; G2= tres anillos, G3= cuatro anillos, G4= cinco anillos, TNA= transición al nivel alto del agua; TNB= transición al nivel bajo del agua. ND= No detectado

Grupo anillado	G1						G2						G3			
	Naftaleno		Acenafteno		Fluoreno		Acenaftileno		Fenantreno		Antraceno		Fluoranteno		Pireno	
Sitio	TNA	TNB	TNA	TNB	TNA	TNB	TNA	TNB	TNA	TNB	TNA	TNB	TNA	TNB	TNA	TNB
1	<b>13.2</b>	<b>39.3</b>	8.1	30.2	7	22.9	ND	ND	<b>25.6</b>	<b>177.6</b>	<b>24.5</b>	<b>275.2</b>	33.1	110.9	<b>58.2</b>	<b>270.8</b>
2	8.4	28.8	ND	ND	2.4	7.9	1.9	ND	5.1	92.8	4.5	140.5	8.7	29.1	17.9	68.9
3	6.4	ND	ND	ND	2.2	ND	0.8	ND	3.2	164.7	2.9	248	9.3	20.7	11.1	34.1
4	5.8	20	ND	ND	0.9	ND	0.4	ND	1.7	42.2	1.5	52.3	12.2	11.9	12.6	15.8
5	5.6	33.7	ND	ND	0.9	ND	1.9	ND	1.1	57.1	1	95.2	1	ND	1.1	12
6	2.4	23.5	ND	ND	0.7	ND	ND	ND	0.8	21.9	0.7	34.2	0.5	ND	0.5	9.3

Tabla 3. Grupos de hidrocarburos aromáticos policíclicos con base en el orden progresivo de anillos del benzeno en el sedimento lacustre G= Grupos de HAPs. G1= dos anillos; G2= tres anillos, G3= cuatro anillos, G4= cinco anillos, TNA= transición al nivel alto del agua; TNB= transición al nivel bajo del agua. ND= No detectado

Grupo anillado	G3								G4									
	Benzo (a) antraceno		Trifileno + criseno		Benzo (b) fluoranteno		Benzo (k) fluoranteno		Benzo (a) pireno		Perileno		Indeno (123-cd) pireno		Dibenzo (ah) antraceno		Benzo (ghi) perileno	
Sitio	TNA	TNB	TNA	TNB	TNA	TNB	TNA	TNB	TNA	TNB	TNA	TNB	TNA	TNB	TNA	TNB	TNA	TNB
1	11.3	72.6	37	37	19.5	111	29.6	52.5	22.9	133.5	99.1	428.9	<b>131.5</b>	<b>520</b>	10.7	11.7	171.6	<b>267.7</b>
2	ND	ND	5.4	5.4	5.3	ND	8.1	ND	ND	ND	77.8	ND	53.9	183.5	ND	ND	49.4	86.8
3	3.2	51.7	6.5	6.5	ND	ND	ND	ND	ND	ND	<b>547.4</b>	<b>2195.3</b>	51.3	106.1	35.5	ND	22.1	31.8
4	3.5	70.5	12.4	12.4	ND	ND	ND	ND	ND	ND	104.7	605	42.2	ND	12.6	ND	19.8	12.6
5	5	190.8	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	<b>85.1</b>	<b>865.8</b>	ND	ND	ND	ND	ND	9.3
6	2	44.6	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	307.3	ND	ND	ND	ND	ND	ND

## VIII. Discusión

### Origen y concentración de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs)

El origen pirogénico de los HAPs destacó en los sedimentos lacustres muestreados, pues el 70% de las 37 relaciones estimadas se relacionaron con fuentes pirogénicas, mientras que el 30% de las relaciones calculadas

se vincularon con fuentes petrogénicas. El predominio del origen pirogénico de los HAPs en los sedimentos de lagos aislados es común debido a que los escurrimientos transportan residuos de la combustión de biomasa vegetal, desechos orgánicos y por los aportes de las descargas de viviendas vinculado con su aislamiento hidráulico (Hansen *et al.*, 2007; Barakat *et al.*, 2011; Sánchez *et al.*, 2012; Zhang *et al.*, 2015; Salcedo *et al.*, 2022). En este sentido en el lago evaluado se han registrado más de 80 descargas de aguas pluviales o escurrimientos puntuales que aportan más de 280,000 m<sup>3</sup> de agua, a lo que se suman 13 descargas de aguas residuales Ricárdez *et al.* (2016). Estas descargas de aguas servidas incorporan aceites de cocina empleados en la elaboración de frituras, lo que es frecuente en la cocción de alimentos en el sureste de México (Hernández *et al.*, 2016; Gurbuz y Ozkan, 2019). Además, la ignición de biomasa vegetal y la liberación de sus gases y sus cenizas es común en la temporada de estiaje en el estado de Tabasco (Cortés y Aparicio, 2014; Carabalí *et al.*, 2019). Asimismo, la combustión de gasolina y diésel empleado en los motores de combustión interna de los automóviles se asocian parcialmente con el origen de hidrocarburos pirogénicos (Carrasquero y Suarez, 2012; Zhao *et al.*, 2012;), en Villahermosa se ha registrado un aumento del 30% en su parque vehicular en las últimas dos décadas al pasar de 187,642 coches registrados en el 2000 hasta los 620,335 en 2019, los cuales pueden aportar estos hidrocarburos de origen pirogénicos (INEGI, 2023). Este conjunto de materiales exógenos y su depositación en los sedimentos se relacionan con el predominio de los HAPs de origen pirogénico, como se documentó anteriormente.

De las cuatro relaciones empleadas para la determinación del origen de los HAPs, dos de estas 1) antraceno / fenantreno y 2) indeno (123-cd) pireno / benzo (ghi) perileno) indicaron el origen pirogénico en todos los sitios y ambas temporadas de estos hidrocarburos y las otras dos relaciones 3) fluoreno / pireno y 4) fluoranteno / pireno se vincularon con un origen mixto en ambas temporadas.

En primer lugar, destacó que la relación antraceno / fenantreno se puede vincular con el origen pirogénico en todos los sitios evaluados en ambas temporadas. En esta relación, el antraceno destacó por una concentración mayor en un 80% que la del fenantreno en la TNB. En este contexto, Oyo-lta. (2013) documentaron que las

principales fuentes de HAPs en el sedimento lacustre del lago Ukwa en el sureste de Nigeria fueron vinculadas con la combustión de arbustos y combustibles de vehículos en las carreteras adyacentes al lago y en la relación antraceno / fenantreno resultó en el predominio de la concentración del antraceno.

En segundo lugar, la relación (indeno (123-cd) pireno / benzo (ghi) perileno) fue relacionada con el origen pirogénico en el 67% de los sitios de muestreo en este estudio. Lo anterior se vinculó con las mayores concentraciones del indeno (123-cd) pireno con respecto a las del benzo (ghi) perileno. El indeno (123-cd) pireno es un compuesto resultante de las emisiones de automóviles y emisiones de diésel (Mille *et al.*, 2007; Ashayeri *et al.*, 2018). Quiao *et al.* (2006) identificaron en el lago Taihu en China compuestos de HAPs y entre estos destacó el indeno (123-cd) pireno por una mayor concentración que la del benzo (ghi) perileno, y el primer compuesto se origina de procesos pirolíticos a altas temperaturas como por ejemplo la combustión del carbón (antracita) (Ribeiro *et al.*, 2014).

En tercer lugar, la relación fluoreno / pireno fue relacionada con un origen pirogénico en el 60% de los sitios de muestreo en este estudio. Lo anterior se relacionó con las mayores concentraciones del pireno con respecto a las del fluoreno. En este mismo sentido, la relación de las concentraciones del fluoranteno / pireno indicaron un origen pirogénico en el 42% de los sitios en ambas temporadas evaluadas. En esta relación destacó la concentración del pireno con respecto a la del fluoranteno. El compuesto pireno es un compuesto que se origina a partir de la combustión de madera a altas temperaturas (Vilanova *et al.*, 2001). Mosich y Arthington (2001) analizaron en muestras del sedimento en el lago Brown un lago australiano y destacó el pireno por su concentración, esto después de cuatro décadas ocasionadas por la navegación propulsada por motores de combustión interna. Independientemente del origen del pireno se documentó el estrés oxidativo, la peroxidación lipídica y alteraciones inmunitarias como efectos deletéreos en organismos acuáticos (Xie *et al.*, 2017; Wang *et al.*, 2008).

### **Grupos anillados de los hidrocarburos aromáticos Policíclicos**

De los cuatro grupos de HAPs analizados, el G4 destacó por la mayor concentración en el sedimento lacustre,

esto fue seguido la del grupo G3 en esta evaluación. En este sentido, la acumulación de HAPs en el sedimento resultó mayor en función del incremento del grado de halogenación de los grupos anillados de los HAPs y de sus propiedades hidrofóbicas (Perelo, 2010). Liu *et al.* (2020) detectó una alta concentración de HAPs de cuatro anillos en el sedimento lacustre debido a la influencia de las actividades antropogénicas, como es el caso de la quema de pasto, carbón y madera.

En el grupo G4, el perileno y el indeno (123-cd) pireno destacaron por sus mayores concentraciones en el sedimento superficial en la TNB, sin embargo, estos dos compuestos persistieron en las dos temporadas, entonces el perileno fue el compuesto con mayor persistencia este grupo y en el presente estudio. Este compuesto fue detectado en TNA con el 43% y en TNB con un 50% de la concentración total del HAPs en este lago evaluado. El perileno es producido por diferentes actividades de cocción con base en aceites de cocina y debido a su evaporación directa y degradación en alta temperatura (Li *et al.*, 2018). En este sentido Fan *et al.* (2011) obtuvieron concentraciones persistentes del perileno en el sedimento, pues fue detectado entre el 60% y 98% del total de la concentración total de HAPs en el lago Emerald Peak, en Taiwan y esto se atribuyó a la combustión de biomasa como resultado de incendios forestales. No obstante, las concentraciones del perileno son de mayor magnitud en sedimentos profundos, pues en estos la materia orgánica estimula la actividad microbiana y favorece la formación del perileno como fue detectado en lago Chini en Malasia (Silliman *et al.*, 2001; Bakhtiari *et al.*, 2009). En el lago de la Ilusiones, los escurrimientos transportan materiales y estos puede favorecer la acumulación de la materia orgánica y su lenta degradación microbiana en el sedimento como lo refiere Silliman *et al.* (2000) y esto puede relacionarse con la anoxia, condiciones en las que se promueve la formación del perileno como fue documentado por Fan *et al.* (2011) en el lago Emerald Peak en Taiwán. Este compuesto puede afectar el crecimiento, la supervivencia y reproducción del anfípodo *Corophium multisetosum* un organismo béntónico (Cunha, 2006).

También, el compuesto indeno (123-cd) pireno del G4 persistió en los sitios 1, 2 y 3 en ambas temporadas evaluadas en el presente estudio. También, el compuesto indeno (123-cd) pireno del G4 persistió en los sitios 1,

2 y 3 en ambas temporadas. Este compuesto también fue persistente en los sedimentos superficiales del lago Calumet en Chicago, en Estados Unidos de Norteamérica, lo cual fue vinculado con la combustión incompleta de combustibles por los motores de automóviles (Li *et al.* 2003).

Respecto al G3, el pireno presentó las mayores concentraciones en todos los sitios y ambas temporadas en este estudio. En este mismo sentido Kumar, (2014) obtuvo en un lago aislado en la India una alta concentración del pireno (665 ng /g), la cual se originó de la combustión incompleta de combustibles en embarcaciones con motor. En contraste, (Li *et al.*, 2009) determinaron que las concentraciones del pireno en un lago urbano Guangzhou, China sus variaciones intra-anales presentaron mayores flujos de depositación en la temporada húmeda con respecto a la seca. El pireno es un compuesto hidrofóbico (Pentti, 2002) y este compuesto ocasiona algunos efectos tóxicos y causan la disminución de la producción de crías y la disminución de la ingestión de los sedimentos del oligoqueta limnícola de la especie *Limnodrilus hoffmeisteri* (Milvard *et al.*, 2001). Además, el pireno se asocia con una mayor toxicidad y la muerte en algas bentónicas (Petersen *et al.*, 2008).

En este estudio la persistencia de los compuestos del G3 y G4 se relacionan con un mayor grado de hidrofobicidad y de halogenación de los HAPs medidos en este estudio, y esto puede vincularse con una mayor resistencia a la degradación microbiana de acuerdo con Jiang *et al.* (2009). En este sentido Matthews y Effler, (2006) indicaron que el material orgánico acumulado en el fondo de los lagos resulta en una mayor demanda de oxígeno en los sedimentos, y esto puede resultar en un agotamiento hipolimnético del oxígeno, en un largo plazo. Esta condición puede favorecer la lenta degradación del material acumulado, el cual puede contribuir con la persistencia de las concentraciones del compuesto perileno (González Esparza, 2014).

La hipótesis de este trabajo fue parcialmente comprobada debido a que los compuestos del G4 y G3, persistieron en el sedimento en las dos condiciones de nivel del agua. El pireno del G4 fue el compuesto de mayor persistencia en ambas temporadas, y sus concentraciones en la TNB fueron superiores a las de la TNA y los compuestos del G3, perileno e indeno (123-cd) pireno persistieron en ambas temporadas evaluadas. El perileno puede ser un compuesto indicativo de los efectos de la urbanización por el ineficiente e insuficiente manejo de residuos líquidos.

Esto asociado a su persistencia, grado de hidrofobicidad, halogenación y riesgo para la biota acuática de los compuestos perileno e indeno (123-cd) pireno de los grupos G3 y G4 respectivamente, en el sedimento. En este contexto es importante el monitoreo continuo de estos HAPs para prevenir impactos en la biota y en calidad del agua antes, durante y después de intervenciones para la re-habilitación de este lago en el corto, mediano y largo plazo.

## IX. LITERATURA CITADA

- Allen, D., Arthur S., Haynes H., Olive V. (2017). Multiple rainfall event pollution transport by sustainable drainage systems: the fate of fine sediment pollution. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 14: 639-652. <https://doi.org/10.1007/s13762-016-1177-y>
- Ashayeri, N. Y., Keshavarzi, B., Moore, F., Kersten, M., Yazdi, M., & Lahijan-zadeh, A. R. (2018). Occurrence of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments and surface waters of the Shadegan wetland, Iran: a focus on source distribution, human and ecological risk assessment, and water and sediment exchange. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 148: 1054-1066. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.11.055>
- Atkins, J.P., Burdon, D., Elliott, M., & Gregory, A.J. (2011). Managing the Marine Environment: Integrating Ecosystem Services and Social Benefits with the DPSIR Framework in a Systems Approach. *Marine Pollution Bulletin* 62(2): 215-226. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.12.012>
- Bakhtiari, A. R., Zakaria, M. P., Yaziz, M. I., Lajis, M. N. H., Bi, X., & Abd Rahim, M. C. (2009). Vertical distribution and source identification of polycyclic aromatic hydrocarbons in anoxic sediment cores of Chini Lake, Malaysia: Perylene as indicator of land plant-derived hydrocarbons. *Applied Geochemistry*, 24(9): 1777-1787. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2009.05.008>
- Barakat, A. O., Mostafa, A., Wade, T.L., Sweet, S.T., & El Sayed, N.B. (2011). Spatial distribution and temporal trends of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments from Lake Maryut, Alexandria, Egypt. *Water, Air and Soil Pollution*, 218, 63-80. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2009.05.008>
- Bouchet, S., Rodriguez-Gonzalez, P., Bridou, R., Monperrus, M., Tessier, E., Anschutz, R., Guyoneaud, R., & Amouroux, D. (2013). Investigations into the differential reactivity of endogenous and exogenous mercury species in coastal sediments. *Environmental science and pollution research international*, 20: 1292-1301. <https://doi.org/10.1007/s11356-012-1068-9>
- Brito, J.G.D., Alves, L. F., Espirito Santo, H. M. V. (2014). Seasonal and spatial variations in limnological conditions of a floodplain lake (Lake Catalão) connected to both the Solimões and Negro Rivers, Central Amazonia. *Acta amazonica*, 44 (1): 121-133. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672014000100012>

- Carabalí, G., Ríos, B., Florean-Cruz, L., Estévez, H., Valdés-Barrón, M., Bonifaz, R., & Riveros-Rosas, D. (2019). Aerosol Optical Characteristics During the Biomass Burning Season in Southeastern Mexico. *Contaminación del agua, el aire y el suelo*, 230 (10): 1-18. <https://doi.org/10.1016/J.ATMOENV.2018.04.024>.
- Carrasquero-Durán, A., & Suárez A. G. (2012). Determinación de naftaleno, fenantreno, antraceno y pireno en polvo de la calle de la ciudad de Maracay, Venezuela. *CIENCIA*, 20: 33-42. <https://doi.org/10.1007/s11270-019-4284-9>
- Carreño, C., Zarazúa, G., Fall, C., Ávila-Pérez, P., Tejeda, S. (2018). Evaluación de la toxicidad de los sedimentos del curso alto del río Lerma, México. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 34 (1): 117-126. <https://doi.org/10.20937/rica.2018.34.01.10>
- Castañé, P. M., Topalián, M. L., Cordero, R. R., & Salibián, A. (2003). Influencia de la especiación de los metales pesados en medio acuático como determinante de su toxicidad. *Revista de Toxicología*, 20(1): 13-18. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.131>
- CICESE (2016). Base de Datos Climatológica Nacional. SISTEMA CLICOM. (<http://clicom-mex.cicese.mx>. Fecha de consulta 25 de septiembre de 2021.
- CONAGUA (2016a). Estadísticas del Agua en México. Comisión Nacional del Agua. Ciudad de México. 275 p.
- CONAGUA (2016b). Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales. 2016. Available online: <http://app.conagua.gob.mx/bandas/> (accessed on 12 May 2016).
- Contreras, J., Leticia, C., & Gómez, A. (2003). Determinación de Metales y Sedimentos del río Haina. Santo Domingo. *Ciencia y Sociedad*, 29(1): 38-71. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.131>
- Corona-Lisboa, J.L., (2013). Contaminación antropogénica en el lago de Maracaibo, Venezuela. *Biocenosis*, 27: 1-2. <https://revistas.uned.ac.cr/index.php/biocenosis/article/view/614>
- Cortés-Hernández, V. E., & Aparicio, J. (2014). Caracterización de aerosoles por quema de biomasa en el sureste de México. *Tecnología y ciencias del agua*, 5(1): 145-156.
- Cruz-Ramírez, A.K., Salcedo, MÁ., Sánchez A.J., Macías, EB., Palacios J. M. (2019a). Relationship among physicochemical conditions, chlorophyll-a concentration, and water level in a tropical river–floodplain system. *International Journal of Environmental Science and Technology*. 16 (7): 3869-3876. <https://doi.org/10.1007/s13762-018-2127-7>
- Cunha, Â., Almeida A., Ré, A., Martins, A., & Alcântara, F. (2006). Toxicidad del perileno en el medio estuarino de la Ría de Aveiro (Portugal). *Ecotoxicología*, 15, 171-185. <https://doi.org/10.1007/s10646-005-0046-0>
- Fan, C. W., Shiue, J., Wu, C. Y., & Wu, C. Y. (2011). Perylene dominance in sediments from a subtropical high mountain lake. *Organic Geochemistry*, 42(1): 116-119. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2010.10.008>

- Galindo-Alcántara, A., Ruiz-Acosta, S., Morales-Hernández, A., Gómez-Cordero, C., Salcedo Meza, M., Aguilar-Aguilar, M., *et al.* (2009). Atlas de Riesgos del Municipio de Centro, Tabasco 2009. (1ª ed.). México: Ayuntamiento Municipal de Centro, Tabasco y Secretaria De Desarrollo Social.
- González, H. H. V., Lizárraga, J.A.A., Hernández, J. G., Salgado, R.A.M., Savín, T.Z., Rodríguez, L.C. M., (2017). Calidad de sedimentos asociada a actividades antrópicas en lagunas costeras semiáridas subtropicales de la costa central este del Golfo de California. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 33: 7-22.
- Guo, B., Liu, Y., Zhang, F., Hou, J., Zhang, H., & Li, C. (2018). Heavy metals in the surface sediments of lakes on the Tibetan Plateau, China. *Environmental science and pollution research international*, 25(4): 3695–3707. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0680-0>
- Guo J.Y, Wu, F.C., Liao, H.Q., Zhao, X.L., Li, W., Wang, J., & Giesy, J.P., (2013). Sedimentary record of polycyclic aromatic hydrocarbons and DDT in Dianchi Lake, an urban lake in southwest China. *Environmental Science Research and Pollution*, 20: 5471-5480. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-1562-8>
- Guo, M., Li, X., Song, C., Liu, G., & Zhou, Y. (2020). Photo-induced phosphate release during sediment resuspension in shallow lakes: A potential positive feedback mechanism of eutrophication. *Environmental pollution (Barking, Essex: 1987)*, 258: 113679. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113679>
- GurbuzL I. B ., & Ozkan, G. (2019). Knowledge, attitude and behavior patterns of consumers towards liquid waste (cooking oil) in Istanbul, Turkey. *Environmental Science Research*, 26(16): 16529-16536. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05078-1>
- Hansen, A. M., van Afferden, M., & Torres-Bejarano, F. (2007). Sanearamiento del vaso Cencali, Villahermosa, Tabasco. I. Contaminación y reuso de sedimentos. *Ingeniería hidráulica en México*, XXII (4): 87-102. <http://hdl.handle.net/20.500.12013/847>
- Headley, J. V., Marsh, P., Akre, C. J., Peru, K. M., Lesack, L. (2002). Origin of polycyclic aromatic hydrocarbons in lake sediments of the Mackenzie Delta. *J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng.*, 37(7): 1159-80. <https://doi.org/10.1081/ESE-120005979>
- Hernández, J.A.C., Laveaga, D.D.V., & Cano, J.M.M. (2016). Subpatterns of food consumption and hyperglycemia in young Mexicans: a study using factor analysis. *Food and Nutrition Research*, 60(1): 30185. <https://doi.org/10.3402/fnr.v60.30185>
- Inaotombi, S., Gupta, P.K. (2017). Fate of Metals in Relation to Water and Sediment Properties in a Subtropical Lake in Central Himalaya, India. *Arch Environ Contam Toxicol.*; 72(3): 391-401. <https://doi.org/10.1007/s00244-017-0386-9>
- INEGI (2005) Cuaderno Estadístico Municipal Centro, Tabasco. Centro, Tabasco, México. INEGI.



- INEGI (01 de marzo de 2023). Parque vehicular. <https://sinegi.page.link/MhLP>. Recuperado: (20 de febrero del 2023)
- Jeppesen, E., Sondergaard, M., Jensen, J.P., Havens, K.E., Anneville, O., Carvalho L., & Winder, M. (2005). Lake responses to reduced nutrient load: an analysis of long-term contemporaneous data from 35 case studies. *Freshwater Biology*, 50(10): 1747-1771.
- Jiang, J. J., Lee, C. L., Fang, M. D., & Liu J., T. (2009). Polycyclic aromatic hydrocarbons in coastal sediments of southwest Taiwan: an appraisal of diagnostic ratios in source recognition. *Marine Pollution Bulletin*, 58(5): 752-760. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.12.017>
- Kim, A. W., Vane, C.H., Moss-Hayes, V., Engelhart, S. E., & Kemp, A. C. (2018). PAH, PCB, TPH and mercury in surface sediments of the Delaware River Estuary and Delmarva Peninsula, USA. *Marine Pollution Bulletin*, 129(2), 835-845.
- Kimbrough, K., Jacob, A., Regan, S., Davenport, E., Edwards, M., Leight, A.K., Freitag, A., Rider, M., Johnson, W. E. (2021). Characterization of polycyclic aromatic hydrocarbons in the Great Lakes Basin using dreissenid mussels. *Environ Monit Assess.*, 193(12): 833. <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09401-7>.
- Kosmehl, T., Hallare, A.V., Braunbeck, T., & Hollert, H. (2008). Genotoxic-induced DNA damage in zebrafish (*Danio rerio*) embryos after contact exposure to freeze-dried sediments and sediment extracts from Lake Laguna (Philippines) as measured by the comet assay. *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*, 650(1): 1-14. <https://doi.org/10.1016/j.mrgentox.2007.09.009>
- Kumar, R., Gupta, B., Gupta, H. & Rani, M. (2014). Distribution of persistent organic pollutants in urban aquatic systems. *International Journal of Scientific Research in Environmental Sciences*, 2(7): 233. <http://dx.doi.org/10.12983/ijres-2014-p0233-0243>
- Lane, L.J., Hernandez, M., Nichols, M. (1997). Processes controlling sediment yield from watersheds as functions of spatial scale. *Environmental Modelling & Software*, Volume 12 Pages 355-369, [https://doi.org/10.1016/S1364-8152\(97\)00027-3](https://doi.org/10.1016/S1364-8152(97)00027-3)
- Lee, C. C., Chen, C. S., Wang, Z. X., Tien, C. J. (2021). Polycyclic aromatic hydrocarbons in 30 river ecosystems, Taiwan: Sources, and ecological and human health risks. *Sci Total Environ.* 795:148867. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148867>
- Legendre, P.L., Legendre, (2003). *Numerical Ecology*. 2nd ed. Elsevier Science, Amsterdam. 853 p. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.02.036>
- Li, A., Jang, J.K., & Scheff P. A. (2003). Application of EPA CMB8. 2 model for the distribution at the source of sediment PAHs in Lake Calumet, Chicago. *Environmental Science and Technology*, 37(13): 2958-2965. <https://doi.org/10.1021/es026309v>

- Li, Y.C., Qiu, J.Q., Shu, M., Ho, S.S.H., Cao, J.J., Wang, G.H., Zhao, X.Q. (2018). Characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons in PM 2.5 emitted by different culinary activities in China. *Environmental Science Research and Pollution*, 25: 4750-4760. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0603-0>
- Liu, W., Wang, D., Wang, Y., Zeng, X., N, L., Tao, Y., & Zhang, J. (2020). Improved method of comprehensive ecological risk assessment and sensitivity analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH). *Environmental Research*, 187: 109500. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0603-0>
- Matthews, D.A., & Effler, S.W. (2006). Long-term changes in areal hypolimnetic oxygen deficit (AHOD) of Lake Onondaga: evidence for sediment feedback. *Limnology and Oceanography*, 51 (1 part 2): 702-714. [https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1\\_part\\_2.0702](https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0702)
- Mille, G., Asia, L., Guiliano, M., Malleret, L., & Doumenq, P. (2007). Hydrocarbons in coastal sediments of the Mediterranean Sea (Gulf of Fos area, France). *Marine Pollution Bulletin*, 54(5): 566-575. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.12.009>
- Millward, R. N., Fleeger, J. W., Reible, D. D., Keteles, K. A., Cunningham, B. P., Zhang, L. (2001). Pyrene bioaccumulation, effects of pyrene exposure on particle-size selection, and fecal pyrene content in the oligochaete *Limnodrilus hoffmeisteri* (Tubificidae, Oligochaeta). *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 20(6): 1359-1366. <https://doi.org/10.1002/etc.5620200627>
- Minaglia, M.C., Gianello, D., Roldán, C., Chaves, E., Aguer, I., Juárez, R. A. (2018). Estructura del ensamblaje de macroinvertebrados bentónicos de una laguna urbana de la Pampa Mesopotámica. *Intropica* 112-121. <http://dx.doi.org/10.21676/23897864.2557>
- Miousse, L., Bhiry, N., Lavoie, M. (2003). Isolation and water-level fluctuations of Lake Kachishayoot, northern Quebec, Canada. *Quaternary Research*, 60(2): 149:161 [http://doi.org/10.1016/S0033-5894\(03\)00094-2](http://doi.org/10.1016/S0033-5894(03)00094-2)
- Moreno, F. H., García, E.M., León, V.Q., Arévalo, F.H. (2012). Contaminación por metales pesados en la cuenca del río Moche, 1980–2010, La Libertad–Perú. *Scientia agropecuaria*, 3(3): 235-247.
- Mosich, T.D., and Arthington AH. (2001). Polycyclic aromatic hydrocarbon residues in dune lake sediments as a result of motorized navigation. *Lakes and Reservoirs: Research and Management*, 6(1): 21-32.
- Obolewski, K., Glińska-Lewczuk, K., Bąkowska, M. (2018). From isolation to connectivity: the effect of floodplain lake restoration on sediments as habitats for macroinvertebrate communities. *Aquatic Sciences*, 80 1: 4. <https://doi.org/10.1007/s00027-017-0556-x>
- Oyo-Ita, O. E., & Oyo-Ita I.O. (2013). PAH depositional history and sources in recent sediment cores from Lake Ukwa Ibom, southeastern Nigeria. *Environmental Geochemistry and Health*, 35: 185-199. <https://doi.org/10.1007/s10653-012-9475-x>
- Perelo, L.W. (2010). In situ and bioremediation of organic contaminants in aquatic sediments. *Hazardous*

- Materials Magazine, 177 (1-3): 81-89. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.12.090>
- Pérez-Rojas, A., Torres-Orozco, R., Morales-Gutiérrez, E., & Pérez-Méndez, E. (2000). Textura, composición y contenido de materia orgánica de los sedimentos recientes de un lago tropical de México. *Hidrobiológica*, 10(1): 41-50.
- Petersen, D. G., Reichenberg, F. & Dahllöf, I. (2008). Pyrene phototoxicity affects Arctic benthic algae and bacteria. *Environmental Science and Technology*, 42(4): 1371-1376. <https://doi.org/10.1021/es071854n>
- Pouch, A., Zaborska, A., & Pazdro, K. (2017). Concentrations and origin of polychlorinated biphenyls (PCBs) and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments of western Spitsbergen fjords (Kongsfjorden, Hornsund, and Adventfjorden). *Environmental monitoring and assessment*, 189(4): 175. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-5858-x>
- Qiao, M., Wang, C., Huang, S., Wang, D., & Wang Z. (2006). Composition, sources, and potential toxicological significance of PAHs in surface sediments from Meiliang Bay, Taihu Lake, China. *International Environment*, 32(1): 28-33. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2005.04.005>
- Ramos, R., Bastidas, C. & García E. (2012). Toxicity tests of marine sediments from western Venezuela. *Marine Sciences*, 38(1A): 119-127. <http://7717/peerj.2171/supp-4>
- Ribeiro, J., Silva, T.F., Mendonça Filho, J.G., & Flores, D. (2014). Fly ash from coal combustion: an environmental source of organic compounds. *Applied Geochemistry*, 44: 103-110. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2013.06.014>
- Salcedo, M.A., Cruz-Ramírez, A.K., Sánchez, A.J., Álvarez-Pliego, N., Florido, R., Ruiz-Carrera, V., Morales-Cuetos, S.S. (2022). Water Quality Indicators in Three Surface Hydraulic Connection Conditions in Tropical Floodplain Lakes. *Water*, 14(23), 3931. <https://doi.org/10.3390/w14233931>
- Sánchez, A.J., Salcedo, M.Á., Macossay-Cortez, A.A., Feria-Díaz, Y., Vázquez, L., Ovando, N. (2012). Calidad ambiental de la laguna urbana. La Pólvora en la Cuenca del río Grijalva. *Tecnología y ciencias del agua*, 33: 143-152.
- Sánchez-Palencia, Y., Ortiz, J.E., de Torres, T., Carro, C. (2015). Origen y distribución de los hidrocarburos policíclicos aromáticos en sedimentos actuales de la Laguna de El Hito (España central). *Geogaceta*, 57:127-130.
- Silliman, J. E., Meyers, P.A., Eadie, B., J. & Klump J. V. (2001). A hypothesis for the origin of perylene based on its low abundance in sediments of Green Bay, Wisconsin. *Chemical Geology*, 177(3-4): 309-322. [https://doi.org/10.1016/S0009-2541\(00\)00415-0](https://doi.org/10.1016/S0009-2541(00)00415-0)
- Silliman, J.E., Meyers, P.A., Ostrom, P.H., Ostrom, N.E., & Eadie, B.J. (2000). Insights into the origin of perylene from isotope analyzes of sediments from Saanich Inlet, British Columbia. *Organic Geochemistry*, 31(11):

- 1133-1142. [https://doi.org/10.1016/S0146-6380\(00\)00120-0](https://doi.org/10.1016/S0146-6380(00)00120-0)
- Sparks, D.L. (ed.), 1996, *Methods of Soil Analysis: Part 3-Chemical methods*, Phosphorus: Madison, Wis., American Society of Agronomy, Soil Science Society of America book series, 5. <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.3.c19>
- Sun, Y., Zhang, R., Ma, R., Zhou, H., Zhang, F., Guo, G., Li, H. Lü., C. (2021). Distribution, sources, and ecological risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in the sediments of Daihai Lake in Inner Mongolia, China. *Environ Sci Pollut Res Int.*, 28(18): 23123 <https://doi.org/10.1007/s11356-021-12349-3>
- Tang, C., Li, Y., He, C., & Acharya, K. (2020). Dynamic behavior of sediment resuspension and nutrients release in the shallow and wind-exposed Meiliang Bay of Lake Taihu. *The Science of the total environment*, 708: 135131. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135131>
- Thomaz, S.M., Bini, L.M., Bozell, R.L. (2007). Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia*, 579: 1-13. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0285-y>
- Verdonschot, P.F.M., Spears, B.M., Feld, C.K., Brucet, S., Keizer-Vlek, H., Borja, A. & Johnson, R.K. (2013). A comparative review of recovery processes in rivers, lakes, estuarine and coastal waters. *Hydrobiology*, 704: 453-474. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1294-7>
- Vilanova, R.M., Fernández, P., Martínez, C., & Grimalt, J.O. (2001). Polycyclic aromatic hydrocarbons in remote waters of mountain lakes. *Water Research*, 35(16): 3916-3926. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00113-0](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00113-0)
- Wang, L., Zheng, B. & Meng, W. (2008). Photoinduced toxicity of four polycyclic aromatic hydrocarbons, alone and in combination, to the marine diatom *Phaeodactylum tricornutum*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 71(2): 465-472. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2007.12.019>
- Xie, J., Zhao, C., Han, Q., Zhou, H., Li, Q., & Diao, X. (2017). Effects of pyrene exposure on the immune response and oxidative stress in the pearl oyster, *Pinctada martensii*. *Fish & Shellfish Immunology*, 63: 237-244. <https://doi.org/10.1016/j.fsi.2017.02.032>
- Yang, B., & Xiong, D. (2015). Bioaccumulation and subacute toxicity of mechanically and chemically dispersed heavy fuel oil in the sea urchin (*Glyptocidaris crenulari*). *Scientia Marina*, 79(4): 497-504. <http://digital.casalini.it/3109757> - Casalini id: 3109757
- Yuanyuan, S., Ying, Y., Jingfei, Z., Hongxia, Yu., Xiaorong, Wang, J. Wu., Yuqun, X. (2008). Hydroxyl radical generation and oxidative stress in *Carassius auratus* liver, exposed to pyrene, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 71: 446-453, <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2007.12.016>.
- Zhang, G., Pan, Z., Wang, X., Mo, X., & Li, X. (2015). Distribution and accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the food web of Lake Nansi, China. *Environmental monitoring and evaluation*,

187:1-12. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4362-4>

Zhao, Z., Zhuang, YX, & Gu, J.D. (2012). Abundance, composition and vertical distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments of the Mai Po Inland Deep Bay of Hong Kong. *Ecotoxicology*, 21(6): 1734-1742. <https://doi.org/10.1007/s10646-012-0951-y>

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.  
México.

**Persistencia de contaminantes en sedimentos de un lago urbano aislado.  
persistence of contaminants in sediments of an isolated urban lake.**

Karla Cristel Bayona Canto , Miguel Angel Salcedo Meza;  Allan Keith Cruz Ramírez 

*Dignóstico y Manejo de Humedales tropicales, División Académica de Ciencias Biológicas, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, Villahermosa Tabasco 86040, México\* correspondencia: cris60@live.com.mx*

## **RESUMEN**

En un lago aislado y urbanizado se analizaron los contenidos de hidrocarburos aromaticos policiclicos (HAPs) en sedimento en dos temporadas del nivel del agua. Para distinguir las fuentes de HAPs se emplearon las relaciones: Fluoreno/ Pireno, Fluoranteno/Pireno, Antraceno/Fenantreno, Indeno (123- cd) pireno/ Benzo (g, h, i) Pireno. Para el análisis de la persistencia de concentraciones de los compuestos detectados en cada sitio y en ambas temporadas de nivel del agua (TNA y TNB) fueron organizados en cuatro grupos (G) de acuerdo con el orden progresivo del numero de anillos del benceno el 70% de las 37 relaciones estimadas se relacionaron con fuentes pirogénicas, mientras que el 30% de las relaciones calculadas se vincularon con fuentes petrogénicas. De los cuatros grupos de HAPs analizados, el G4 destacó por la mayor concentración en el sedimento lacustre, el perileno y el indeno (123-cd) pireno destacaron por sus mayores concentraciones en el sedimento superficial en la TNB, sin embargo, estos dos compuestos persistieron en las dos temporadas. Se recomienda el monitoreo continuo de esto HAPs para prevenir impactos en la biota y en calidad del agua antes, durante y después de intervenciones para la re-habilitación de este lago en el corto, mediano y largo plazo.

## **PALABRAS CLAVE:**

Hidrocarburos, persistencia, escurrimiento urbano, monitoreo, sedimentos

## **ABSTRACT**

In an isolated, urbanized lake, the contents of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediment were analyzed in two water level seasons. The following ratios were used to distinguish the sources of PAHs: Fluorene/Pyrene, Fluoranthene/Pyrene, Anthracene/Fenanthrene, Indeno (123- cd) pyrene/ Benzo (g, h, i) Pyrene. The pyrogenic origin of PAHs was prominent in the sampled lake sediments, as 70% of the 37 estimated ratios were related to pyrogenic sources, while 30% of the calculated ratios were linked to petrogenic sources. Of the four groups of PAHs analyzed, G4 stood out for the highest concentration in the lake sediment, perylene and indene (123-cd) pyrene stood out for their highest concentrations in the surface sediment at TNB, however, these

two compounds persisted in both seasons. Continuous monitoring of these PAHs is recommended to prevent impacts on biota and water quality before, during and after interventions for the rehabilitation of this lake in the short, medium and long term.

#### **KEY WORDS:**

hydrocarbons, persistence, urban runoff, monitoring, sediments

#### **Introducción**

En los lagos de las planicies de inundación el ciclo hidrológico determina su estado actual, la variación del nivel del agua en las lagunas es fundamental en la evaluación de los impactos en la gestión de los recursos acuáticos y en la rehabilitación (Molinos *et al.*, 2015; Zheng *et al.*, 2019). La variación esperada de nivel del agua en un ciclo anual presenta al menos cuatro temporadas, transición a nivel bajo, nivel bajo, transición a nivel alto y nivel alto (Cruz Ramírez *et al.* 2019a). En este contexto, la variación intra-anual del nivel del agua en los lagos de las planicies de inundación se relaciona con el transporte y la acumulación de compuestos endo y exógenos en los sedimentos (Pérez-Rojas *et al.*, 2000; Bouchet *et al.*, 2013). Los sedimentos de estos humedales son considerados como un banco de información ambiental, pues los escurrimientos transportan materiales naturales y exógenos (Lane y Nichols 1997, Contreras y Gómez 2003). Así, el escurrimiento desde las zonas agrícolas, industriales y urbanas aportan una compleja matriz de contaminantes y entre estos destacan concentraciones adicionales de metales traza, plaguicidas, hidrocarburos, para su acumulación en los sedimentos (Gou *et al.*, 2018; Davidson *et al.*, 2021) como ejemplos, los cuales se acumulan y persisten en los sedimentos (Rizzo *et al.* 2010, Sánchez *et al.* 2012, Corona-Lisboa 2013, Gonzáles *et al.* 2017, Minaglia *et al.* 2018). Esta acumulación de contaminantes es mayor en lagos aislados debido a la alteración en la dinámica fluvial asociado con el incremento del tiempo de residencia del agua y la reducción del nivel del agua (Jeppesen *et al.* 2015, Sparks *et al.* 2017). En la matriz sedimentaria reciente, la acumulación exacerbada de compuestos alóctonos, hidrocarburos aromáticos policíclicos, pesticidas organoclorados y metales totales supera su capacidad de asimilación y estos compuestos pueden resultar tóxicos en extremo (Carreño *et al.* 2018). La toxicidad de estos compuestos perturba el ecosistema, por lo que representa un riesgo mayor para los organismos, cuyos efectos en el crecimiento y reproducción son negativos e inhiben la actividad microbiana y reducen la biodiversidad (Diez- Lázaro 2008, Moreno *et al.* 2012). Los hidrocarburos acumulados en los sedimentos de los lagos son los compuestos más relevantes, pues su toxicidad afecta a los organismos bentónicos y planctónicos (Ramos *et al.* 2012). Entonces, la acumulación de hidrocarburos petrógenicos en los

sedimentos representan un alto riesgo ecológico, la presencia del Benzo (a) Pireno en músculos de los peces puede suponer un riesgo carcinógeno (Lee *et al.*, 2021). La mayor cantidad de efectos toxicológicos ocasionados por los hidrocarburos en un ecosistema acuático se detectan con mayor frecuencia en organismos consumidores, entre esto los peces son de los más sensibles (Tian *et al.*, 2020).

La acumulación de materiales en los sedimentos se incrementa en los lagos aislados en función de la pérdida de la conexión hidráulica con su tributario, el incremento en el tiempo de residencia del agua, la reducción del volumen y nivel del agua. Esto es crítico en los lagos aislados y urbanos, pues sus escurrimientos exacerbán el transporte de contaminantes al agua y sedimento a nivel global (Reckendorfer *et al.* 2013, Allen *et al.* 2017, Obolewski *et al.*, 2018, Cruz-Ramírez *et al.* 2019a). En este sentido los escurrimientos asociados con las tormentas destacan entre los meses de septiembre a noviembre en la laguna de las Ilusiones (CICESE, 2016). En este contexto se plantea la siguiente hipótesis, en la condición de aislamiento hidráulico superficial, la acumulación de contaminantes en los sedimentos y su riesgo ecológico es similar entre los extremos de los escurrimientos destacados o temporada de transición al nivel alto y la de transición al nivel bajo. Para comprobar esta hipótesis se plantea como objetivo analizar la persistencia de los compuestos de hidrocarburos aromáticos del petróleo y metales en dos etapas hidráulicas en un lago aislado y urbanizado.

## **Material y Métodos**

### **Área de Estudio**

El lago aislado urbanizado denominado Laguna de las Ilusiones, se localiza en el municipio de Centro, el cual se ubica entre los paralelos 17°42' y 18°21' N; los meridianos 92°34' y 93°16' O. Este municipio, colinda al norte con los de Nacajuca y Centla; al este con los municipios de Centla, Macuspana, y Jalapa; al sur con los de Jalapa, Teapa y el estado de Chiapas; al oeste con los municipios de Cunduacán, Nacajuca y el estado de Chiapas.

### **Base de datos**

La base de datos empleada en esta evaluación fue obtenida a partir de muestras simples del sedimento recolectadas con una draga Petersen, en seis sitios de muestreo, en dos temporadas, una en transición al nivel alto (septiembre) y la segunda en transición a nivel bajo (noviembre) en el 2015 (Figura 1).



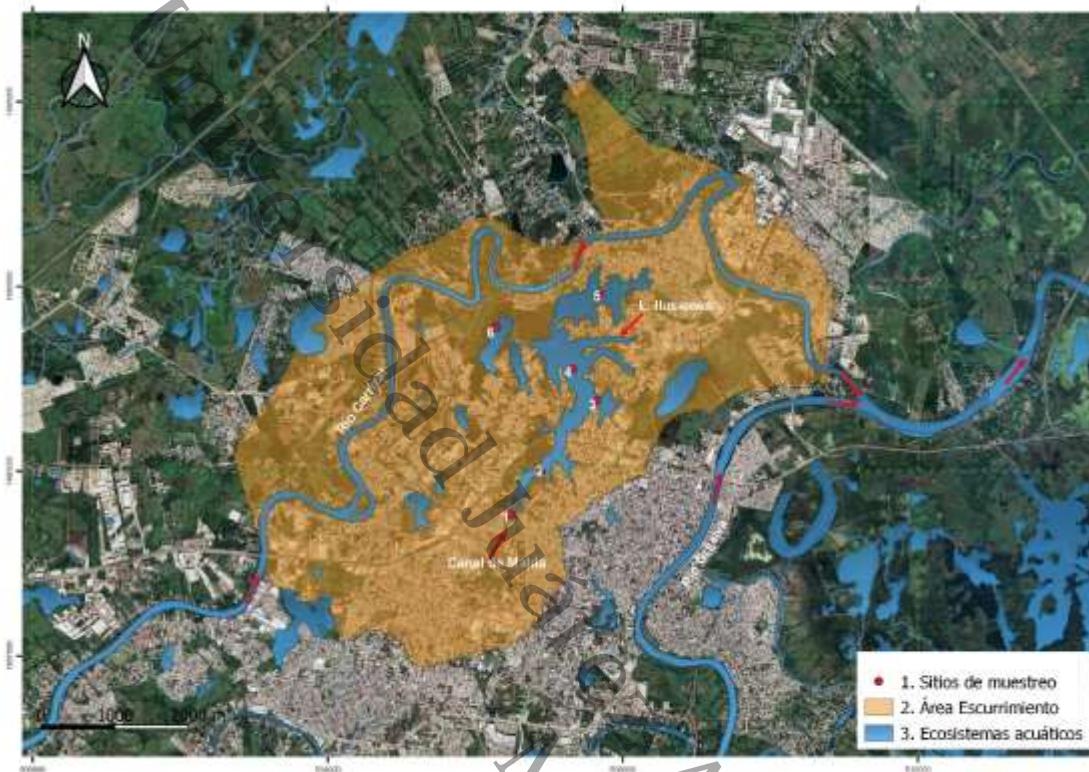


Figura 1. Localización de los sitios de muestreo en el sedimento lacustre, INEGI (2023), Con base en CONAGUA (2016b).

Las muestras fueron colectadas de forma independiente para la determinación de hidrocarburos aromáticos policíclicos. Las muestras fueron almacenadas en frascos de vidrio transparentes con de boca ancha y conservadas a menos de 4°C antes de su análisis. En el laboratorio, los sedimentos fueron analizadas para la determinación de las concentraciones de 17 compuestos de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP's), mediante el método EPA 8310 (Pandey y Brown 2011) y el empleo de cromatografía de gases acoplada a espectrometría de gases, empleando un cromatografo de gases acoplado a espectrómetro de masas Agilent a Technologies,7890/5973N.

Las cuantificaciones de los 17 compuestos de HAP's correspondió con 204 datos (6 sitios x 2 muestreos x 17 compuestos).

## VI. ANÁLISIS DE DATOS

Para diferenciar el origen de los HAPs entre fuentes pirogénicas y petrogénicas se empleó la relación fluoreno / pireno, en esta relación el primer compuesto presenta dos anillos del benceno (G1) y el segundo presenta un

arreglo de cuatro anillos bencénicos (G3) de acuerdo con Sanchez-Palencia *et al.* (2015), Li *et al.* (2018). La relación antraceno / fenantreno fue empleada para la identificación del origen de estos compuestos del G2. La relación floranteno / pireno fue aplicada para los compuestos de cuatro anillos (G3) según Zhao *et al.* (2012); Liu *et al.* (2020). La relación entre las concentraciones del indeno (123-cd) pireno / benzo (ghi) perileno (Ip / Bghip) se usó, para los compuestos cuya estructura se basó en cinco anillos bencénicos (G4) acorde con Jeon y Oh (2019) Liu *et al.* (2020).

se aplicó un análisis de valores atípicos (outliers) a los valores de las concentraciones de los compuestos de los cuatro grupos de HAPs detectados en este estudio con el uso del método de Jackknife (Wang y Zou, 2020). Las concentraciones representativas fueron analizadas en su variación entre las dos temporadas de nivel del agua mediante el uso de la prueba no paramétrica (Wilcoxon,  $p < 0.05$ ), de acuerdo con Legendre y Legendre (2003), pues los datos resultaron con una distribución no normal (Shapiro- Wilk;  $p < 0.05$ ) y con heterogeneidad de sus varianzas (Bartlett;  $p < 0.05$ ). Con base en estos análisis estadísticos fueron identificados los grupos de HAPs con mayor concentración para determinar su persistencia intra-anual en los sedimentos del lago.

## Resultados y Discusión

### Origen y concentración de HAPs

La relación fluoreno / pireno destacó por las mayores concentraciones del pireno en cinco de las seis mediciones en la TNA, pues los valores del pireno resultaron 7.1 mayores con respecto a las del fluoreno. En los sitios 4, 5, 1, 2 y 3, los valores del pireno resultaron superiores que las del fluoreno en un 7%, 8%, 12%, 13%, 20 %, respectivamente, en contraste en el sitio 6, la concentración del pireno resultó 1.4 mayor que la del fluoreno. En la TNB los valores del pireno en los sitios 1 y 2 resultaron en 8% y un 11% más que las del fluoreno en cada medición y en los sitios 3, 4, 5 y 6 no se detectó el fluoreno, por lo que no fue calculada la relación. En 11 de las doce evaluaciones anteriores destacó por su concentración el pireno.

La proporción de las concentraciones del antraceno / fenantreno en la TNA destacó en el sitio 1, pues la del fenantreno resultó con un 96% más que la concentración del antraceno. Mientras que, en los sitios 3 y 5 las concentraciones del fenantreno resultaron mayores en un 91% que las del antraceno, en ambas mediciones. Esta tendencia fue registrada en los sitios 2, 4 y 6, en los cuales las concentraciones del fenantreno resultaron superiores (88%) que las del antraceno, en cada sitio. En contraste, en la TNB, las concentraciones del antraceno superaron a las del fenantreno. En los sitios 1, 2, 3 y 6, los valores del antraceno resultaron 1.5 veces más que los del fenantreno, y en los sitios 4 y 5, los valores del antraceno fueron mayores 1.2 y 1.6 veces que las concentraciones del fenantreno. De las doce evaluaciones anteriores, en seis de estas destacaron los valores del

fenentreno en la TNA y en las otras seis evaluaciones sobresalieron las concentraciones del antraceno en la TNB. La relación de las contracciones del fluoranteno / pireno, en la TNA, sobresalió en cuatro sitios, debido a que las concentraciones del pireno superaron a las del fluoranteno. En los sitios 2, 1, 3 y 4 los valores del pireno superaron en un 49%, 57%, 84% y 97% a los del fluoroanteno en cada medición y en los sitios 5 y 6, las concentraciones del fluoranteno y del pireno presentaron idénticos valores. En la TNB, los valores del pireno resultaron mayores que las del fluoranteno en un 41%, 42 %, 61% y 75%, para los sitios 1, 2, 3 y 4 respectivamente. En los sitios 5 y 6 solo se detectó el pireno, por lo que la relación no se estimó en estos sitios. De un total de doce evaluaciones, diez destacaron por las mayores concentraciones del pireno con respecto a las del fluoroanteno, en las restantes dos evaluaciones no destacó ninguno de los dos compuestos.

En la TNA, la relación indeno (123-cd) pireno / benzo (ghi) pireno, el primer compuesto presentó valores mayores que las del segundo, ya que sus proporciones resultarán mayores un 2.13 y 2.32 en los sitios 4 y 3, respectivamente y en el sitio 2 la concentración resultó mayor 1.09 veces. En el sitio 1 la concentración del benzo (ghi) pireno es mayor un 77% que la del indeno (123-cd) pireno y en los sitios 5 y 6 se detectó ninguno de los dos compuestos. En la TNB, los valores del indeno (123-cd) pireno en los sitios 1, 2 y 3 resultaron con 1.9, 2.1 y 3.3, mas que los del benzo (ghi) pireno y en los sitios 4 y 5 solo se detectó el benzo (ghi) pireno, mientras que, en el sitio 6 no se registró ninguno de los dos compuestos. De las nueve evaluaciones anteriores en seis de estas destacaron las cocentraciones del indeno (123-cd) pireno, en tres relaciones sobresalió por su valor el benzo (ghi) pireno y en tres estimaciones no se calculó la relación entre estos dos compuestos a falta de la detección de alguno de los dos compuestos (Tabla 2).

**Tabla 2.** Concentración (ng/ g) y origen de los HAPs en los sitios de muestreo en las dos temporadas de nivel del agua en el sedimento lacustre. Pt= petrogénico, Pr= pirogénico, ND= No definido.

Temporada	Fluoreno / Pireno		Antraceno / Fenantreno		Fluoranteno / Pireno		Indeno(123 cd) pireno / Benzo(ghi)Pireno	
TNA								
N° Sitio								
1	7/ <b>58.2</b>	Pt	24.5/ <b>25.6</b>	Pr	33.1/ <b>58.2</b>	Pr	<b>131.5/171.6</b>	Pr
2	2.4/17.9	Pt	4.5/5.1	Pr	8.7/ <b>17.9</b>	Pt	<b>53.9/49.4</b>	Pr
3	2.2/11.1	Pt	2.9/3.2	Pr	9.3/11.1	Pr	<b>51.3/22.1</b>	Pr
4	0.9/12.6	Pt	1.5/1.7	Pr	12.2/12.6	Pr	42.2/19.8	Pr
5	0.9/1.1	Pt	1/1.1	Pr	1.1/1.1	Pt	ND/ND	ND
6	0.7/0.5	Pr	0.7/0.8	Pr	0.5/0.5	Pr	ND/ND	ND

Temporada	Fluoreno / Pireno		Antraceno / Fenantreno		Fluoranteno / Pireno		Indeno(123, cd) pireno / Benzo(ghi)Pireno	
TNB								
N° Sitio								
1	22.9/ <b>270.8</b>	Pt	<b>275.2/177.6</b>	Pr	110.9/ <b>270.8</b>	Pt	<b>520/267.7</b>	Pr
2	7.9/68.9	Pt	<b>140.5/92.8</b>	Pr	29.1/ <b>68.9</b>	Pt	<b>183.5/86.8</b>	Pr
3	ND/34.9	ND	<b>248/164.7</b>	Pr	20.7/34.1	Pr	<b>106.1/31.8</b>	Pr
4	ND/15.8	ND	52.3/42.3	Pr	11.9/15.8	Pr	ND/12.6	ND
5	ND/12	ND	<b>95.2/57.1</b>	Pr	ND/12	ND	ND/9.3	ND
6	ND/9.3	ND	34.2/21.9	Pr	ND/9.3	ND	ND/ND	ND

De las 48 relaciones posibles se estimaron 37, de las cuales 26 destacaron por su origen pirogénico y 11 el petrogénico. De las relaciones vinculadas con el origen pirogénico, 15 fueron detectadas en la TNA y 11 en la TNB. Las relaciones cuyo origen se relacionó con la fuente petrogénica, siete se registraron en la TNA y cuatro relaciones en la TNB. Los compuestos integrados en estas relaciones que destacaron por la magnitud de su concentración fueron Indeno (123-cd) pireno, antraceno, fenantreno y pireno. Los tres primeros compuestos indicaron el origen pirogénico; sin embargo, el pireno mostro un origen heterogéneo de acuerdo con las dos relaciones usadas. En la relación fluoreno / pireno el origen petrogénico resultó en siete de los ocho sitios analizados en ambas temporadas. Mientras que, la relación fluoranteno / pireno el origen detectado fue heterogéneo, pues en la TNA cuatro sitios indicaron el origen pirogenico y en los restantes dos sitios fueron petrogénicos y en la TNB dos sitios se vincularon con el origen pirogénico de los cuatro analizados y los otros dos sitios su origen fue petrogénico.

## Variación intra-anual de los grupos anillados de los hidrocarburos aromáticos policíclicos

El G1 resultó con concentraciones mayores en la TNB que en la TNA y su variación fue mayor 4.2 veces en la primera temporada con respecto a la segunda. En promedio, los datos de los compuestos del G1 en la TNB superaron en 2.5 veces a los de la TNA. En el grupo G1 fue común la detección del naftaleno en la mayoría de los sitios en ambas temporadas y esto fue seguido por el registro del fluoreno en todos los sitios en la TNA y solo en dos de estos en la TNB. Las menores detecciones correspondieron con el acenaftileno y acenafteno, el primero fue detectado solo en la TNA, en cuatro sitios y en la TNB no se detectó en el sedimento de los sitios y el segundo compuesto solo se detectó en el sitio 1, en ambas temporadas. La concentración de naftaleno representó el 46% y un 64% de las concentraciones de todos los compuestos del G1 en la TNA y la TNB respectivamente y destacó en el sitio 1 con los mayores valores en ambas temporadas. La contribución de las concentraciones del fluoranteno en las dos temporadas fue similar, pues registraron el 15% y un 13% de la concentración total del G1 respectivamente. Mientras que, las concentraciones del acenafteno con respecto a total del G1 resultó en un 9% y el 13% en la TNA y la TNB, correspondientemente.

Las concentraciones del G2 resultaron mayores en la TNB que en la TNA, pues su variación fue mayor 6.8 veces mas entre la primera y la segunda temporada. El valor medio de los valores de los compuestos del G2 en TNB superó 10 veces a los de la TNA. En el grupo G2 fue frecuente el registro del fenantreno y del antraceno, pues, se detectó en todos los sitios y en ambas temporadas. Las concentraciones del fluoranteno se obtuvieron en todos los sitios en la TNA y en cuatro sitios en la TNB y esto representó el 6% y un 23% de la suma de las concentraciones de todos los compuestos del G2 en la segunda y primera temporada. Adicionalmente, el sitio 1 destacó por los mayores valores del fenantreno en ambos muestreos y la concentración del antraceno resultó un 22% y el 52% de la concentración total del grupo G2 en la TNA y la TNB correspondientemente. El aporte de las concentraciones del fluoranteno a la concentración total del G2 resultó en un 10% en la TNB y un 40% en la TNA. El G3 resultó con concentraciones mayores en la TNB con respecto a la TNA, la variación de las concentraciones de los compuestos fue 3.9 mayor en la TNB que en la TNA. La concentración promedio de los datos de todos los compuestos del G3 resultaron mayores 4.1 veces mas en la TNB que en la TNA. En el grupo G3 fue frecuente la detección del pireno, ya que se detectó en los seis sitios de muestreo en ambas temporadas (TNB y TNA). Por la frecuencia del registro de concentraciones en los sitios y temporadas destacó en segundo lugar el benzo (a) antraceno debido a su detección en cinco sitios en cada temporada y las concentraciones del trifileno + criseno se obtuvieron en cuatro sitios en la TNA y en un sitio en la TNB. Las menores detecciones de los compuestos fueron las del benzo (b) fluoranteno, benzo (k) fluoranteno y benzo (a) pireno, y estos solo se detectaron en dos sitios en la TNA y en un sitio en la TNB. La concentración del pireno representó el 33% de las concentraciones

de todos los compuestos del G3 en las dos temporadas y destacó el sitio 1 con los mayores valores en ambas temporadas. Esto fue seguido por las concentraciones de benzo (a) antraceno, pues resultó con un 8% y el 34% de la concentración total del grupo G3 en TNA y TNB, respectivamente. Las concentraciones del benzo (b) fluoranteno aportaron un 8% a la concentración total de todos los compuestos del grupo G3 en ambas temporadas. La concentración del benzo (k) fluoranteno resultó en un 4% y el 12% y de la concentración total de los compuestos integrados en el G3 en la TNB y la TNA, respectivamente. La contribución del benzo (a) pireno fue similar en las dos temporadas, ya que sus concentraciones representaron el 9% y un 10% de la concentración total del G3 en la TNA y la TNB, respectivamente. Por último, las concentraciones del trifileno + criseno registraron un 6% (TNB) y el 20% (TNA) de la concentración total de los seis compuestos del G3.

La variación ( $\pm$ DE) de las concentraciones de los compuestos del G4 fue mayor en 3.3 veces en la TNB que en la TNA. El promedio los datos de los compuestos del G4 en la TNB superaron en tres veces mas a los de la TNA. En el G4 fue común la detección del perileno en cinco sitios y en ambas temporadas de muestreo, esto fue seguido por su frecuencia de detección del benzo (ghi) perileno, pues se detectó en cuatro sitios en la TNA y en cinco sitios en la TNB. Las menores detecciones en espacio y tiempo correspondieron con el indeno (123-cd) pireno y dibenzo (ah) antraceno, el primer compuesto fue detectado en cuatro sitios en la TNA y en tres sitios en la TNB, el segundo compuesto fue detectado en tres sitios en la TNA y en un sitio en la TNB. La concentración del perileno

representaron el 59% y un 77% de la concentración total de los compuestos del G4 en la TNA y la TNB, respectivamente y este compuesto destacó en el sitio 3 por sus mayores concentraciones en ambas temporadas. El aporte de las concentraciones del indeno (123-cd) pireno con respecto a la concentración total del G4 resultó en un 14% y un 18% en la TNB y la TNA, respectivamente. El aporte del dibenzo (ah) antraceno a la concentración total del G4 resultó en un 3% y un 20% en la TNA y la TNB, correspondientemente. Mientras que, la concentración del benzo (ghi) perileno representaron el 2% y un 17% y de la concentración de los cuatro compuestos del G4 en la TNB y en la TNA, respectivamente y este destacó por su mayor concentración en el sitio 1 en ambas temporadas (Tabla 3).

Tabla 3. Grupos de hidrocarburos aromáticos policíclicos con base en el orden progresivo de anillos del benzeno en el sedimento lacustre G= Grupos de HAPs. G1= dos anillos; G2= tres anillos, G3= cuatro anillos, G4= cinco anillos, TNA= transición al nivel alto del agua; TNB= transición al nivel bajo del agua. ND= No detectado

Grupo anillado	G1						G2						G3			
Compuesto	Naftaleno		Acenafteno		Fluoreno		Acenaftileno		Fenantreno		Antraceno		Fluoranteno		Pireno	
Sitio	TNA	TNB	TNA	TNB	TNA	TNB	TNA	TNB	TNA	TNB	TNA	TNB	TNA	TNB	TNA	TNB
1	<b>13.2</b>	<b>39.3</b>	8.1	30.2	7	22.9	ND	ND	<b>25.6</b>	<b>177.6</b>	<b>24.5</b>	<b>275.2</b>	33.1	110.9	<b>58.2</b>	<b>270.8</b>
2	8.4	28.8	ND	ND	2.4	7.9	1.9	ND	5.1	92.8	4.5	140.5	8.7	29.1	17.9	68.9
3	6.4	ND	ND	ND	2.2	ND	0.8	ND	3.2	164.7	2.9	248	9.3	20.7	11.1	34.1
4	5.8	20	ND	ND	0.9	ND	0.4	ND	1.7	42.2	1.5	52.3	12.2	11.9	12.6	15.8
5	5.6	33.7	ND	ND	0.9	ND	1.9	ND	1.1	57.1	1	95.2	1	ND	1.1	12
6	2.4	23.5	ND	ND	0.7	ND	ND	ND	0.8	21.9	0.7	34.2	0.5	ND	0.5	9.3

Tabla 3. Grupos de hidrocarburos aromáticos policíclicos con base en el orden progresivo de anillos del benceno en el sedimento lacustre G= Grupos de HAPs. G1= dos anillos; G2= tres anillos, G3= cuatro anillos, G4= cinco anillos, TNA= transición al nivel alto del agua; TNB= transición al nivel bajo del agua. ND= No detectado

Grupo anillado	G3								G4									
Compuesto	Benzo (a) antraceno		Trifileno + criseno		Benzo (b) fluoranteno		Benzo (k) fluoranteno		Benzo (a) pireno		Pireno		Indeno (123-cd) pireno		Dibenzo (ah) antraceno		Benzo (ghi) pireno	
Sitio	TNA	TNB	TNA	TNB	TNA	TNB	TNA	TNB	TNA	TNB	TNA	TNB	TNA	TNB	TNA	TNB	TNA	TNB
1	11.3	72.6	37	37	19.5	111	29.6	52.5	22.9	133.5	99.1	428.9	<b>131.5</b>	<b>520.7</b>	10.7	11.7	171.6	<b>267.7</b>
2	ND	ND	5.4	5.4	5.3	ND	8.1	ND	ND	ND	77.8	ND	53.9	183.5	ND	ND	49.4	86.8
3	3.2	51.7	6.5	6.5	ND	ND	ND	ND	ND	ND	<b>547.4</b>	<b>2195.3</b>	51.3	106.1	35.5	ND	22.1	31.8
4	3.5	70.5	12.4	12.4	ND	ND	ND	ND	ND	ND	104.7	605	42.2	ND	12.6	ND	19.8	12.6
5	5	190.8	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	<b>85.1</b>	<b>865.8</b>	ND	ND	ND	ND	ND	9.3
6	2	44.6	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	307.3	ND	ND	ND	ND	ND	ND

## Origen y concentración de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs)

El origen pirogénico de los HAPs destacó en los sedimentos lacustres muestreados, pues el 70% de las 37 relaciones estimadas se relacionaron con fuentes pirogénicas, mientras que el 30% de las relaciones calculadas se vincularon con fuentes petrogénicas. El predominio del origen pirogénico de los HAPs en los sedimentos de lagos aislados es común debido al que los escurrimientos transportan residuos de la combustión de biomasa vegetal, desechos orgánicos y por los aportes de las descargas de viviendas vinculado con su aislamiento hidráulico (Hansen *et al.*, 2007; Barakat *et al.*, 2011; Sánchez *et al.*, 2012; Zhang *et al.*, 2015; Salcedo *et al.*, 2022). En este sentido en el lago evaluado se han registrado más de 80 descargas de aguas pluviales o escurrimientos puntuales que aportan más de 280,000 m<sup>3</sup> de agua, a lo que se suman 13 descargas de aguas residuales Ricárdez *et al.* (2016). Estas descargas de aguas servidas incorporan aceites de cocina empleados en la elaboración de frituras, lo que es frecuente en la cocción de alimentos en el sureste de México (Hernández *et al.*, 2016; Gurbuz y Ozkan, 2019). Además, la ignición de biomasa vegetal y la liberación de sus gases y sus cenizas es común en la temporada de estiaje en el estado de Tabasco (Cortés y Aparicio, 2014; Carabalí *et al.*, 2019). Asimismo, la combustión de gasolina y diésel empleado en los motores de combustión interna de los automóviles se asocian parcialmente con el origen de hidrocarburos pirogénicos (Carrasquero y Suarez, 2012; Zhao *et al.*, 2012;), en Villahermosa se ha registrado un aumento del 30% en su parque vehicular en las últimas dos décadas al pasar de 187,642 coches registrados en el 2000 hasta los 620,335 en 2019, los cuales pueden aportar estos hidrocarburos de origen pirogénicos (INEGI, 2023). Este conjunto de materiales exógenos y su depositación en los sedimentos se relacionan con el predominio de los HAPs de origen pirogénico, como se documentó anteriormente.

De las cuatro relaciones empleadas para la determinación del origen de los HAPs, dos de estas 1) antraceno / fenantreno y 2) indeno (123-cd) pireno / benzo (ghi) perileno) indicaron el origen pirogénico en todos los sitios y ambas temporadas de estos hidrocarburos y las otras dos relaciones 3) fluoreno / pireno y 4) fluoranteno / pireno se vincularon con un origen mixto en ambas temporadas.

En primer lugar, destacó que la relación antraceno / fenantreno se puede vincular con el origen pirogénico en todos los sitios evaluados en ambas temporadas. En esta relación, el antraceno destacó por una concentración mayor en un 80% que la del fenantreno en la TNB. En este contexto, Oyo-lta. (2013) documentaron que las principales fuentes de HAPs en el sedimento lacustre del lago Ukwa en el sureste de Nigeria fueron vinculadas con la combustión de arbustos y combustibles de vehículos en las carreteras adyacentes al lago y en la relación antraceno / fenantreno resultó en el predominio de la concentración del antraceno.

En segundo lugar, la relación (indeno (123-cd) pireno / benzo (ghi) perileno) fue relacionada con el origen pirogénico en el 67% de los sitios de muestreo en este estudio. Lo anterior se vinculó con las mayores concentraciones del



indeno (123-cd) pireno con respecto a las del benzo (ghi) perileno. El indeno (123-cd) pireno es un compuesto resultante de las emisiones de automóviles y emisiones de diésel (Mille *et al.*, 2007; Ashayeri *et al.*, 2018). Quiao *et al.* (2006) identificaron en el lago Taihu en China compuestos de HAPs y entre estos destacó el indeno (123-cd) pireno por una mayor concentración que la del benzo (ghi) perileno, y el primer compuesto se origina de procesos pirolíticos a altas temperaturas como por ejemplo la combustión del carbón (antracita) (Ribeiro *et al.*, 2014).

En tercer lugar, la relación fluoreno / pireno fue relacionada con un origen pirogénico en el 60% de los sitios de muestreo en este estudio. Lo anterior se relacionó con las mayores concentraciones del pireno con respecto a las del fluoreno. En este mismo sentido, la relación de las concentraciones del fluoranteno / pireno indicaron un origen pirogénico en el 42% de los sitios en ambas temporadas evaluadas. En esta relación destacó la concentración del pireno con respecto a la del fluoranteno. El compuesto pireno es un compuesto se origina a partir de la combustión de madera a altas temperaturas (Vilanova *et al.*, 2001). Mosich y Arthington (2001) analizaron en muestras del sedimento en el lago Brown un lago australiano y destacó el pireno por su concentración, esto después de cuatro décadas ocasionadas por la navegación propulsada por motores de combustión interna. Independientemente del origen del pireno se documentó el estrés oxidativo, la peroxidación lipídica y alteraciones inmunitarias como efectos deletéreos en organismos acuáticos (Xie *et al.*, 2017; Wang *et al.*, 2008).

### **Grupos anillados de los hidrocarburos aromáticos Policíclicos**

De los cuatro grupos de HAPs analizados, el G4 destacó por la mayor concentración en el sedimento lacustre, esto fue seguido la del grupo G3 en esta evaluación. En este sentido, la acumulación de HAPs en el sedimento resultó mayor en función del incremento del grado de halogenación de los grupos anillados de los HAPs y de sus propiedades hidrofóbicas (Perelo, 2010). Liu *et al.* (2020) detectó una alta concentración de HAPs de cuatro anillos en el sedimento lacustre debido a la influencia de las actividades antropogénicas, como es el caso de la quema de pasto, carbón y madera.

En el grupo G4, el perileno y el indeno (123-cd) pireno destacaron por sus mayores concentraciones en el sedimento superficial en la TNB, sin embargo, estos dos compuestos persistieron en las dos temporadas, entonces el perileno fue el compuesto con mayor persistencia este grupo y en el presente estudio. Este compuesto fue detectado en TNA con el 43% y en TNB con un 50% de la concentración total del HAPs en este lago evaluado. El perileno es producido por diferentes actividades de cocción con base en aceites de cocina y debido a su evaporación directa y degradación en alta temperatura (Li *et al.*, 2018). En este sentido Fan *et al.* (2011)

obtuvieron concentraciones persistentes del perileno en el sedimento, pues fue detectado entre el 60% y 98% del total de la concentración total de HAPs en el lago Emerald Peak, en Taiwan y esto se atribuyó a la combustión de biomasa como resultado de incendios forestales. No obstante, las concentraciones del perileno son de mayor magnitud en sedimentos profundos, pues en estos la materia orgánica estimula la actividad microbiana y favorece la formación del perileno como fue detectado en lago Chini en Malasia (Silliman *et al.*, 2001; Bakhtiari *et al.*, 2009). En el lago de las Ilusiones, los escurrimientos transportan materiales y estos pueden favorecer la acumulación de la materia orgánica y su lenta degradación microbiana en el sedimento como lo refiere Silliman *et al.* (2000) y esto puede relacionarse con la anoxia, condiciones en las que se promueve la formación del perileno como fue documentado por Fan *et al.* (2011) en el lago Emerald Peak en Taiwán. Este compuesto puede afectar el crecimiento, la supervivencia y reproducción del anfípodo *Corophium multisetosum* un organismo béntónico (Cunha, 2006).

También, el compuesto indeno (123-cd) pireno del G4 persistió en los sitios 1, 2 y 3 en ambas temporadas evaluadas en el presente estudio. También, el compuesto indeno (123-cd) pireno del G4 persistió en los sitios 1, 2 y 3 en ambas temporadas. Este compuesto también fue persistente en los sedimentos superficiales del lago Calumet en Chicago, en Estados Unidos de Norteamérica, lo cual fue vinculado con la combustión incompleta de combustibles por los motores de automóviles (Li *et al.* 2003).

Respecto al G3, el pireno presentó las mayores concentraciones en todos los sitios y ambas temporadas en este estudio. En este mismo sentido Kumar, (2014) obtuvo en un lago aislado en la India una alta concentración del pireno (665 ng /g), la cual se originó de la combustión incompleta de combustibles en embarcaciones con motor. En contraste, (Li *et al.*, 2009) determinaron que las concentraciones del pireno en un lago urbano Guangzhou, China sus variaciones intra-anales presentaron mayores flujos de depositación en la temporada húmeda con respecto a la seca. El pireno es un compuesto hidrofóbico (Pentti, 2002) y este compuesto ocasiona algunos efectos tóxicos y causan la disminución de la producción de crías y la disminución de la ingestión de los sedimentos del oligoqueto limnícola de la especie *Limnodrilus hoffmeisteri* (Milvard *et al.*, 2001). Además, el pireno se asocia con una mayor toxicidad y la muerte en algas bentónicas (Petersen *et al.*, 2008).

En este estudio la persistencia de los compuestos del G3 y G4 se relacionan con un mayor grado de hidrofobicidad y de halogenación de los HAPs medidos en este estudio, y esto puede vincularse con una mayor resistencia a la degradación microbiana de acuerdo con Jiang *et al.* (2009). En este sentido Matthews y Effler, (2006) indicaron que el material orgánico acumulado en el fondo de los lagos resulta en una mayor demanda de oxígeno en los sedimentos, y esto puede resultar en un agotamiento hipolimnético del oxígeno, en un largo plazo. Esta condición puede favorecer la lenta degradación del material acumulado, el cual puede contribuir con la persistencia de las concentraciones del compuesto perileno (González Esparza, 2014).

La hipótesis de este trabajo fue parcialmente comprobada debido a que los compuestos del G4 y G3, persistieron en el sedimento en las dos condiciones de nivel del agua. El pireno del G4 fue el compuesto de mayor persistencia en ambas temporadas, y sus concentraciones en la TNB fueron superiores a las de la TNA y los compuestos del G3, perileno e indeno (123-cd) pireno persistieron en ambas temporadas evaluadas. El perileno puede ser un compuesto indicativo de los efectos de la urbanización por el ineficiente e insuficiente manejo de residuos líquidos. Esto asociado a su persistencia, grado de hidrofobicidad, halogenación y riesgo para la biota acuática de los compuestos perileno e indeno (123-cd) pireno de los grupos G3 y G4 respectivamente, en el sedimento. En este contexto es importante el monitoreo continuo de estos HAPs para prevenir impactos en la biota y en calidad del agua antes, durante y después de intervenciones para la re-habilitación de este lago en el corto, mediano y largo plazo.

## REFERENCIAS

- Allen, D., Arthur S., Haynes H., Olive V. (2017). Multiple rainfall event pollution transport by sustainable drainage systems: the fate of fine sediment pollution. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 14: 639-652. <https://doi.org/10.1007/s13762-016-1177-y>
- Bouchet, S., Rodriguez-Gonzalez, P., Bridou, R., Monperrus, M., Tessier, E., Anschutz, P., Guyoneaud, R., & Amouroux, D. (2013). Investigations into the differential reactivity of endogenous and exogenous mercury species in coastal sediments. *Environmental science and pollution research international*, 20: 1292-1301. <https://doi.org/10.1007/s11356-012-1068-9>
- Carreño, C., Zarazúa, G., Fall, C., Ávila-Pérez, P., & Tejeda, S. (2018). Evaluación de la toxicidad de los sedimentos del curso alto del río Lerma, México. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 34(1), 117-126.
- CICESE (2016). Base de Datos Climatológica Nacional. SISTEMA CLICOM. (<http://clicom-mex.cicese.mx>. Fecha de consulta 25 de septiembre de 2021.
- Contreras, J., Leticia, C., & Gómez, A. (2003). Determinación de Metales y Sedimentos del río Haina. Santo Domingo. *Ciencia y Sociedad*, 29(1): 38-71. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.131>
- Corona-Lisboa, J.L., (2013). Contaminación antropogénica en el lago de Maracaibo, Venezuela. *Biocenosis*, 27: 1-2. <https://revistas.uned.ac.cr/index.php/biocenosis/article/view/614>
- Cruz-Ramírez, A.K., Salcedo, M.A., Sánchez A.J., Macías, E.B., Palacios J. M. (2019a). Relationship among

- physicochemical conditions, chlorophyll-a concentration, and water level in a tropical river–floodplain system. *International Journal of Environmental Science and Technology*.16 (7): 3869-3876. <https://doi.org/10.1007/s13762-018-2127-7>
- González , H. H. V., Lizárraga, J.A.A., Hernández, J. G., Salgado, R.A.M., Savín, T.Z., Rodríguez, L.C. M., (2017). Calidad de sedimentos asociada a actividades antrópicas en lagunas costeras semiáridas subtropicales de la costa central este del Golfo de California. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 33: 7-22.
- Guo, B., Liu, Y., Zhang, F., Hou, J., Zhang, H., & Li, C. (2018). Heavy metals in the surface sediments of lakes on the Tibetan Plateau, China. *Environmental science and pollution research international*, 25(4): 3695–3707. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0680-0>
- Jeppesen, E., Sondergaard, M., Jensen, J.P., Havens, K.E., Anneville, O., Carvalho L., & Winder, M. (2005). Lake responses to reduced nutrient load: an analysis of long-term contemporaneous data from 35 case studies. *Freshwater Biology*, 50(10): 1747-1771.
- Lane, L.J., Hernandez, M., Nichols, M. (1997). Processes controlling sediment yield from watersheds as functions of spatial scale. *Environmental Modelling & Software*, Volume 12 Pages 355-369,. [https://doi.org/10.1016/S1364-8152\(97\)00027-3](https://doi.org/10.1016/S1364-8152(97)00027-3)
- Lee, C. C., Chen, C. S., Wang, Z. X., Tien, C. J. (2021). Polycyclic aromatic hydrocarbons in 30 river ecosystems, Taiwan: Sources, and ecological and human health risks. *Sci Total Environ*. 795:148867. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148867>
- Minaglia, M.C., Gianello, D., Roldán, C., Chaves, E., Aguer, I., Juárez, R. A. (2018). Estructura del ensamblaje de macroinvertebrados bentónicos de una laguna urbana de la Pampa Mesopotámica. *Intropica* 112-121. <http://dx.doi.org/10.21676/23897864.2557>
- Moreno, F. H., García, E.M., León, V.Q., Arévalo, F.H. (2012). Contaminación por metales pesados en la cuenca del río Moche, 1980–2010, La Libertad–Perú. *Scientia agropecuaria*, 3(3): 235-247.
- Obolewski, K., Glińska-Lewczuk, K., Bąkowska, M. (2018). From isolation to connectivity: the effect of floodplain lake restoration on sediments as habitats for macroinvertebrate communities. *Aquatic Sciences*, 80 1: 4. <https://doi.org/10.1007/s00027-017-0556-x>
- Pérez-Rojas, A., Torres-Orozco, R., Morales-Gutiérrez, E., & Pérez-Méndez, E. (2000). Textura, composición y contenido de materia orgánica de los sedimentos recientes de un lago tropical de México. *Hidrobiológica*, 10(1): 41-50.
- Ramos, R., Bastidas, C. & García E. (2012). Toxicity tests of marine sediments from western Venezuela. *Marine Sciences*, 38(1A): 119-127. <http://7717/peerj.2171/supp-4>

- Sánchez, A.J., Salcedo, M.Á., Macossay-Cortez, A.A., Feria-Díaz, Y., Vázquez, L., Ovando, N. (2012). Calidad ambiental de la laguna urbana. La Pólvara en la Cuenca del río Grijalva. *Tecnología y ciencias del agua*, 33: 143-152.
- Tang, C., Li, Y., He, C., & Acharya, K. (2020). Dynamic behavior of sediment resuspension and nutrients release in the shallow and wind-exposed Meiliang Bay of Lake Taihu. *The Science of the total environment*, 708: 135131. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135131>
- Hansen, A. M., van Afferden, M., & Torres-Bejarano, F. (2007). Saneamiento del vaso Cencali, Villahermosa, Tabasco. I. Contaminación y reúso de sedimentos. *Ingeniería hidráulica en México*, XXII (4): 87-102. <http://hdl.handle.net/20.500.12013/847>
- Barakat, A. O., Mostafa, A., Wade, T.L., Sweet, S.T., & El Sayed, N.B. (2011). Spatial distribution and temporal trends of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments from Lake Maryut, Alexandria, Egypt. *Water, Air and Soil Pollution*, 218, 63-80. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2009.05.008>
- Sánchez-Palencia, Y., Ortiz, J.E., de Torres, T., Carro, C. (2015). Origen y distribución de los hidrocarburos policíclicos aromáticos en sedimentos actuales de la Laguna de El Hito (España central). *Geogaceta*, 57:127-130.
- Hernández, J.A.C., Laveaga, D.D.V., & Cano, J.M.M. (2016). Subpatterns of food consumption and hyperglycemia in young Mexicans: a study using factor analysis. *Food and Nutrition Research*, 60(1): 30185. <https://doi.org/10.3402/fnr.v60.30185>
- Salcedo, M.A., Cruz-Ramírez, A.K., Sánchez, A.J., Álvarez-Pliego, N., Florido, R., Ruiz-Carrera, V., Morales-Cuetos, S.S. (2022). Water Quality Indicators in Three Surface Hydraulic Connection Conditions in Tropical Floodplain Lakes. *Water*, 14(23), 3931. <https://doi.org/10.3390/w14233931>
- GurbuzL I. B ., & Ozkan, G. (2019). Knowledge, attitude and behavior patterns of consumers towards liquid waste (cooking oil) in Istanbul, Turkey. *Environmental Science Research*, 26(16): 16529-16536. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05078-1>
- Cortés-Hernández, V. E., & Aparicio, J. (2014). Caracterización de aerosoles por quema de biomasa en el sureste de México. *Tecnología y ciencias del agua*, 5(1): 145-156.
- Carabalí, G., Ríos, B., Florean-Cruz, L., Estévez, H., Valdés-Barrón, M., Bonifaz, R., & Riveros-Rosas, D. (2019). Aerosol Optical Characteristics During the Biomass Burning Season in Southeastern Mexico. *Contaminación del agua, el aire y el suelo*, 230 (10): 1-18. <https://doi.org/10.1016/J.ATMOENV.2018.04.024>.

- Carrasquero-Durán, A., & Suárez A. G. (2012). Determinación de naftaleno, fenantreno, antraceno y pireno en polvo de la calle de la ciudad de Maracay, Venezuela. *CIENCIA*, 20: 33-42. <https://doi.org/10.1007/s11270-019-4284-9>
- Zhao, Z., Zhuang, YX, & Gu, J.D. (2012). Abundance, composition and vertical distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments of the Mai Po Inland Deep Bay of Hong Kong. *Ecotoxicology*, 21(6): 1734-1742. <https://doi.org/10.1007/s10646-012-0951-y>
- INEGI (01 de marzo de 2023). Parque vehicular. <https://sinegi.page.link/MhLP>. Recuperado: (20 de febrero del 2023)
- Oyo-Ita, O. E., & Oyo-Ita I.O. (2013). PAH depositional history and sources in recent sediment cores from Lake Ukwa Ibom, southeastern Nigeria. *Environmental Geochemistry and Health*, 35: 185-199. <https://doi.org/10.1007/s10653-012-9475-x>
- Mille, G., Asia, L., Guiliano, M., Malleret, L., & Doumeng, P. (2007). Hydrocarbons in coastal sediments of the Mediterranean Sea (Gulf of Fos area, France). *Marine Pollution Bulletin*, 54(5): 566-575. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.12.009>
- Ashayeri, N. Y., Keshavarzi, B., Moore, F., Kersten, M., Yazdi, M., & Lahijanzadeh, A. R. (2018). Occurrence of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments and surface waters of the Shadegan wetland, Iran: a focus on source distribution, human and ecological risk assessment, and water and sediment exchange.
- Qiao, M., Wang, C., Huang, S., Wang, D., & Wang Z. (2006). Composition, sources, and potential toxicological significance of PAHs in surface sediments from Meiliang Bay, Taihu Lake, China. *International Environment*, 32(1): 28-33. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2005.04.005>
- Ribeiro, J., Silva, T.F., Mendonça Filho, J.G., & Flores, D. (2014). Fly ash from coal combustion: an environmental source of organic compounds. *Applied Geochemistry*, 44: 103-110. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2013.06.014>
- Vilanova, R.M., Fernández, P., Martínez, C., & Grimalt, J.O. (2001). Polycyclic aromatic hydrocarbons in remote waters of mountain lakes. *Water Research*, 35(16): 3916-3926. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00113-0](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00113-0)

- Mosich, T.D., and Arthington AH. (2001). Polycyclic aromatic hydrocarbon residues in dune lake sediments as a result of motorized navigation. *Lakes and Reservoirs: Research and Management*, 6(1): 21-32.
- Xie, J., Zhao, C., Han, Q., Zhou, H., Li, Q., & Diao, X. (2017). Effects of pyrene exposure on the immune response and oxidative stress in the pearl oyster, *Pinctada martensii*. *Fish & Shellfish Immunology*, 63: 237-244. <https://doi.org/10.1016/j.fsi.2017.02.032>
- Perelo, L.W. (2010). In situ and bioremediation of organic contaminants in aquatic sediments. *Hazardous Materials Magazine*, 177 (1-3): 81-89. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.12.090>
- Li, Y.C., Qiu, J.Q., Shu, M., Ho, S.S.H., Cao, J.J., Wang, G.H., Zhao, X.Q. (2018). Characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons in PM 2.5 emitted by different culinary activities in China. *Environmental Science Research and Pollution*, 25: 4750-4760. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0603-0>
- Fan, C. W., Shiue, J., Wu, C. Y., & Wu, C.Y. (2011). Perylene dominance in sediments from a subtropical high mountain lake. *Organic Geochemistry*, 42(1): 116-119. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2010.10.008>
- Silliman, J. E., Meyers, P.A., Eadie, B., J. & Klump J. V. (2001). A hypothesis for the origin of perylene based on its low abundance in sediments of Green Bay, Wisconsin. *Chemical Geology*, 177(3-4): 309-322. [https://doi.org/10.1016/S0009-2541\(00\)00415-0](https://doi.org/10.1016/S0009-2541(00)00415-0)
- Bakhtiari, A. R., Zakaria, M. P., Yaziz, M. I., Lajis, M. N. H., Bi, X., & Abd Rahim, M. C. (2009). Vertical distribution and source identification of polycyclic aromatic hydrocarbons in anoxic sediment cores of Chini Lake, Malaysia: Perylene as indicator of land plant-derived hydrocarbons. *Applied Geochemistry*, 24(9): 1777-1787. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2009.05.008>
- Silliman, J.E., Meyers, P.A., Ostrom, P.H., Ostrom, N.E., & Eadie, B.J. (2000). Insights into the origin of perylene from isotope analyzes of sediments from Saanich Inlet, British Columbia. *Organic Geochemistry*, 31(11): 1133-1142. [https://doi.org/10.1016/S0146-6380\(00\)00120-0](https://doi.org/10.1016/S0146-6380(00)00120-0)
- Fan, C. W., Shiue, J., Wu, C. Y., & Wu, C.Y. (2011). Perylene dominance in sediments from a subtropical high mountain lake. *Organic Geochemistry*, 42(1): 116-119. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2010.10.008>
- Cunha, Â., Almeida A., Ré, A., Martins, A., & Alcântara, F. (2006). Toxicidad del perileno en el medio estuarino de la Ría de Aveiro (Portugal). *Ecotoxicología*, 15, 171-185. <https://doi.org/10.1007/s10646-005-0046-0>
- Li, A., Jang, J.K., & Scheff P. A. (2003). Application of EPA CMB8. 2 model for the distribution at the source of sediment PAHs in Lake Calumet, Chicago. *Environmental Science and Technology*, 37(13): 2958-2965. <https://doi.org/10.1021/es026309v>
- Kumar, R., Gupta, B., Gupta, H. & Rani, M. (2014). Distribution of persistent organic pollutants in urban aquatic systems. *International Journal of Scientific Research in Environmental Sciences*, 2(7): 233. <http://dx.doi.org/10.12983/ijres-2014-p0233-0243>

- Millward, R. N., Fleeger, J. W., Reible, D. D., Keteles, K. A., Cunningham, B. P., Zhang, L. (2001). Pyrene bioaccumulation, effects of pyrene exposure on particle-size selection, and fecal pyrene content in the oligochaete *Limnodrilus hoffmeisteri* (Tubificidae, Oligochaeta). *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 20(6): 1359-1366. <https://doi.org/10.1002/etc.5620200627>
- Petersen, D. G., Reichenberg, F. & Dahllöf, I. (2008). Pyrene phototoxicity affects Arctic benthic algae and bacteria. *Environmental Science and Technology*, 42(4): 1371-1376. <https://doi.org/10.1021/es071854n>

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.  
México.