

Guatemala, 26 de febrero, 2021

Señor Director
Dr. Félix Alan Douglas Aguilar Carrera
Director General de Investigación
Universidad de San Carlos de Guatemala



Señor Director:

Adjunto a la presente el informe final **“Determinación de la presencia y concentración de ésteres ftálicos tóxicos en el mosaico de humedales de Punta de Manabique”** con partida presupuestal 4.8.26.0.10, coordinado por el PhD Pedro Julio García y avalado por el Instituto de Investigaciones Hidrobiológicas (IIH) del Centro de Estudios del Mar y Acuicultura (CEMA) de la Universidad de San Carlos de Guatemala.

Este informe final fue elaborado con base en la guía de presentación de la Dirección General de Investigación, el cual fue revisado su contenido en función del protocolo aprobado, por lo que esta unidad de investigación da la aprobación y aval correspondiente.

Así mismo, el coordinador(a) del proyecto, se compromete a dar seguimiento y cumplir con el proceso de revisión y edición establecido por DIGI del **informe final y del manuscrito científico**.

El manuscrito científico debe enviarse, por el coordinador(a) del proyecto, para publicación al menos en una revista de acceso abierto (*Open Access*) indexada y arbitrada por expertos en el tema investigado.

Sin otro particular, suscribo atentamente.

“Id y enseñad a todos”



PhD. Pedro Julio García
Coordinador del proyecto de investigación



PhD. Pedro Julio García
Director del Instituto de Investigaciones Hidrobiológicas (IIH)
Centro de Estudios del Mar y Acuicultura (CEMA)



Universidad de San Carlos de Guatemala
Dirección General de Investigación
Programa Universitario de Investigación en Ciencias Básicas

Informe final

**Determinación de la presencia y concentración de ésteres ftálicos tóxicos en el mosaico de
humedales de Punta de Manabique**

Equipo de investigación

PhD. Pedro Julio García Chacón (Coordinador)

MSc. Alan Humberto Gatica Herrera (Investigador)

Lic. Rodrigo Silva Gavarrete (Investigador)

Guatemala, febrero de 2021.

Centro de Estudios del Mar y Acuicultura CEMA

Instituto de Investigaciones Hidrobiológicas IIH

Contraportada

Dr. Félix Alan Douglas Aguilar Carrera
Director General de Investigación

Ing. Agr. MARN Julio Rufino Salazar
Coordinador General de Programas

Ing. Agr. MARN Julio Rufino Salazar
Coordinador del Programa de Investigación

PhD. Pedro Julio García
Coordinador del proyecto

MSc. Alan Humberto Gatica Herrera
Investigador

Lic. Rodrigo Silva Gavarrete
Investigador

Otros colaboradores

Ing. Hendrick Acevedo
CONAP

Lic. Sergio Hernández
CONAP

Noé Ortega
Guarda recursos CONAP-Punta de Manabique

Felipe Ortega
Pescador Experto

Universidad de San Carlos de Guatemala, Dirección General de Investigación, 2020. El contenido de este informe de investigación es responsabilidad exclusiva de sus autores.

Esta investigación fue cofinanciada por la Dirección General de Investigación de la Universidad de San Carlos de Guatemala a través de la Partida Presupuestaria 4.8.26.0.10 durante el año 2020 en el Programa Universitario de Investigación de Ciencias Básicas.

Índice

Índice de contenido general

Resumen	12
Abstract	13
Introducción	14
Planteamiento del problema	16
Preguntas de investigación	17
Delimitación espacial	18
Marco teórico	20
Esteres ftálicos y sus características toxicológicas	20
Efectos agudos y crónicos de la exposición a ésteres ftálicos tóxicos:.....	22
Experiencia en la mitigación del problema de contaminación con ésteres ftálicos tóxicos.....	24
Metodología para la identificación de la presencia de ésteres ftálicos	24
Toma y transporte de muestras.....	24
Calidad Ambiental.....	25
Estado del arte	28
Objetivos	29

Hipótesis.....	30
Materiales y Métodos	30
Enfoque y tipo de investigación	30
Método	31
Técnicas e instrumentos	35
Agua, Sedimentos y Biota.....	40
Vinculación, difusión y divulgación	44
Productos o Hallazgos.....	45
Fuente de origen de los ésteres ftálicos detectados	45
Valores detectados en agua/sitio	46
Valores detectados en sedimentos/sitio.....	49
Valores detectados en tejidos de peces/sitio	52
Clasificación de las concentraciones detectadas de ésteres ftálicos en diferentes matrices ecológicas.....	55
Ésteres ftálicos presentes en Agua dulce.....	56
Ésteres ftálicos en Sedimentos Orgánicos.....	57
Ésteres ftálicos en sedimentos Arenosos.....	58
Ésteres ftálicos presentes en Tejidos fisiológicos de peces.....	59
Correlación entre la presencia de ésteres ftálicos, con indicadores ecológicos durante la época lluviosa	62
Presencia de indicadores de contaminación	72

Integridad Ecológica	78
Análisis y discusión de resultados.....	83
Conclusiones	86
Impacto esperado.....	87
Referencias	88

Índice de tablas

<u>Tabla 1</u>	17
<u>Delimitación temporal de la etapa de recolección de datos de campo</u>	17
<u>Tabla 2</u>	20
<u>Descripción del origen de ftalatos y algunas características físico-químicas</u>	20
<u>Tabla 3</u>	25
<u>Criterios para definir la calidad de ecosistemas acuáticos</u>	25
<u>Tabla 4</u>	27
<u>Clasificación del estado trófico del agua según la concentración de nutrientes</u>	27
<u>Tabla 5</u>	28
<u>Clasificación del estado trófico por criterios físicos, químicos y biológicos</u>	28
<u>Tabla 6</u>	31
<u>Parámetros de calidad de agua, evaluados en los 9 sitios de muestreo</u>	31
<u>Tabla 7</u>	36
<u>Procedimientos analíticos realizados en muestras de agua, sedimentos y tejidos de pescado</u>	36
<u>Tabla 8</u>	40
<u>Técnicas e instrumentos de recolección de muestras</u>	40
<u>Tabla 9</u>	41
<u>Operacionalización de las variables o unidades de análisis</u>	41
<u>Tabla 10</u>	42
<u>Procesamiento y análisis de la información</u>	42
<u>Tabla 11</u>	43

<u>Coherencia de la propuesta de investigación</u>	43
<u>Tabla 12</u>	46
<u>Ubicación de sitios contaminados por ésteres ftálicos en la superficie del agua</u>	46
<u>Tabla 13</u>	49
<u>Ubicación de sitios contaminados por ésteres ftálicos en sedimentos</u>	49
<u>Tabla 14</u>	53
<u>Concentración de ftalatos en tejidos fisiológicos de peces, extraídos de los sitios de muestreo</u>	53
<u>Tabla 15</u>	54
<u>Descripción de la incidencia de los esteres de ftalato en muestras de tejidos de peces</u>	54
<u>Tabla 16</u>	56
<u>Variación de los valores de concentración de ftalatos en agua dulce</u>	56
<u>Tabla 17</u>	57
<u>Variación de los valores de concentración de ftalatos en agua salobre y salina</u>	57
<u>Tabla 18</u>	58
<u>Distribución de los valores de la concentración de ftalatos en sedimentos orgánicos</u>	58
<u>Tabla 19</u>	59
<u>Distribución de los valores de la concentración de ftalatos en sedimentos arenosos</u>	59
<u>Tabla 20</u>	60
<u>Distribución de los valores de la concentración de ftalatos en estómagos de peces</u>	60
<u>Tabla 21</u>	61
<u>Distribución de los valores de la concentración de ftalatos en gónadas de peces</u>	61
<u>Tabla 22</u>	61
<u>Distribución de los valores de la concentración de ftalatos en vísceras de peces</u>	61
<u>Tabla 23</u>	63
<u>Valores de parámetros de calidad del agua registrados en la superficie del agua</u>	63
<u>Tabla 24</u>	65
<u>Descripción de parámetros de calidad del agua en todos los sitios de muestreo</u>	65
<u>Tabla 25</u>	66
<u>Valores de parámetros de calidad del agua en la zona demersal</u>	66
<u>Tabla 26</u>	72
<u>Distribución de los valores de la concentración de nutrientes en la superficie del agua</u>	72
<u>Tabla 27</u>	74
<u>Valores de la concentración de nutrientes en la zona demersal de la columna del agua</u>	74
<u>Tabla 28</u>	79

[Registro de sondeo acústico de peces dentro de lagunas costeras y esteros del RVSPM](#) 79

Índice de figuras

Figura 1. Ubicación de los sitios de muestreo 19

Figura 2. El DEHP está regulado para el agua de consumo humano, según la agencia de protección ambiental de Estados Unidos EPA (U.S. Environmental Protection Agency, 2012), la máxima concentración permitida al máximo nivel de contaminación es de 0.006 mg/l (6.0 µg/l). El valor límite de riesgo ambiental para DEHP (0.19 µg/l), basado en criterios de valoración que incluyen el crecimiento, reproducción y supervivencia (van Wezel y otros, 2000). 48

Figura 3. Distribución y abundancia de esteros ftálicos tóxicos en sedimentos del mosaico de humedales de la zona marina del Refugio de Vida Silvestre Punta de Manabique. Nota: desde la Barra del río Motagua hasta la Barra de la laguna San Francisco del mar, existe una distancia aproximada de 25 kilómetros lineales. 52

Figura 4. En los tejidos fisiológicos de los peces se observó alternancia en cuanto a la frecuencia mayoritaria de ftalatos. 55

Figura 5. El aumento del valor de transparencia del agua parece influir en el valor del oxígeno disuelto y este a su vez promueve valores más alcalinos de pH 68

Figura 6. La temperatura del agua parece estar estratificada en algunos puntos, donde la fluctuación puede ser hasta de 3 grados entre la superficie y la zona demersal. 69

Figura 7. La variación de pH en la columna de agua se presentó con mayor relevancia en el estero Guinea. 70

Figura 8. Vista aérea de una zona que podría estar siendo intervenida, causando efectos detectables en el estudio..... 71

Figura 9. Distribución de la concentración de fósforo total en la columna de agua..... 76

Figura 10. Desde la boca-barra de la desembocadura del río Motagua, hasta la bocabarra de la laguna San Francisco del Mar, existen aproximadamente 25 kilómetros lineales. Los resultados fueron más elevados en áreas más alejadas de la desembocadura del río Motagua y la zona de humedales interconectados. El efecto buffer de la zona de humedales parece dejar de tener efecto a partir del estero Laguna San Francisco del Mar. En A) se observa un patrón de aumento de la concentración de fósforo en el agua mientras se aleja del punto inicial. En B) el patrón parece repetirse en el agua de la zona intersticial 77

Figura 11. Ecograma registrado por ecosonda GARMIN®, transductor de 2 celdas, a una frecuencia CHIRP 200 KHz..... 80

Figura 12. Distribución y abundancia de peces según el sitio de muestreo, clasificados por su tamaño 81

Figura 13. Cíclidos capturados en el interior de un estero, peces de alto valor comercial y alimenticio por pescadores artesanales y de subsistencia 82

<i>Figura 14.</i> Actividades de pesca dentro del sistema de humedales, A. Pesca de investigación en la entrada del estero Guinea. B. Pesca artesanal para obtener carnada para pesca de Tiburón en alta mar	83
<i>Figura 16:</i> Boca barra del río Motagua con altos niveles de contaminación por desechos sólidos.	93
<i>Figura 17:</i> Registro de parámetros de campo y muestras de agua en la zona marina de la barra del río Motagua.	93
<i>Figura 18.</i> Registro de parámetros de calidad del agua en la superficie, a dos kilómetros de la orilla de la playa frente a la desembocadura del río Motagua. Las condiciones de tiempo el día de muestreo no presentaron precipitaciones y la mínima corriente marina permitió apreciar el color del agua que indica alta productividad primaria (transparencia 1.3 metros)	94
<i>Figura 19:</i> Colecta de muestras de gónadas de peces procedentes de lanchas de pesca artesanal marina (redes de agalle) que ingresan por la bocabarra del río Motagua	94
<i>Figura 20:</i> Peces marinos extraídos por medio de palangre, Sábalo y Mirasol, cuyos estómagos y gónadas fueron extraídos y analizados en el estudio	95
<i>Figura 21.</i> Final de laguna Tinta, cuerpo de agua derivado de la corriente principal del río Motagua, se interna dentro de zonas agrícolas y ha perdido extensión inundada a través del tiempo. El acompañamiento y apoyo institucional de CONAP, unidad técnica de Puerto Barrios fue imprescindible para alcanzar los resultados del proyecto	95
<i>Figura 22.</i> Pesca familiar en la zona litoral de las costas caribeñas, entre Guatemala y Honduras, en la zona intermedia entre la desembocadura del río Motagua y el estero Motagua Viejo. La reducida franja de playa se ve contaminada por desechos sólidos y la vegetación forestal se ve reducida. La familia contribuyó con peces del litoral para el análisis de sus vísceras	96
<i>Figura 23.</i> La pesca de subsistencia familiar aportó muestras de peces juveniles, tales como jureles, bagres, palometas. Se extrajeron las vísceras y fueron clasificadas para su análisis posterior	96
<i>Figura 24.</i> Zona interna del estero Motagua Viejo. La lancha de investigación estuvo integrada por un Guardarecursos guía, un pescador, un representante del área técnica de CONAP Puerto Barrios y una persona (estudiante) de apoyo para el registro de datos. Todos los participantes apoyaron integralmente en el trabajo de campo, interactuando con equipos de muestreo, artes de pesca y en sana convivencia para que las jornadas de trabajo se hicieran mucho más amenas y agradables, retroalimentando con la interpretación ecológica local ...	97
<i>Figura 25.</i> Pesca de investigación, utilizando líneas con anzuelo y carnada (cangrejo), a cargo de Felipe Ortega, pescador y buzo local, Campeón Nacional de Pesca de Pez León.....	97
<i>Figura 26.</i> Registro de información de calidad ecológica en la bocabarra del estero Motagua Viejo, se observa en el fondo la pérdida de cobertura forestal en la entrada del humedal	98
<i>Figura 27.</i> Colecta de muestras de sedimentos marinos por medio de una draga tipo Eckman, efectuada por el Guarda Recursos y Guía Experto en el Área Protegida, Noe Ortega	98

Figura 28. Muestra integrada de peces colectados mediante técnicas y artes locales. Se les extrajo las vísceras y formaron parte de una proporción del total de muestras de tejidos fisiológicos de peces, que fueron analizadas en el estudio..... 99

Figura 29. Playa frente a la laguna San Francisco del Mar, aproximadamente a 25 kilómetros de distancia de la desembocadura del río Motagua, contaminada con abundantes desechos sólidos que en 99% se constituyen en plásticos, de los cuales la mayor parte está integrada por botellas PET. En esta zona se detectaron las concentraciones más elevadas de ésteres ftálicos tóxicos, en los sedimentos de la laguna, la arena de la playa y el agua, dentro del mar a 500 metros de la playa..... 99

Figura 30. El interior de la laguna San Francisco del Mar cuenta con árboles de manglar que forman un parche alrededor de la laguna, lo cual la separa de la zona deforestada que la rodea. Es un humedal de gran importancia, que fue calificado muy bajo en el orden de calidad ecológica, en parte por su baja profundidad, poca oxigenación, poca transparencia y alto contenido de fósforo 100

Figura 31. En una pequeña zona que separa la zona litoral marina y playa, de la laguna San Francisco del Mar, se desarrolla un Tortugario (único en toda el área protegida) que maneja el Guarda recursos Evelio Reyes, de la comunidad San Francisco del Mar. El manejo es eminentemente artesanal, llevado a cabo con la amplia experiencia de Evelio Reyes, quien ha conservado esta práctica de conservación durante mucho tiempo y constituye una luz de esperanza en esta área tan contaminada, pero tan importante para el desarrollo de la vida silvestre marino costera, que es de importancia regional y global 100

Figura 32 y 33. Un total de 19 tortugas marinas, de la especie *Carey Eretmochelys imbricata* (en peligro de extinción) sobrevivieron al período de incubación en las instalaciones del tortugario de San Francisco del mar. Paradójicamente las tortugas eclosionaron una noche antes del día de muestreo. Lo hemos interpretado como una señal e indicador, de la importancia del área protegida para la región y el planeta y el grado de resistencia que ha presentado hasta el momento. Los resultados de la investigación demuestran que se deben tomar acciones mucho más incidentes de las que se han adoptado en los últimos años, los servicios del ecosistema se siguen percibiendo aunque a menor escala, la contaminación se percibe cada vez a escala más elevada, y ese desequilibrio puede representar una sentencia 101

Figura 34. El impacto de los residuos plásticos se observó incluso en zonas del humedal muy internas, en áreas de manglar que son refugio silvestre para la reproducción de múltiples especies acuáticas. Está demostrado que los ésteres ftálicos que provienen de la exposición de plásticos al agua y suelo, afectan la reproducción de fauna en términos generales 101

Figura 35. La desembocadura del río Motagua, playas completamente saturadas de desechos plásticos, posterior al paso de la tormenta Iota, en noviembre de 2020. Es una muestra del riesgo que se corre al ubicar el sitio de manejo y procesamiento de desechos, en un área protegida, una zona silvestre de importancia regional. El alto consumo de productos que están contenidos en un recipiente plástico, sumado a la ausencia de manejo y

procesamiento de desechos sólidos en las partes altas de las cuencas, origina una zona de acumulación, en la desembocadura del río Motagua 102

Figura 36. Equipo humano de apoyo local, Elda Ortega (Estudiante), Evelio Reyes e hijo (Guarda recursos CONAP), Noe Ortega (Guarda recursos CONAP), Salvador Troches (Guarda recursos CONAP), Noe Ortega y Alan Gatica (Investigador DIGI-USAC) 102

Determinación de la presencia y concentración de ésteres ftálicos tóxicos en el mosaico de humedales de Punta de Manabique -B4CU-2020-

Resumen

En el mosaico de humedales de Punta de Manabique, se detectaron 5 ftalatos asociados a toxicidad aguda y crónica en organismos acuáticos. El origen lo constituye el transporte de desechos plásticos por la corriente del río Motagua hacia playas y humedales. El de mayor incidencia fue el Ftalato de bis (2-etilhexilo) DEHP, presente en todas las muestras de agua ($M = 2.36 \mu\text{g/l}$, $DT = 1.54 \mu\text{g/l}$), sedimentos ($M = 0.63 \text{ mg/kg}$, $DT = 1.12 \text{ mg/kg}$) y tejidos fisiológicos de peces ($M = 0.094 \text{ mg/kg}$, $DT = 0.211 \text{ mg/kg}$). Las concentraciones detectadas en el agua estuvieron por encima de valores guía para la protección de los ecosistemas acuáticos, propuestos por EPA en 1973 ($0.3 \mu\text{g/l}$), los propuestos por las normas canadienses para la protección de la vida acuática ($0.6 \mu\text{g/l}$ para DEHP y $0.2 \mu\text{g/l}$ para otros ftalatos) y del límite de riesgo ambiental (LRE = $1.19 \mu\text{g/l}$ de DEHP), establecido por van Wezel, van Vlaardingen, Posthumus, Crommentuijn, & Sijm, en el año 2000. La concentración de DEHP en el agua de la laguna San Francisco del Mar estuvo por encima de los valores aceptables para el consumo humano por EPA ($6.0 \mu\text{g/l}$). La presencia de ftalatos en vísceras de peces es indicador grave para la salud de poblaciones ícticas migratorias y locales, ya que se consideran genotóxicos, esterogénicos y antiandrógenos. La presencia de ésteres ftálicos desde el año 2013, en los mismos sitios analizados en el año 2020, da una idea de la trazabilidad y trascendencia de la contaminación.

Palabras clave

Ftalatos, agua, sedimentos, peces, Punta de Manabique.

Abstract

In Punta de Manabique wetlands was detected 5 phthalates esters associated to acute and chronic toxicity for aquatic life. The origin is related to the Motagua river's flow and the plastics waste that is conducted to beach and wetlands. Di-2-ethylexyl phthalate DEHP was the most incident in water samples (M = 2.36 µg/l, TD = 1.54 µg/l), sediments (M = 0.63 mg/g, TD = 1.12 mg/g) and fish tissues (M = 0.094 mg/g, TD = 0.211 mg/g). The concentration in water samples were above of guide criteria for the aquatic life protection proposed by EPA in 1973 (0.3 µg/l), Canadian guidelines for aquatic life protection and environmental risk limit (0.6 µg/l for DEHP and 0.2 µg/l for other phthalates) proposed by Wezel, van Vlaardingen, Posthumus, Crommentuijn, and Sijm, at 2000. The San Francisco del mar lagoon the concentration of DEHP in water was above of human consumption limit for EPA (6.0 µg/l). The presence in fishes viscera is a grave fish populations health indicator because these have genotoxic, estrogenic and antiadrogen effects. The presence of Diallyl Phthalate DAP (Max= 0.2 mg/g, M = 0.067 mg/g), Di-IsoButyl Phthalate DIBP (Max= 0.16 mg/g, M = 0.041 mg/g), Butil-Bencyl Phthalate BBP (Max= 0.11 mg/g, M = 0.06 mg/g), Diethyl Phthalate DEP (Max= 0.02 mg/g, M = 0.013 mg/g), and DEHP (Max= 0.88 mg/g, M = 0.094 mg/g), confirm the 2013's suspect about DEP presence in water and sediments sampled in same sites that 2020. Witch it supposes a contamination traceability and transcendence indicator.

Keyword: Phthalate esters, water, sediments, fishes, Punta de Manabique

Introducción

Los ésteres ftálicos o ftalatos, son sustancias químicas utilizadas industrialmente en la fabricación de productos plásticos, detergentes, cosméticos, plaguicidas, entre otros. Como lo menciona Staples y colaboradores (1997) los ftalatos se diferencian según su peso molecular en dos grupos: de alto peso molecular y de bajo peso molecular. Ftalatos de alto peso molecular causaron daños agudos en peces cebra *Danio rerio*, expuestos 24 h a concentraciones de 1.5 mg/l de DEHP y mostraron incremento significativo en la actividad estrogénica en embriones (Xueping, y otros, 2014).

Los ftalatos se agregan como estabilizadores en productos de higiene personal, cosméticos, detergentes, limpiadores, según lo mencionaron Sevilla Bernabeu y colaboradores en 2016, estos compuestos son añadidos a las fragancias de estos productos para prolongar su olor y mejorar su absorción. Esto último también aplica en el caso de ser añadidos a plaguicidas de uso agrícola, actualmente existe una lista de al menos 10 ftalatos que se utilizan como ingredientes inertes en plaguicidas (United States Environmental Protection Agency [EPA], 2007).

El ftalato de di-etilo DEP, ha sido reportado en sitios contaminados por industrias y poblaciones humanas y también en sitios en donde se han descargado desechos plásticos, según lo ha publicado (Agency for Toxic Substances and Disease Registry [ATSDR], 1996), puede encontrarse en pequeñas cantidades dentro de peces y moluscos que viven en aguas con pequeñas cargas de este contaminante. Esto, según Mayer Jr. y Sanders (1973), Stalling y colaboradores (1973) y Staples y colaboradores (1997), podría afectar la reproducción de las especies acuáticas, como respuesta a un efecto crónico.

Criterios de contaminación aguda han sido reportados, entre ellos, la concentración letal para el pez Cebra *Danio rerio*, $CL_{50} = 0.5$ mg/l, expuesto 72 horas a una mezcla de 6 ftalatos incluido DEHP (Xueping, y otros, 2014) y la concentración letal para la carpa común *Cyprinus carpio*, $CL_{50} = 53$ mg/l, expuesto 96 horas (Poopal, Ramesh, Maruthappan, & Rajendran, 2017).

Recientemente se ha incrementado la atención a los efectos ambientales ocasionados por estos contaminantes, se han recomendado concentraciones más discretas que buscan la prevención de efectos crónicos sobre la vida acuática, en especial que se encuentran en el límite de riesgo ambiental (van Wezel, van Vlaardingen, Posthumus, Crommentuijn, & Sijm, 2000).

El refugio de vida silvestre Punta de Manabique (RVSPM) es un área protegida marino costera natural con humedales dominantes de tipo A, E, I, su criterio Ramsar de mayor relevancia es considerado el 1c, por su papel en el control de inundaciones y porque es fuente de alimento para las comunidades humanas asentadas, FUNDARY y colaboradores en el año 2006, estimaron una población pesquera mayor a 229 personas, lo cual ha aumentado significativamente. El RVSPM es administrado por el Consejo Nacional de Áreas Protegidas CONAP, es considerado un humedal transfronterizo. Actualmente, uno de los retos más altos que enfrentan las iniciativas de conservación, corresponde al cambio de uso del suelo, de forestal a agropecuario, lo cual ha sido identificado por las comunidades como la principal amenaza para el área protegida (González-Bernat & Clifton, 2019).

Este humedal es considerado de importancia para la pesca artesanal y para la conservación de especies tales como los pepinos de mar, arrecifes de coral, ecosistemas especiales como pastos marinos, aunque como lo menciona Avalos, Ortíz, Polanco, y Pacay, en 2018, sus aguas pueden ser turbias y presentar abundantes sedimentos. Esto podría contribuir a la conformación de ambientes pobres en oxígeno disuelto, en los cuales, según Staples y colaboradores (1997), los ésteres ftálicos pueden tener una vida media más alta. En la zona marino costera del caribe guatemalteco, el índice de salud de los arrecifes coralinos se califica como “malo” con un valor ISA= 2.0 (McField, et al., 2020), el cual hace énfasis en la baja biomasa de peces comerciales (204 g/100m²) y el estado crítico de los peces herbívoros (873 g/100m²).

El propósito del estudio fue diagnosticar el estado actual y los valores que podrían dar lugar a condiciones de contaminación aguda y crónica asociada a la presencia de ésteres ftálicos en el mosaico de humedales del RVSPM durante la estación lluviosa del 2020, los resultados del análisis presuntivo conducirán a estimar el estado de conservación de los ecosistemas acuáticos

protegidos, a identificar las posibles fuentes de contaminación y a la recomendación de medidas de remediación y mitigación del problema.

Planteamiento del problema

Los ríos Motagua, San Francisco y Piteros se caracterizan por aguas bajas en oxígeno disuelto, alta turbidez y contenido de materia orgánica, las aguas de estos sistemas de drenaje conllevan contaminantes derivados de las actividades agrícolas y aguas residuales domésticas, así como una carga elevada de plásticos desechados que se manifiesta en cada llena del río, sobre todo en época lluviosa. Estos ríos desembocan al mosaico de humedales del RVSPM, con altas posibilidades de contener y acumular ftalatos según Herrera y Silva (2014).

Staples y colaboradores (1997), manifiestan que el interés de estudiar los ésteres ftálicos lo constituye su alta capacidad de migrar hacia destinos ambientales, adquiriendo valores de toxicidad hacia la vida acuática que aumentan con la solubilidad y la disminución de su peso molecular, lo cual se promueve con la degradación natural.

La degradación del plástico se hace evidente cuando este pierde elasticidad. Bustamante, Lizama y Olaíz (2001), atribuyen esta degradación a la insolubilidad de los ésteres ftálicos que no son completamente compatibles a la matriz polimérica y se liberan al ambiente como efecto de la meteorización entre otros.

Al estar dispuestos en el medio acuático, los ftalatos afectan a las poblaciones acuáticas, pues según Wang y Zhou (2013), estas sustancias actúan como disruptores endocrinos y se han considerado como una posible causa de la degradación funcional de algunos ecosistemas acuáticos analizados.

Este problema coincide con lo que ha descrito Staples y colaboradores (1997), quienes afirman que la contaminación aguda y crónica que afecta microorganismos, algas, invertebrados

acuáticos y peces, puede ser causada por ésteres ftálicos de bajo peso molecular, tales como DMP, DEP, DBP, BBP, entre otros.

El área de estudio representa una zona de alta biodiversidad, de gran importancia para la alimentación de aldeas y poblados pesqueros y para el sistema arrecifal mesoamericano, la presencia de contaminantes que afectan la reproducción de organismos acuáticos, debe ser analizada a profundidad para evitar la reducción sistemática que conduce a daños irreversibles a los ecosistemas con alta sensibilidad, como el arrecife coralino.

Preguntas de investigación

¿Cuáles de los ésteres ftálicos considerados contaminantes agudos y crónicos para la fauna acuática, están presentes en 9 humedales del RVSPM? ¿Están presentes en agua salobre, agua dulce, bentos, arena, músculo de peces? ¿Cuáles son las concentraciones que se pueden esperar en la época seca y lluviosa? ¿Cómo se manifiesta la respuesta a la presencia de ésteres ftálicos en los ecosistemas acuáticos? ¿De qué manera se diferencia la integridad y salud ecológica de peces, entre los sitios analizados?

Delimitación en tiempo y espacio

Delimitación en tiempo

Se realizaron jornadas de muestreo durante los meses de septiembre y octubre de 2020. Las jornadas de muestreo siguieron el orden que muestra la tabla 1.

Tabla 1

Delimitación temporal de la etapa de recolección de datos de campo

Sitio de muestreo	Fecha de muestreo
Desembocadura Río Motagua	12/09/2020
Laguna Tinta	12/09/2020

Estero Motagua Viejo	13/09/2020
Estero Guinea	26/10/2020
Desembocadura río Piteros	27/10/2020
Desembocadura río San Francisco	27/10/2020
Barra Jaloa	27/10/2020
Laguna San Francisco	28/10/2020
Desembocadura Río Motagua / Frontera	28/10/2020

Delimitación espacial

El sistema humedal RVSPM, está ubicado en la vertiente del Mar Caribe, en el departamento de Izabal. Declarada área protegida por el Consejo Nacional de Áreas Protegidas CONAP según decreto 23-2005, es manejada bajo la categoría tipo III “Refugio de Vida Silvestre”, cuenta con 49, 289 hectáreas de zona de uso especial marina, considerada como la única área marina protegida declarada en el país. Constituye una zona de ecosistemas críticos con características únicas, baja cobertura de coral caracterizado por especies tolerantes al sedimento (World Wildlife Found, 2006, citado en Fundación Mario Dary [FUNDARY], Consejo Nacional de Áreas Protegidas [CONAP], The Nature Conservancy [TNC] , 2006).

La desembocadura del río Motagua fue evaluada en sus dos bocabarras, una que se caracteriza por mayor presencia de desechos sólidos (plásticos) y en donde se encuentra ubicado el Centro de Operaciones Interinstitucionales COI del CONAP y el destacamento militar fronterizo. La otra bocabarra está ubicada de lado fronterizo con Honduras, mostró menor contaminación por desechos sólidos y menor turbidez.

En cada estero se evaluaron tres zonas, la zona interior, la zona media y la bocabarra. En cada una de las zonas de muestreo, se registró información de la columna de agua, es decir, superficie, medio y zona demersal. En el caso del Estero Jaloa, se midieron como referentes de la zona interior del estero, la desembocadura del río Piteros y San Francisco. Los sitios de muestreo se presentan en la Figura 1.

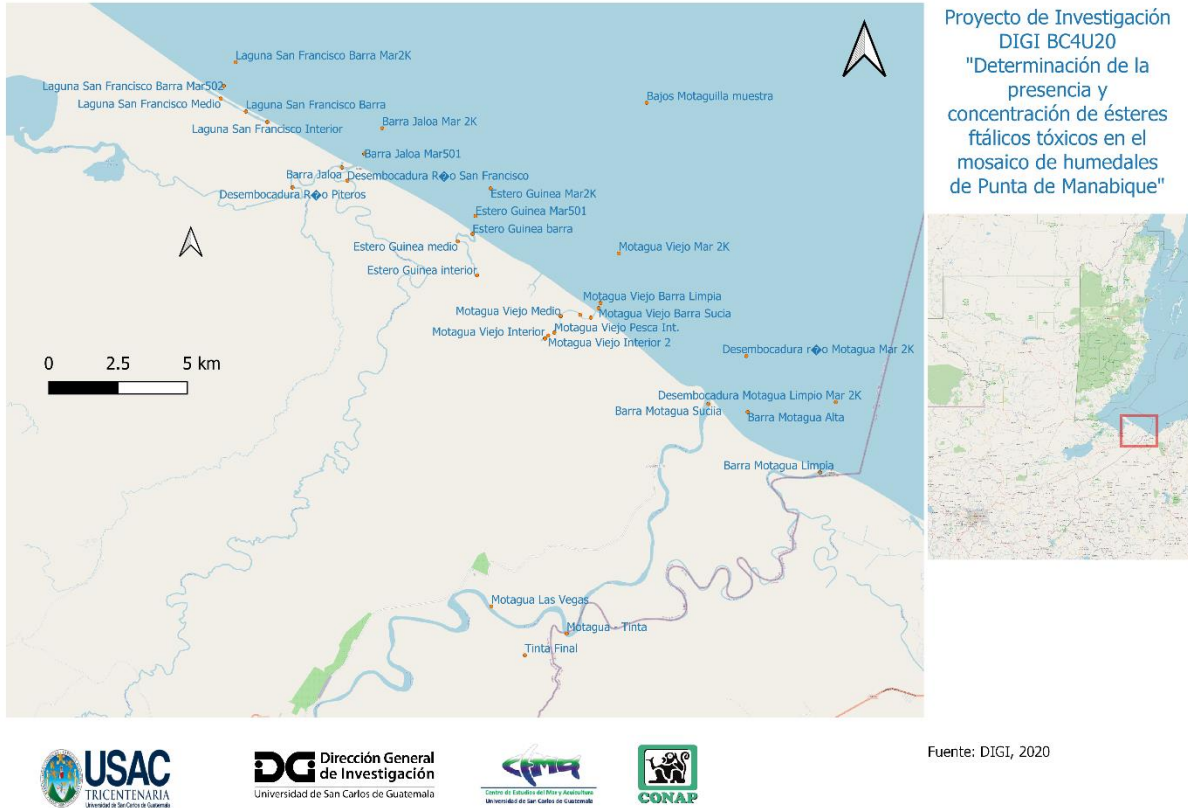


Figura 1. *Ubicación de los sitios de muestreo*

Marco teórico

Esteres ftálicos y sus características toxicológicas

Los esterres ftálicos son compuestos químicos utilizados en la industria de plástico como aditivos para aumentar la flexibilidad, para la elaboración de envases, juguetes, utensilios, retardadores de llamas, entre otros múltiples usos. Su distribución es ubicua y se fabrican en altas cantidades por varios países (Bustamante, Lizama, Olaíz, & Vázquez, 2001).

En la Tabla 2, se presentan algunas características de importancia ecotoxicológica asociadas a los ftalatos reportados en el área de estudio.

Tabla 2.

Descripción del origen de ftalatos y algunas características físico-químicas

Ftalato	Uso industrial	Peligro	Peso molecular	Solubilidad agua
Ftalato de bis (2-etilhexilo) DEHP	Plastificante para la fabricación de materiales flexibles para usos domésticos, juguetes, agricultura, salud, electricidad electrónica y edificaciones	Considerado carcinógeno	390 g/mol	2.7x10 ⁻¹ mg/l a 25 °C

Ftalato de bencil- butilo BBP	Edificación, construcción, embalaje	Puede infiltrarse y contaminar aguas subterráneas	312,4 g/mol	2.69 mg/l a 25 °C
Ftalato de di-isobutilo DIBP	Como plastificante, agente teratogénico y modulador	Genotóxico, afecta la reproducción	278,34 g/mol	6.2 mg/l a 24 °C
Ftalato de Dietilo DEP				25 °C
Ftalato de di-alilo DAP	Productos químicos de laboratorio para elaboración de otros productos plásticos	Muy tóxico para los organismos acuáticos, con efectos a largo plazo	246,26 g/mol	0.1 mg/l a 72 °F
Ftalato de di-etilo DEP	Fabricación de perfumes, plásticos, repelentes de mosquitos	Penetra aguas subterráneas y vías fluviales	222,24 g/mol	solubilidad en agua nula a 25 °C

Fuente: adaptado de (Centro Nacional de Información Biotecnológica, 2021) y de (Lee, Pedersen, & Thomsen, 2014)

Se ha demostrado que el consumo de productos alimenticios procesados es una ruta inevitable de exposición humana a ésteres ftálicos ubicuos por la ingesta, sin embargo el problema parece

acentuarse cuando los alimentos procesados incluyen ciertos aditivos, tales como los emulsionantes, dentro de los cuales como el mono-estereato de glicerina, ha presentado evidencia de acentuar los efectos tóxicos, expresados en la reducción del nivel de testosterona y lesiones histopatológicas testiculares, lo cual se ha observado en roedores machos (Hai-Tao, et al., 2016).

Otra fuente de exposición que parece acentuar el riesgo de consumo de DEHP se trata de los alimentos preparados a temperaturas elevadas y con alto contenido de grasas, los cuales son conservados en envases plásticos., en el caso de DIBP y DBP (no analizado en este estudio el riesgo os envases tradicionales se reemplazan s envases por otros, elaborados por con plásticos y papel reciclados (Lee, Pedersen, & Thomsen, 201).

Según el estudio de (Rastkari, Jeddi, Yunesian, & Ahmadkhaniha, 2017), el DEP y DEHP presentaron mayor lixiviación hacia líquidos que fueron envasados en botellas de Tereftalato de Polietileno (PET) y Polietileno de alta densidad (HDPE), respectivamente, tomando en consideración que los líquidos evaluados estaban en un rango de 2.3 a 2.8 de pH. Es importante resaltar que los líquidos de consumo masivo como aguas carbonatadas, presentan un pH similar de 2.3 a 3.4 (Suh & Rodríguez, 2017) y son envasadas en botellas PET y HDPE.

Efectos agudos y crónicos de la exposición a ésteres ftálicos tóxicos:

Se ha comprobado que los organismos acuáticos expuestos constantemente a ésteres ftálicos tóxicos, pueden acumularlos, aunque se sospecha que no es de forma significativa ya que la degradación y excreción de los peces es eficiente (Canadian Environmental Protection Act, 1994).

El DEHP y DBP resultaron ser los más contaminantes de 5 ésteres ftálicos tóxicos evaluados, los resultados que publicaron Wang, Xia y Sha en 2008, mostraron que en época de aguas crecidas en el río Yangtze en China, los ésteres ftálicos evaluados tienden a ser transferidos del sedimento al agua, contrario al período de aguas bajas. Esto da una idea de la dinámica estacional que puede presentar este tipo de contaminantes.

La ecotoxicidad de ésteres ftálicos tales como el DEP, DMP, DBP y BBP es similar en peces de agua dulce y peces marinos. Un rango de 0.21 a 3.0 mg/l de concentración en agua puede generar intoxicación aguda en organismos acuáticos alcanzando mayor toxicidad cuando su solubilidad en agua decae (Adams, Biddinger, Robillard, & Gorsuch, 1995).

Los efectos se han analizado profundamente, es así que desde hace bastante tiempo se conoce que estos pueden manifestarse en el número de huevos por desove en hembras de pez cebra, así como número de desoves y porcentaje de sobrevivencia de neonatos (Mayer y Sanders, 1973).

Recientemente se evaluó la respuesta del micro crustáceo *Daphnia magna* a la exposición con DBP, los resultados mostraron lesiones oxidativas producto del estrés generado, siendo este más sensible y tóxico para neonatos (Concentración letal LC50 2.83 – 3.48 mg/l) en comparación con organismos adultos (LC50 4.31 – 4.92 mg/l), según Shen y colaboradores (2019), los impactos perjudiciales de la exposición de DBP a bajas concentraciones, plantea un riesgo potencial significativo para la salud ambiental global.

Han sido definidos límites de concentración tales como 0.6 µg/l para DEHP y 0.2 µg/l para otros ésteres ftálicos, y aunque parezcan concentraciones muy bajas, el criterio de protección está basado, en parte, por los efectos crónicos generados para delfines, ya que son especies marinas muy sensitivas (Canadian Council of Ministers of the Environment, 2008).

Se han definido valores límites de riesgo ambiental más discretos para la concentración de ftalatos, y se basan en la respuesta al estrés crónico que implica la exposición prolongada (van Wezel, van Vlaardingen, Posthumus, Crommentuijn, & Sijm, 2000).

Experiencia en la mitigación del problema de contaminación con ésteres ftálicos tóxicos

Un estudio efectuado con cepas bacterianas capaces de degradar DBP, mostró que las cepas gram positivas *Deinococcus radiodurans* sobreviven más de 7 días en condiciones de cultivo, mientras que las cepas gram negativas *Pseudomonas stutzeri* no lo lograron. Ambas cepas, tal como lo reportaron Liao y colaboradores (2010), presentaron óptimas condiciones de degradación a temperatura de 30 grados centígrados y pH de 7.5, mediante cultivos estáticos.

En otro estudio fue analizada la relación entre la biodegradación y la adsorción por sedimentos de los ésteres ftálicos tales como DPE y Mono-Phtalate-Ester (MPE), demostrando que ambos poseen capacidad inherente de degradación por microorganismos de los sedimentos, Kickham e colaboradores (2012), demostraron también que la tasa de biodegradación de DPE por microorganismos naturales disminuye al aumentar la adsorción del ftalato DPE por los sedimentos.

Metodología para la identificación de la presencia de ésteres ftálicos

Dentro de los compartimientos ambientales que han sido analizados para detectar la presencia de estos contaminantes, se encuentran: el agua (dulce y salina), sedimentos, plancton, grasa de mamíferos acuáticos, entre otros.

La importancia de establecer procedimientos que garanticen resultados analíticos más apegados a la realidad incluye la elección de materiales, reactivos, equipos, recipientes de transporte, desde la toma de la muestra y su transporte, hasta la actividad analítica instrumental.

Toma y transporte de muestras

El uso de vidrio ámbar como material del envase de transporte para muestras de agua ha sido una técnica empleada exitosamente, se ha recomendado el lavado y secado previo de la cristalería, empleando para ello metanol, acetona, hexano y cloruro de metileno, como reactivos (Díaz Padín, Rodríguez Fourquet, Martínez Castillo, Gardinali, & Solares Quinete, 2019).

La captura de la muestra, se realiza posterior a un lavado del envase *in situ*, donde se emplea agua del sitio de muestreo para enjuagarlo, es de suma importancia evitar el contacto con superficies o materiales plásticos durante el manejo de la muestra, así como en el momento de la extracción de la muestra, en el caso de sedimentos, se emplean dragas de metal. Investigaciones recientes han utilizado equipo especializado para la extracción de grasa de piel de mamíferos marinos, el cual está elaborado con material metálico como el aluminio (Kumar Selvaraj, y otros, 2014).

Calidad Ambiental

Como lo menciona Aguilar (2005), uno de los extremos de la calidad ambiental lo constituyen ecosistemas enfermos o con poca integridad biótica y el otro extremo lo constituyen ecosistemas saludables o íntegros bióticamente.

Algunos parámetros que se evalúan en un cuerpo de agua para calificar su calidad ambiental para albergar la vida acuática se resumen en la tabla 3.

Tabla 3

Criterios para definir la calidad de ecosistemas acuáticos

Variable	Valores ideales	Valores críticos
Temperatura	En dependencia de la especie	$> t_c$ ¹ $< t_f$ ²
Salinidad	En dependencia de la especie	> 10 ppt

pH		7 - 8	> 9	
			< 5	
Conductividad eléctrica		50 – 400 μ S/cm	> 3,000 μ S/cm	
Sólidos Disueltos	Totales	25 – 80 mg/l	> 400 mg/l	
				Incremento de 10 mg/l en aguas con valores iguales o menores a 100 mg/l; incremento de 10% en los valores normales, en aguas con valores mayores a 1000 mg/l
Profundidad de disco Secci (cuando aplique)				Variación mayor al 10% a causa de una inyección de sólidos totales disueltos
Oxígeno Disuelto		> 10 mg/l	3 – 7.5 mg/l	
Saturación de Oxígeno	de	> 100 %	63 – 87% (a 25°C)	

Nota: t_c equivale a la temperatura promedio semanal máxima en el mes más cálido, y se calcula de la siguiente manera: $t_c = T + \frac{(t_{max} - T)}{3}$; donde: T = temperatura óptima fisiológica para la etapa de vida más apropiada de la especie analizada. t_{max} = temperatura máxima letal. t_f equivale a la temperatura mínima letal y se calcula según

cada especie de la siguiente manera: $t_f = U_{min} - 2$; donde U_{min} = el umbral más bajo de temperatura según la especie. **Fuente:** Adaptado de (Brémond & Perrodon, 1979) y (Canadian Council of Ministers of the Environment, 2008).

En los ecosistemas acuáticos se desarrollan comunidades acuáticas que responden a las características de la calidad ambiental, el aumento o disminución de ciertos parámetros provoca cambios que determinan la estructura trófica, siendo la disposición de nutrientes (nitrógeno y fósforo) lo que clasifica el grado de enriquecimiento del agua, cuya respuesta por lo general es el aumento exponencial de la productividad primaria (plancton), aumento de la turbidez y producción de detritus (Yuan, Tai, Li, & Zhang, 2020).

Esta condición, se conoce como eutrofización y consiste en la disposición de concentraciones determinadas de formas químicas de nitrógeno y fósforo, pudiendo clasificarse tal como lo muestra la Tabla 4.

Tabla 4

Clasificación del estado trófico del agua según la concentración de nutrientes

Nivel general de productividad	Fósforo total $\mu\text{g/l}$	Nitrógeno total $\mu\text{g/l}$
Ultra-oligotrófico	< 5	< 200
Mesotrófico	5 – 10	200 - 400
Meso-eutrófico	10 – 30	300 - 650
Eutrófico	30 - 100	500 – 1 500
Hipereutrófico	> 100	> 1 500

Fuente: Adaptado de Wetzel (1981).

Una clasificación realizada por Carlson en 1977, se muestra en la tabla 5, incluye el parámetro de transparencia, evaluada mediante el valor de la profundidad del disco Secchi.

Tabla 5

Clasificación del estado trófico por criterios físicos, químicos y biológicos

Estado trófico	D.Secchi (m)	Cl-a ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	P total ($\mu\text{g.l}^{-1}$)
Oligotrófico	> 4,0	< 2,6	< 12
Mesotrófico	2,0 – 4,0	2,6 – 6,4	12 - 24
Eutrófico	< 2,0	> 6,4	> 24

Fuente: Adaptado de Carlson, 1977.

Estado del arte

Un estudio realizado por Gutiérrez (2006), citado en FUNDARY y colaboradores (2006), identificó especies de Crustáceos y Moluscos de importancia para la pesca y alimentación local, siete familias de camarones: Penaeidae, Alpheidae, Processidae, Pasiphaeidae, Sichiniidae, Palemonidae, Hippolytidae, además Caracol (*Strombus gigas*), *S. pugilis*, *S. costatus*, *S. gallus*, *S. raninus*, y algunas especies de peces amenazados como el Tiburón Martillo (*Sphirna mokarran*), el cíclido endémico Chumbimba (*Vieja maculicauda*) y Pez Blanco (*Petenia splendida*).

Recientemente se han registrado siete especies de holotúridos (pepinos de mar), siendo los más abundantes *Isostichopus badionotus* (Selenka, 1867) y *Holothuria mexicana* (Ludwing, 1875), sin embargo los resultados del estudio no recomiendan abrir una pesquería dedicada a estos

invertebrados marinos, recomiendan el impulso de producción bajo condiciones controladas y trazables comercialmente (Ávalos, y otros, 2018).

Sin embargo el área protegida marino costera es drenada constantemente por el río Motagua, que es responsable de la deposición de desechos plásticos, los cuales se han fragmentado y se encuentran en forma de micro-plásticos, dentro de los que abunda la espuma de poliestireno (66.8%) y fragmentos de polipropileno (25.8%) (Mazariegos-Ortíz, y otros, 2020).

La fragmentación de los desechos plásticos sucede al mismo tiempo de la separación del plastificante de la matriz polimérica, en forma de ésteres y mono-ésteres de ftalatos (Adams, y otros, 1995).

Durante los meses de junio, julio y octubre del año 2013 en búsqueda de residuos de plaguicidas clorados en el RVSPM, se reportó dietil-ftalato DEP, el cual fue detectado en medio de un espectrofotometría de masas del laboratorio de la Universidad del Valle de Guatemala, sugiriendo, desde entonces la posibilidad de encontrar, este y otros ftalatos dentro del humedal, en el agua y sedimentos (Herrera & Silva G., 2014).

Objetivos

Objetivo general

Determinar la presencia de ésteres ftálicos tóxicos en los ecosistemas y la biota acuática de la zona núcleo del Refugio de Vida Silvestre Punta de Manabique, en el Caribe de Guatemala.

Objetivos específicos

- Describir las fuentes de origen de los ésteres ftálicos presentes en los sitios de muestreo
- Establecer las concentraciones de ésteres ftálicos en agua, sedimento y músculo de peces en época lluviosa
- Correlacionar la presencia de ésteres ftálicos con indicadores ecológicos y biológicos en época lluviosa

Hipótesis

La presencia de ésteres ftálicos en el agua y en los sedimentos del sistema de humedales del RVSPM, disminuye la calidad ambiental y afectan la salud de los ecosistemas acuáticos analizados en la época lluviosa.

Materiales y Métodos

Enfoque y tipo de investigación

Enfoque

La investigación sobre la presencia de ésteres ftálicos dentro de ecosistemas acuáticos tuvo un enfoque cuantitativo, ya que permitió conocer la concentración de las sustancias en agua ($\mu\text{g/l}$), en sedimentos (mg/kg) y en tejidos fisiológicos de peces (mg/kg).

Así mismo, fueron registrados valores cuantitativos que representan la calidad ambiental de cada sitio de muestreo, tales como los parámetros físico químicos, la concentración de fósforo y nitrógeno. También se registró la presencia y distribución de peces, diferenciado en cada sitio y se ha propuesto como una técnica para medir la respuesta a los indicadores de calidad ambiental y presencia de contaminantes, como los ésteres ftálicos.

Tipo de investigación

Exploratoria y descriptiva, desarrollada durante la época lluviosa del 2020. Una fracción del estudio, con base documental, sirvió para ubicar los niveles de toxicidad referidos, comparando las concentraciones encontradas con valores guías y analizando la respuesta de la biota asociada a los rangos de concentración detectados, para establecer una posible relación causa-efecto, que da lugar a la parte explicativa, que se complementa con la indicación de fuentes probables de contaminación y el alcance de la misma.

Se podría definir como investigación básica, dado a que no se encontraron registros previos de investigaciones realizadas para la detección de este tipo de contaminantes, ni en el área propuesta en el estudio, ni en otros ecosistemas acuáticos del país y la región marino costera del Caribe y Pacífico centroamericanos.

Método

Calidad Ambiental

En nueve sitios de muestreo fueron analizados indicadores de calidad ambiental, que se presentan en la Tabla 6. Para evaluar el estado de la calidad del agua superficial y de la columna de agua (superficie, medio, fondo) de manera representativa para cada laguna, se midieron (3) tres puntos en cada estero (Motagua Viejo, Guinea, Jaloa, Laguna San Francisco), el punto de entrada o interior, la zona media y la desembocadura o bocabarra.

Tabla 6

Parámetros de calidad de agua, evaluados en los 9 sitios de muestreo

Parámetro	Dimensión	Equipo	Sitio de Análisis
Temperatura	Grados Centígrados (°C)	Sonda y medidor multiparámetros	
Oxígeno Disuelto	Miligramos por litro (mg/l)		<i>In situ</i>
Saturación de Oxígeno	Porcentaje (%)		
Salinidad	Partes por mil (ppt)	Refractómetro	<i>In situ</i>
pH	---	Potenciómetro	
Transparencia	Metros (m)	Disco de Secchi	
Concentración de Orto-Fosfatos	Miligramos por litro (mg/l)	Fotómetros de campo HANNA	<i>In situ</i>
Concentración de Nitratos	Miligramos por litro (mg/l)	Fotómetros de campo HANNA	<i>In situ</i>
Concentración de Fósforo Total	Miligramos por litro (mg/l)	Espectrofotómetro tipo NOVA	<i>In situ</i>
		Espectrofotómetro tipo NOVA	

Concentración	de	Miligramo	<i>Laboratori</i>
Nitrógeno Total	s	por litro	<i>os CEMA-</i>
		(mg/l)	<i>USAC</i>
		Miligramo	
	s	por litro	<i>Laboratori</i>
		(mg/l)	<i>os CEMA-</i>
		Miligramo	<i>USAC</i>
	s	por litro	
		(mg/l)	

Los parámetros de calidad del agua fueron medidos por medio de una sonda multiparametros de calidad del agua HANNA HI98195, con capacidad para la medición de pH, temperatura, oxígeno disuelto, porcentaje de saturación de oxígeno, salinidad, conductividad eléctrica, sólidos totales disueltos. Con conector DIN de conexión impermeable. Compensación automática de temperatura, pH y conductividad eléctrica.

El último registro de calibración fue de 2019. Intervalo de pH de 0.00 a 14.00 pH, con resolución de 0.01, exactitud de +/- 0.02 pH. Intervalo de 0 a 9999 μ S/cm de conductividad eléctrica, exactitud de +/- 1 μ S/cm. Intervalo de salinidad de 0.00 a 70.00 PSU, exactitud de +/- 0.01 PSU. Intervalo de temperatura de -5.00 a 55.00 °C, exactitud +/- 0.15 °C. Intervalo de oxígeno disuelto de 0.0 a 500.0 %; 0.00 a 50.00 ppm (mg/l). Resolución de 0.1 %; 0.1 ppm (mg/l), exactitud +/- 1.0%; +/- 0.10 ppm (mg/l).

Además por una sonda multiparámetros portátil tipo Tracer *Lamotte*. Rango de 0 a 200.0 % de saturación y de 0 a 20.00 ppm (mg/l), compensación de altitud ajustable (0 a 20 en incrementos de 000 a 1000 pies). Compensación de salinidad ajustable de 0 a 50 ppt, rango de temperatura de 0 a 50 °C.

Salud Ambiental

En nueve sitios de muestreo fueron analizados indicadores de salud ambiental, tomando en cuenta el contenido de nutrientes, el contenido de contaminantes incluyendo plaguicidas, plomo y ésteres ftálicos.

Nutrientes

Los análisis del contenido de fósforo y nitrógeno total se realizaron en un equipo de espectrofotometría con filtro UV, tipo NOVA DR6000, con lámpara de Tungsteno y lámpara de deuterio (UV), espectro de ancho de banda de 2 nanómetros (nm), exactitud de longitud de onda de +/- 1 nm, rango de longitud de onda de 190 a 1100 nm, resolución de 0.1 nm. Las mediciones se realizaron a 880 nanómetros.

Los métodos de análisis fueron; para el análisis del contenido de fósforo total el método USEPA PhosVer® 3 (with Acid Persulfate Digestion Method), aceptado para el reporte de aguas residuales por Standard Methods 4500-P E. Con un rango de 0.06 a 3.50 mg/l PO_4^{3-} (0.02 a 1.10 mg/l P). La sensibilidad del método es de 0.06 mg/l de PO_4^{3-} .

Para el análisis del contenido de nitrógeno total se empleó el método 10071 (Persulfate Digestion Method) para agua natural y residual. Con rango de 0.5 a 25 mg/l de nitrógeno.

El análisis del contenido de Ortofosfatos se llevó a cabo mediante fotómetro de campo marca HANNA. Este equipo cuenta con una lámpara de Tungsteno y un filtro de interferencia de banda estrecha a 610 nm. El modelo HI96713C para fosfato de bajo rango opera mediante una adaptación del método del ácido ascórbico. Rango de medición de 0.00 a 2.50 mg/l, resolución de 0.01 mg/l. Exactitud de +/- 0.04 mg/l a 25 °C.

El análisis del contenido de Nitratos se llevó a cabo mediante un fotómetro de campo HANNA HI96728C para nitrato. Este equipo cuenta con una lámpara de Tungsteno y un filtro de interferencia de banda estrecha a 525 nm. El método es una adaptación del método de reducción de cadmio. Rango de medición 0.0 a 30.0 mg/l. Resolución de 0.1 mg/l. Exactitud de +/- 0.5 mg/l a 25 °C

Las muestras de agua de la zona media y demersal, fueron extraídas por medio de una botella tipo Niskin horizontal de 5 l de capacidad. Posteriormente fue depositada una sub-muestra en un recipiente de 300 ml, en el cual se llevaron a cabo las mediciones con la sonda multiparamétrica. Se tomaron 32 muestras de agua superficial, 10 muestras de agua de la zona media, 19 muestras de agua demersal.

Integridad ecológica

Por medio del uso de una eco sonda ECHO Map Plus 64CV, de GARMIN, con transductor de doble haz (77/200 KHZ), sonda de doble frecuencia (50/200 KHz), fueron registrados eco gramas dentro de sistemas fluviales (río Motagua), lagunas costeras y boca-barras y la zona marina dentro de los primeros 2 km. Usando una frecuencia CHIRP con límite de 200 KHz, las zonas con profundidades menores de 3 metros no fueron bien definidas.

El registro de todos los transectos eco-monitoreados fue resguardado en una memoria tipo micro SD, con soporte previo del software Garmin HomePort de acceso libre.

La información fue analizada utilizando equipo de cómputo con el sistema Windows10, por medio del software G. HomerPort, se contabilizaron los peces, clasificándolos en tres tipos (pequeños, medianos y grandes) y se identificó la profundidad de cada registro de peces y/o bancos de peces. Luego, la información fue exportada en formato GPX para el software Quantum Gis, de acceso libre. En el cual, cada transecto fue georeferenciado y fueron asignadas características según la densidad de peces, profundidad observada y tamaño.

Contaminantes

Se determinó la presencia de ésteres ftálicos, plomo y plaguicidas, en muestras de agua, sedimentos y tejidos fisiológicos de peces, tales como estómagos y gónadas.

Lo ésteres ftálicos que fueron analizados en agua, sedimento y peces son: Diallyl phthalate (DAP), Di-isobutyl phthalate DIBP, Di(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP), Diethyl phthalate

(DEP), Butyl-Benzyl-Phtalate (BBP), Dimethyl-Phtalate (DMP), dentro de 9 cuerpos de agua ubicados en el humedal RVSPM, siendo estos: Laguna Tinta, la desembocadura del río Motagua, estero Motagua Viejo, desembocadura del Río San Francisco, estero Guinea, estero Jaloa, desembocadura del Río Piteros, estero Jaloa y laguna San Francisco.

Las muestras de biota fueron tomadas directamente de cada ecosistema a través de artes de pesca, redes especializadas y trampas, contando con licencia de recolección previamente gestionada con el Consejo Nacional de Áreas Protegidas CONAP y licencia de pesca científica gestionada ante la Dirección de Normatividad de la Pesca y Acuicultura DIPESCA-MAGA.

Las muestras de agua, sedimentos y músculo de pescado fueron transportadas por medio de hieleras con termómetro incorporado, para garantizar la cadena de frío de 2 °C mediante el resguardo de muestras cerradas con bolsas de gel refrigerante aislado, hasta el lugar de análisis, en un lapso de tiempo menor de 2 días.

Técnicas e instrumentos

Análisis instrumental

Ésteres del ácido ftálico pueden ser detectados mediante cromatografía de fase gas-líquido, pero se han desarrollado estudios con espectrofotometría de masas, llegando a identificarlos específicamente (Stalling et al., 1973).

Toma de muestra

Las muestras fueron tomadas directamente del ambiente y resguardadas en frascos de vidrio de color ámbar, conservadas a 4 grados centígrados hasta su traslado a los laboratorios de análisis.

En la Tabla 7 se presenta un resumen facilitado por los laboratorios comerciales INLASA, mostrando en términos generales los procedimientos analíticos-instrumentales llevados a cabo

Tabla 7

Procedimientos analíticos realizados en muestras de agua, sedimentos y tejidos de pescado

	FTALATOS	PLAGUICIDAS	PLOMO
Estándar (contenido de la mezcla),	Dimetil ftalato, dietil ftalato, dialil ftalato, diisobutil ftalato, butil bencil ftalato y bis (2-ethylhexil) ftalato.	Ver listado anexo.	Solución estándar de plomo 1000 mg/L
Solvente de la mezcla,	Hexano	Isooctano o acetonitrilo	Ácido nítrico 0.5M
Fabricante	ChemService	Sigma Aldrich, Merck ChemService, Waters.	
Preparación de los estándares: Solvente	Hexano	Isooctano, acetona o acetonitrilo	Preparados a partir de disolución madre de 1ppm con agua tipo 1
(concentración y pureza)	4 µg/mL 98.70 – 99.50 %	Desde 0.1 hasta 1.60 µg/mL.	5ppb, 10ppb, 15ppb y 20ppb
Tiempo de vida y modo de conserva de los estándares preparados	Expiran el 31/08/2021. Se conservan en congelador a -20°C.	Expiran entre uno o dos años después de fabricados. Se conservan en congelador a -20°C.	Estándares preparados en el momento del análisis, resguardados a temperatura ambiente

Pre- tratamiento de la muestra	Aguas: La muestra se agitó hasta que estuvo homogénea. Sedimentos: La muestra se secó al ambiente y se pasó por tamiz de 0.14 mm. Peces: La muestra se homogenizó en un procesador.	La muestra se secó al ambiente y se pasó por tamiz de 0.14 mm.	Se secó el sedimento a temperatura ambiente por 2 días, se trituró en mortero y se tamizó en mesh No. 60
Filtración: Tipo de filtro	Las muestras no requirieron de filtración.	Las muestras no requirieron de filtración.	Whatman No.2
Extracción: Solvente	Aguas: Diclorometano. Sedimentos: Agua HPLC, Diclorometano. Peces: Extracción con mezcla de Metanol:Diclorometano 3 veces.	Primera extracción: Acetona, hexano. Segunda extracción: Agua. Tercera extracción: hexano.	Agua tipo 1
Equipo/solvente Volumen final	Aguas: 2 mL en diclorometano. Sedimentos: 2 mL en diclorometano. Peces: 1 mL en acetona.	4 mL en hexano.	25mL
Limpieza en el proceso previo al análisis instrumental:	No se requiere limpieza para ninguna de las muestras.	No se requiere limpieza.	Limpieza de tubo de grafito a 2000 °C

Equipo	Cromatógrafo de gases acoplado a detector de masas (CG-MS).	Cromatógrafo de gases (CG) con detector μ ECD, CG con detector FPD y UPLC MS/MS.	Horno de grafito GTA 120
Reactivos	<p>Aguas: Diclorometano grado GC marca Merck. Sedimentos: Agua grado HPLC marca JT Baker. Diclorometano grado GC marca Merck. Florisil marca Sigma Aldrich. Peces: Diclorometano grado GC marca Merck. Florisil marca Sigma Aldrich. Metanol grado LC-MSMS marca Merck. Hexano Ultraresi marca JT Baker. Acetona grado GC marca Merck.</p>	Hexano Ultraresi marca JT Baker. Agua destilada. Acetona grado GC marca Merck. Florisil marca Sigma Aldrich.	Ácido nítrico concentrado marca JT Baker, agua tipo 1.

Volumen previo a la inyección	Para todas las muestras: 1 µL.	1 µL	25mL
Control de calidad:		Estándar de 10ppb	
Repeticiones	No se hicieron repeticiones.	No se hicieron repeticiones	2 rep.
Curvas de calibración	Una curva de calibración para todas las muestras de la mezcla de ftalatos: 0.02, 0.04, 0.22, 1.08 y 2.16 ug/mL.		Se corrió una sola curva de 5ppb, 10ppb, 15ppb y 20ppb
Porcentaje de recuperación	Aguas: 61.08 – 117.39 %. Sedimentos: 78.50 – 182.45 %. Peces: 86.42 – 158.56%.	60 – 140%	85%
Equipo de análisis	ChemStation y Excel.	ChemStation, Excel y MassLynx.	Horno de grafito GTA 120
Método estandarizado del análisis	Aguas: Schioppa, I. 2012. Determination of Phthalates from bottled water by GC-MS. Sedimento y peces: Young, M. et.al. 2019.	Clifton E. Meloan. Pesticides Laboratory Training Manual. Maryland, USA. AOAC internacional 1996, 466 pp.	N.A

Distribution of
phthalate esters in
air, water,
sediments, and fish
in the Asan Lake of
Korea. Environment
International, 126,
635 – 643.

Límites de detección	Aguas: 0.01 ppb. Sedimento: 0.01 ppm. Peces: 0.01 ppm.	Ver listado anexo.	0.25mg/kg
-------------------------	--	--------------------	-----------

Agua, Sedimentos y Biota

El trabajo de recolección de muestras se detalla en la tabla 8.

Tabla 8

Técnicas e instrumentos de recolección de muestras

Variable	Enfoque	Técnica	Instrumento
Presencia de ésteres ftálicos en agua, y sedimentos	Cuantitativo y Cualitativo	Toma de muestras de campo, seleccionadas	Draga tipo Ekman, Botella tipo Niskin, Frascos de vidrio color ámbar, Enfriadores
Calidad del agua en los sitios de muestreo	Cuantitativo y Cualitativo	Análisis de la calidad del agua mediante parámetros evaluados en cinco puntos, medidos en la superficie, mitad y fondo de la columna de agua	Equipo multiparametros Refractómetro Potenciómetro Disco de Secchi

Integridad ecológica	Cuantitativo	Muestreo integrado de 12 horas para análisis cualitativo y	Redes de fitoplancton y zooplancton
	Cualitativo	estimar el rendimiento de pesca representativo del cuerpo de agua	Artes de pesca artesanal
		Monitoreo Acústico de peces para evaluar abundancia y distribución de stock	Ecosonda del tipo GARMIN, EchoMap DV, y transductor tipo CV22HW-TM, de 200 a 454 KHdz

El procedimiento de operacionalización de las variables se presenta en la tabla 9.

Tabla 9

Operacionalización de las variables o unidades de análisis

Objetivos específicos	VARIABLES O UNIDADES DE ANÁLISIS QUE SERÁN CONSIDERADAS	FORMA EN QUE SE MEDIRÁN, CLASIFICARÁN O CUALIFICARÁN
Establecer las concentraciones de ésteres ftálicos en agua, sedimento y músculo de peces en época seca y lluviosa	Concentración de 6 ésteres ftálicos en muestras de agua sedimentos y biota	Cromatógrafo de gases acoplado a detector de masas (CG-MS) Concentraciones reportadas fueron comparadas con rangos establecidos en otros países, para la protección de la vida acuática (agua y sedimento), fueron comparados con referencias de rangos tóxicos para seres peces (tejidos de peces)

<p>Correlacionar la presencia de ésteres ftálicos con indicadores ecológicos y biológicos en época seca y lluviosa</p> <p>Describir las fuentes de origen de los ftalatos presentes en los sitios de muestreo</p>	<p>Calidad del agua <i>in situ</i>, distribución y abundancia de bancos de peces</p> <p>Agua, sedimentos, tejidos fisiológicos de peces</p>	<p>Proporción trófica en cada cuerpo de agua</p> <p>Mapeo de zonas de posible influencia, fuente y difusión de los contaminantes</p>
---	---	--

El procedimiento de procesamiento y análisis de la información, en términos generales se presenta en la tabla 10.

Tabla 10

Procesamiento y análisis de la información

Variables	Procesamiento	Análisis
Concentración de 6 ésteres ftálicos en muestras de agua sedimentos y biota	Tabulación de las concentraciones registradas en base de datos (Microsoft Excel 2010),	Delimitación de valores máximos y mínimos, promedio por región, desviación estándar total
	Importación de datos a plataforma QantumGis Desktop (acceso libre)	Geoposicionamiento de las concentraciones reportadas
Calidad del agua <i>in situ</i> , distribución y	Tabulación de las concentraciones registradas en base de datos	Índices del estado de eutrofización de cada cuerpo de agua. Análisis estadístico Chi –

abundancia de bancos de peces	(Microsoft Excel 2010), Software estadístico	cuadrada, prueba de independencia entre variables de calidad del agua e indicadores biológicos
	Procesamiento de eco-gramas obtenidos por medio de transectos de monitoreo acústico de peces por medio de ecosonda, utilizando software GarminHomeport de acceso libre. Importación de datos a plataforma QantumGis Desktop (acceso libre)	Mapa de abundancia y distribución de peces en cada cuerpo de agua por época de estudio (lluviosa)

Pruebas estadísticas

Utilizando el programa SPSS 15 para Windows, se realizaron análisis de significancia para datos con distribución normal y pruebas no paramétricas, con un índice de confianza de 95%. Para el análisis de los datos se utilizaron: la prueba de Chi cuadrada, la prueba de Kolmogorov-Smirnov, la prueba de contraste de medias de Kruskal-Wallis, la prueba de contraste U de Mann-Whitney, y la prueba T de Student. En el acápite de resultados se hace referencia a cada una.

El planteamiento que proporciona el esquema que sustenta la coherencia de la propuesta de investigación se presenta en la Tabla 11.

Tabla 11

Coherencia de la propuesta de investigación

Objetivos específicos	Métodos, técnicas, instrumentos	Alcances, hallazgos, conocimientos teóricos resultados o productos esperados
Establecer las concentraciones de ésteres ftálicos en	Toma de muestras de agua, sedimentos y biota en 9 lagunas cuerpos de agua, en	Registro posible de un contaminante ambiental hasta el momento no tomado en consideración para su análisis en

agua, sedimento y músculo de peces en época seca y lluviosa
Correlacionar la presencia de ésteres ftálicos con indicadores ecológicos y biológicos en época seca y lluviosa

época seca y en época lluviosa, transporte de las muestras hacia laboratorios comerciales para su análisis y posterior interpretación

estudios previos. Según la diversidad de ésteres ftálicos reportados en el estudio se puede generar un escenario de las condiciones de toxicidad ligadas a estos contaminantes y las especies acuáticas que podrían estar siendo vulneradas

Describir las fuentes de origen de los ftalatos presentes en los sitios de muestreo

Muestreo sistemático en cada cuerpo de agua, utilizando técnicas especializadas para la extracción de muestras tales como redes y artes de pesca, monitoreos acústicos, entre otros

Delimitación geográfica de las posibles fuentes de los residuos de ésteres ftálicos (Ftalatos), así como las rutas probables de transporte.

La integridad ecológica podría estar influida por la presencia de ésteres ftálicos (Ftalatos) en alguna de las matrices ambientales definidas (agua, sedimento), lo cual daría luz una línea de investigación basada en las consecuencias ecológicas y su alcance geográfico, derivado de las causas y el grado de contaminación reportado

Vinculación, difusión y divulgación

El proyecto de investigación tuvo vinculación con el Consejo Nacional de Áreas Protegidas CONAP, cuya área técnica de Puerto Barrios dio acompañamiento y apoyo al proyecto, por medio de Guardarecursos locales, expertos en el área, equipo de investigación tal como una ecosonda y

equipo de calidad del agua así como alojamiento en el área de estudio en el Centro de Operaciones Interinstitucionales, así como apoyo en la movilización dentro del sistema de humedales, por medio de una lancha y motor fuera de borda.

Los hallazgos dilucidados por medio de la investigación serán difundidos a través de la revista Ciencia y Tecnología de la Universidad de San Carlos de Guatemala.

Los resultados del proyecto de investigación serán divulgados a nivel nacional con autoridades relacionadas con el tema, tales como DIGI-USAC, CONAP, Ministerio de Ambiente y Recursos Naturales MARN, Ministerio de Salud y Asistencia Social MINSa, Municipalidad de Puerto Barrios. Instituciones que se relacionan indirectamente con el tema eco sistémico: Healthy Reefs, Mar Found, Asociaciones de Pescadores artesanales del Caribe guatemalteco, otras instituciones conservacionistas interesadas en el tema de manejo de desechos y el impacto ambiental de los mismos.

Productos o Hallazgos

Con correspondencia en el orden del planteamiento de los objetivos específicos, se presentan los resultados de forma sistemática.

Fuente de origen de los ésteres ftálicos detectados

La valoración diferenciada del contenido de estos contaminantes en tres matrices ambientales (agua, sedimentos y tejidos fisiológicos de peces), está relacionada con la zona puntual de contaminación, los sitios de difusión y almacenamiento.

Clasificación de sitios de búsqueda

En cada sitio de muestreo se tomaron muestras de agua y sedimentos. Las muestras de peces no se lograron extraer de todos los sitios de muestreo, solamente se obtuvieron de manera puntual

de la barra del río Motagua, Estero Motagua Viejo, Estero Guinea y la zona marina de la desembocadura del río Motagua.

Valores detectados en agua/sitio

Todas las muestras de agua que se tomaron en la investigación presentaron tres de los seis ésteres ftálicos que fueron evaluados en las muestras (Tabla 12), a escala de microgramos por litro; el ftalato de mayor peso molecular DEHP ($M=2.36$, $DT=1.54$), seguido de DIBP ($M=1.44$, $DT=0.61$) y en menor concentración, el de menor peso molecular de los tres, el DEP ($M=0.90$, $DT=1.14$). A excepción de los valores de DEP, los demás ftalatos mostraron una distribución normal. La prueba de Chi cuadrada indica significancia entre los valores de las concentraciones de DEHP y DIBP comparando en todos los sitios [$X^2(19, N = 20) = 1$, $p < .001$]. Los valores de la concentración de DEP no mostraron significancia [$X^2(17, N = 20) = 1$, $p = 1.60$], aunque se registraron valores extremos de DEP en la barra de Jaloa, 500 metros mar adentro, de 5.51 $\mu\text{g/l}$.

Tabla 12

Ubicación de sitios contaminados por ésteres ftálicos en la superficie del agua

X	Y	ID	DEHP	DEP	DIBP	SUMA
WGS84	WGS84	SITIO DE MUESTREO	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$
-88.2724054	15.746686	Barra Motagua Sucia	3.48	0.82	1.66	6.45
	7					
-88.2591692	15.743985	Barra Motagua Alta	4.01	0.85	1.71	3.66
	1					
-88.2348	15.7238	Barra Motagua Limpia	2.43	1.58	2.49	5.96
-88.34549	15.67884	Motagua Las Vegas	3.11	1.15	2.19	6.57
-88.3342	15.6625	Tinta Final	1.75	0.44	1.47	6.5
-88.32742	15.7686	Motagua Viejo Interior	1.13	0.33	0.85	2.31
-88.32211	15.77612	Motagua Viejo Medio	2.16	0.16	0.53	2.85
-88.31197	15.7756	Motagua Viejo Barra	1.33	0.19	0.91	2.43
		Int.				

-88.30934	15.77878	Motagua Viejo Barra Sucia	3.3	0.88	1.72	5.9
-88.30874	15.78051	Motagua Viejo Barra Limpia	3.12	0.56	1.5	5.18
-88.350321	15.789815	Estero Guinea interior	2.02	0.5	1.11	3.63
-88.35676	15.80118	Estero Guinea medio	1.28	0.66	0.93	2.87
-88.35181	15.80368	Estero Guinea barra	1.96	0.82	1.7	4.48
-88.39397	15.82148	Desembocadura Río San Francisco	1.79	0.34	0.86	5.49
-88.41241	15.81924	Desembocadura Río Piteros	1.16	0.55	1.16	2.99
-88.39579	15.82593	Barra Jaloa	0.16	0.35	0.65	2.87
-88.38825	15.83054	Barra Jaloa Mar500	2.07	5.51	1.07	1.16
-88.42091	15.84118	Laguna San Francisco Interior	7.55	1.11	2.11	8.65
-88.435603	15.85324	Laguna San Francisco Barra Mar500	1.29	0.55	1.52	10.77
-88.3457	15.8189	Estero Guinea Mar2K	2.14	0.65	2.7	3.36

Las muestras de agua analizadas en el estudio (Figura 2) presentaron DEHP y DEP en concentraciones menores a las que algunos autores han asociado toxicidad aguda (Xueping, y otros, 2014).

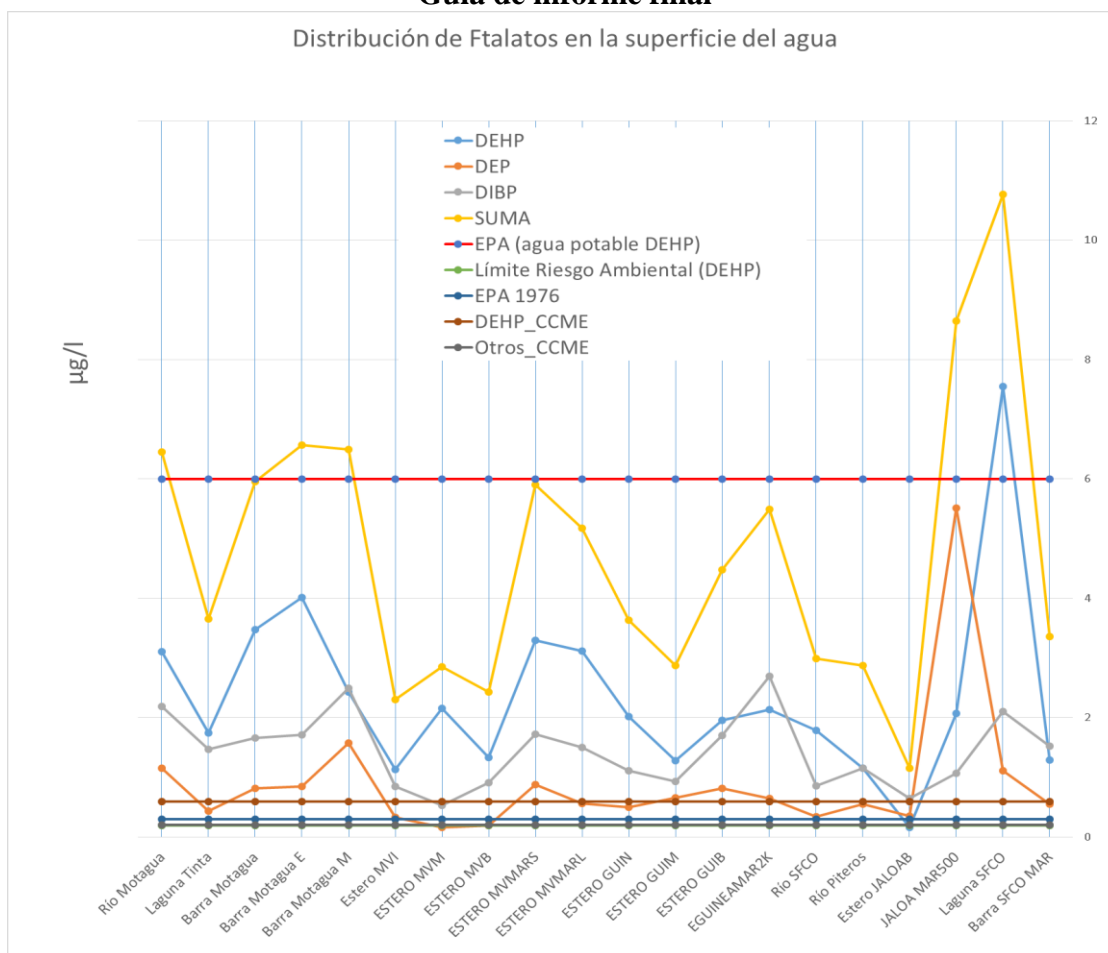


Figura 2: El DEHP está regulado para el agua de consumo humano, según la agencia de protección ambiental de Estados Unidos EPA (U.S. Environmental Protection Agency, 2012), la máxima concentración permitida al máximo nivel de contaminación es de 0.006 mg/l (6.0 µg/l). El valor límite de riesgo ambiental para DEHP (0.19 µg/l), basado en criterios de valoración que incluyen el crecimiento, reproducción y supervivencia (van Wezel y otros, 2000).

La Figura 2, muestra la distribución de los valores de concentración de tres esteres ftálicos detectados en la superficie del agua, desde la desembocadura del río Motagua hasta la barra de la laguna San Francisco del Mar, una distancia lineal de 25 kilómetros sobre la franja costera del Mar Caribe, que incluye el mosaico de humedales de Laguna Tinta, estero Motagua Viejo, estero Guinea, estero Jaloa, laguna San Francisco del Mar. Las concentraciones más elevadas alcanzaron valores de 7.55 µg/l de DEHP en laguna San Francisco del mar, 5.51 µg/l de DEP medio kilómetro mar adentro frente a la bocabarra de Jaloa. Y la máxima concentración de DIBP 2.70 µg/l, se alcanzó frente a la barra de Estero Guinea, a dos kilómetros dentro del mar. El valor

máximo de la suma de la concentración de los tres ftalatos, 10.77 $\mu\text{g/l}$, se registró en la Laguna San Francisco del Mar.

Valores detectados en sedimentos/sitio

Cuatro de los seis esteres ftálicos fueron encontrados en muestras de sedimentos. Solo tres sitios de muestreo presentaron los cuatro al mismo tiempo, Estero Guinea interior, Laguna San Francisco interior y 500 metros mar adentro de la barra de la laguna San Francisco.

La escala de detección de los ftalatos fue de miligramos por kilogramo (partes por millón), mil veces mayor que los valores de concentración en las muestras de agua.

El ftalato con mayor incidencia, detectado en 19 de 23 muestras, fue DEHP ($M = 0.63 \text{ mg/kg}$, $DT = 1.12$), mostrando también el máximo valor de concentración de 4.3 mg/kg, en el interior de la laguna San Francisco (Tabla 13).

El DEP ($M = 0.048 \text{ mg/kg}$, $DT = 0.034$) fue el segundo ftalato de mayor incidencia, detectado en diez muestras.

El DIBP ($M = 0.05 \text{ mg/kg}$, $DT = 0.089$), tercer ftalato de mayor incidencia, detectado en ocho muestras y finalmente el BBP ($M = 0.19 \text{ mg/kg}$, $DT = 0.14$), cuarto ftalato en orden de incidencia, pero segundo en orden de concentración detectada.

Tabla 13

Ubicación de sitios contaminados por ésteres ftálicos en sedimentos

X	Y	ID	DEHP	DEP	DIBP	BBP
WGS84	WGS84	Sitios de Muestreo	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
-88.27240543	15.74668672	Barra Motagua Sucia	0.03	ND	ND	ND

-88.25916919	15.7439851	Barra Motagua Alta	0.01	0.03	ND	ND
-88.2348	15.7238	Barra Motagua Limpia	2.74	ND	ND	ND
-88.34549	15.67884	Motagua Las Vegas	0.39	ND	ND	ND
-88.3342	15.6625	Tinta Final	0.04	ND	ND	ND
-88.32742	15.7686	Motagua Viejo Interior	0.47	ND	ND	ND
-88.32211	15.77612	Motagua Viejo Medio	ND	ND	ND	ND
-88.31197	15.7756	Motagua Viejo Barra Int.	0.01	ND	ND	ND
-88.30934	15.77878	Motagua Viejo Barra Sucia	1.35	ND	ND	ND
-88.30874	15.78051	Motagua Viejo Barra Limpia	0	ND	ND	ND
-88.293168	15.847574	Bajos Motaguilla muestra	ND	ND	ND	ND
-88.350321	15.789815	Estero Guinea interior	0.8	0.01	0.01	0.09
-88.35676	15.80118	Estero Guinea medio	0.08	ND	0.02	ND
-88.35181	15.80368	Estero Guinea barra	0.17	ND	ND	ND
-88.39397	15.82148	Desembocadura Río San Francisco	0.12	ND	ND	ND
-88.41241	15.81924	Desembocadura Río Piteros	ND	0.01	ND	ND
-88.39579	15.82593	Barra Jaloa	ND	0.03	ND	ND

-88.38825	15.83054	Barra Jaloa Mar500	0.23	0.05	0.02	ND
-88.42091	15.84118	Laguna San Francisco Interior	4.3	0.12	0.27	0.12
-88.42816	15.84469	Laguna San Francisco Barra	0.09	0.07	0.02	ND
-88.435603	15.85324	Laguna San Francisco Barra Mar500	1.01	0.08	0.04	0.36
-88.25962	15.76277	Desembocadura río Motagua Mar 2K	0.05	0.03	0.01	ND
-88.22948	15.74732	Desembocadura Motagua Limpio Mar 2K	0.02	0.05	0.01	ND

Los sitios cuyas muestras de sedimentos presentaron concentraciones de DEHP por encima del límite de riesgo ecológico, establecido por van Wezel, van Vlaardingen, Posthumus, Crommentuijn, y Sijm, en el año 2000, fueron: la zona marina de la bocabarra del río Motagua (2.74 mg/kg); zona marina de la bocabarra del estero Motagua Viejo (1.35 mg/kg); zona interior de la laguna San Francisco del mar (4.3 mg/kg) y la zona marina de la bocabarra de la laguna San Francisco del mar (1.01 mg/kg). Ninguna muestra presentó valores de concentración de DBP encima del límite de riesgo ecológico.

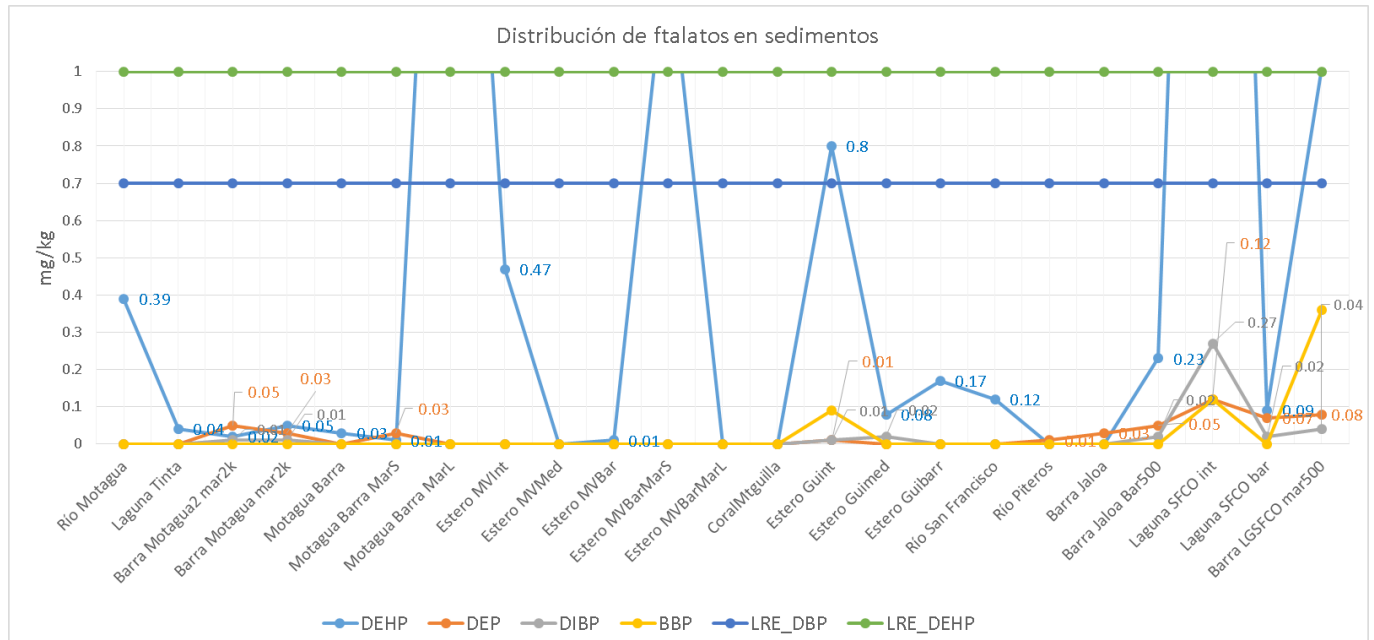


Figura 3. Distribución y abundancia de esteres ftálicos tóxicos en sedimentos del mosaico de humedales de la zona marina del Refugio de Vida Silvestre Punta de Manabique. Nota: desde la Barra del río Motagua hasta la Barra de la laguna San Francisco del mar, existe una distancia aproximada de 25 kilómetros lineales.

Valores detectados en tejidos de peces/sitio

Las muestras de tejidos fisiológicos de peces presentaron mayor cantidad de ftalatos, solo el DMP no fue detectado en ninguna de las matrices analizadas. La única muestra que presentó 5 de los 6 ftalatos analizados fue la muestra de vísceras de Róbalo (Tabla 14), extraído en la zona marina frente a la desembocadura del río Motagua. Fueron reportados a una escala de partes por millón, en miligramos por kilogramo. El ftalato con más incidencia fue el DEHP, presente en 16 de 18 muestras. Además es el que fue detectado a mayor concentración ($M = 0.094$, $DT = 0.211$) y también presentó el máximo valor de concentración de 0.88 mg/kg. Seguido del DIBP, tercero en orden de concentración ($M = 0.041$, $DT = 0.052$) y segundo en orden de incidencia, al estar presente en 13 de 18 muestras (Tabla 15).

Tabla 14

Concentración de ftalatos en tejidos fisiológicos de peces, extraídos de los sitios de muestreo

	DEHP	DEP	DAP	DIBP	BBP
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Barra Motagua estómagos y branquias de peces	0.04	0.02	N.D.	N.D.	N.D.
Barra Motagua gónadas de peces	0.01	0.01	N.D.	N.D.	N.D.
Motagua Mar Estómagos y Branquias	0.04	N.D.	0.05	0.02	0.04
Motagua Mar Gónadas	0.11	N.D.	N.D.	N.D.	0.11
Motagua Viejo Int. Gónadas peces	0.11	N.D.	N.D.	0.02	N.D.
Motagua Viejo Med. Gónadas	0.02	N.D.	N.D.	0.03	N.D.
Motagua Viejo Mar. Gónadas	0.03	N.D.	N.D.	0.01	N.D.
Motagua Barra mar peces pequeños estómagos	0.04	0.01	N.D.	0.03	0.03
Motagua Barra mar peces pequeños gónadas	N.D.	N.D.	N.D.	0.01	N.D.
Motagua Barra mara peces grandes gónadas	N.D.	0.01	N.D.	0.02	0.03
Motagua Barra mar peces grandes estómagos	0.01	N.D.	N.D.	0.02	N.D.
Motagua Viejo barra int. Víceras	0.88	N.D.	0.05	0.01	0.08
Motagua Viejo medio víceras	0.03	0.01	N.D.		0.11
Cubera+Palometa+Curvina+Ma cabí/Motagua Limpio	0.06	0.01	0.03	0.04	N.D.
Pargo/Motagua	0.04	0.01	0.2	0.15	0.02
Bagre/Motagua	0.03	0.01	0.01	0.01	N.D.
Jurel/Motagua	0.01	N.D.	0.06	N.D.	N.D.

Sábalo/Estero Guinea	0.05	N.D.	N.D.	0.16	N.D.
----------------------	------	------	------	------	------

Tabla 15

Descripción de la incidencia de los esteres de ftalato en muestras de tejidos de peces

	N	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típ.
DEHP	16	0.01	0.88	0.0944	0.21166
DEP	8	0.01	0.02	0.0113	0.00354
DAP	6	0.01	0.20	0.0667	0.06772
DIBP	13	0.01	0.16	0.0408	0.05155
BBP	7	0.02	0.11	0.0600	0.03916

N = número de muestras contaminadas

La prueba de Kolmogorov-Smirnov mostró significancia ($Z = 1.367$, $p = .048$) en la concentración de DEHP, al compararla entre el sedimento y los tejidos fisiológicos de peces. El rango más elevado lo obtuvieron los sedimentos, con concentraciones desde 0.16 a 7.55 mg/kg, mientras que el rango en las muestras de tejidos de peces fue de 0.01 a 0.88 mg/kg.

El hecho de haber detectado ésteres ftálicos tóxicos en tejidos fisiológicos de todas las muestras de peces marinos y costeros (Figura 4), es un indicador de alta difusión y ubicuidad de los contaminantes, así como una referencia del alcance de sus efectos.

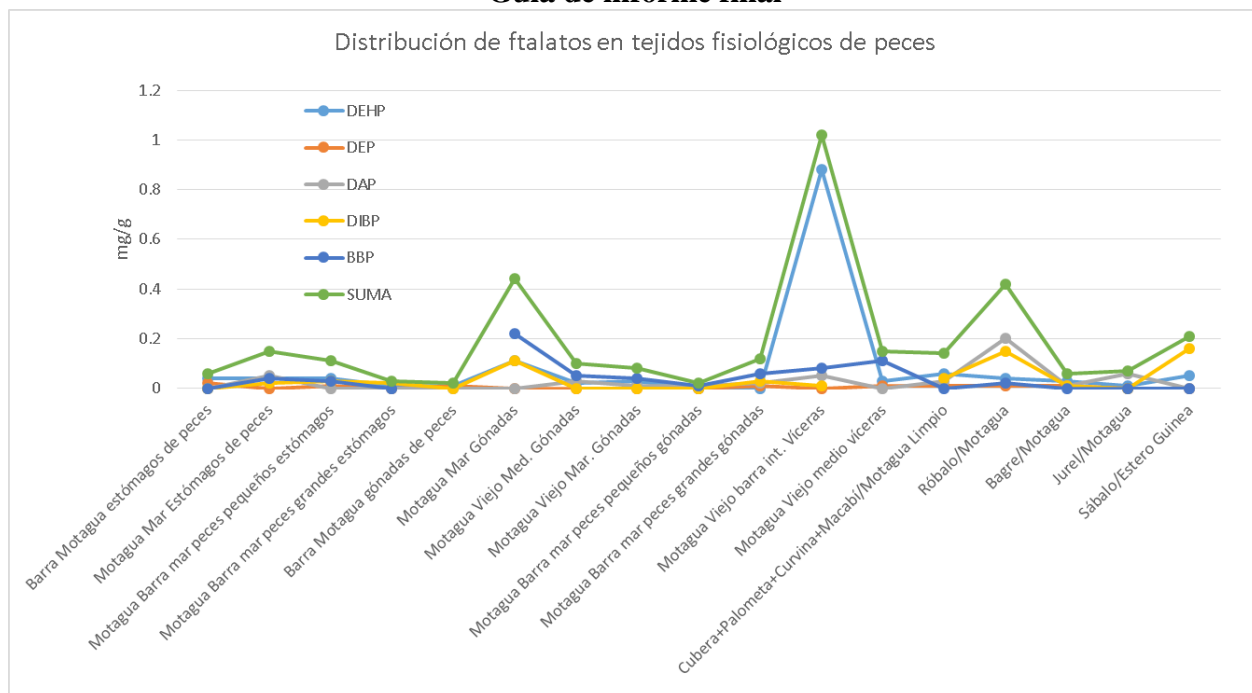


Figura 4. En los tejidos fisiológicos de los peces se observó alternancia en cuanto a la frecuencia mayoritaria de ftalatos.

Clasificación de las concentraciones detectadas de ésteres ftálicos en diferentes matrices ecológicas

Para tener una mejor clasificación y poder comparar de forma intrínseca entre todos los sitios de muestreo, fueron clasificadas cada una de las matrices en donde fueron detectados los ésteres ftálicos tóxicos.

Clasificación de estratos

Agua: se tuvo intervención en áreas dulceacuícolas, representantes de las zonas internas de los esteros, y desembocaduras de los ríos. El área salobre, comprendida desde la zona media hasta la bocabarra de los esteros y lagunas costeras. Finalmente un área salina correspondiente a la zona inter-mareal dentro de los primeros 2,000 metros dentro de aguas marinas.

Ésteres ftálicos presentes en Agua dulce

La salinidad de los sitios más dulces donde se tomaron muestras estuvo en un rango de 0.04 a 6.2 partes por mil. El rango de concentración de ftalatos detectados, en microgramos por litro (partes por billón) fue de 0.16 a 3.48 para DEHP, 0.33 a 1.15 para DEP, de 0.65 a 2.19 para DIBP.

Tabla 16

Variación de los valores de concentración de ftalatos en agua dulce

ID	DEHP (agua)	DEP (agua)	DIBP (agua)	Salinidad (ppt)
SITIO DE MUESTREO	µg/l	µg/l	µg/l	g/l
Motagua Las Vegas	3.11	1.15	2.19	0.11
Tinta Final	1.75	0.44	1.47	0.04
Motagua Viejo Interior	1.13	0.33	0.85	0.76
Estero Guinea interior	2.02	0.5	1.11	0.17
Desembocadura Río San Francisco	1.79	0.34	0.86	0.116
Desembocadura Río Piteros	1.16	0.55	1.16	0.19
Estero Guinea barra	1.96	0.82	1.7	0.29
Barra Motagua Sucia	3.48	0.82	1.66	0.3
Barra Jaloa	0.16	0.35	0.65	1.7
Laguna San Francisco Interior	7.55	1.11	2.11	6.2

Barra Sucia: hace referencia a aguas con alto contenido de sólidos en suspensión

La salinidad de los sitios menos dulces donde se tomaron muestras estuvo en un rango de 17 a 31 partes por mil (g/l) (Tabla 17). El rango de concentración de ftalatos detectados, en microgramos por litro (partes por billón) fue de 1.28 a 4.01 para DEHP, 0.16 a 5.51 para DEP, de 0.53 a 2.7 para DIBP.

Tabla 17

Variación de los valores de concentración de ftalatos en agua salobre y salina

ID	DEHP (agua)	DEP (agua)	DIBP (agua)	Salinidad
SITIO DE MUESTREO	µg/l	µg/l	µg/l	g/l
Barra Motagua Alta	4.01	0.85	1.71	20
Barra Motagua Limpia	2.43	1.58	2.49	17
Motagua Viejo Medio	2.16	0.16	0.53	18
Motagua Viejo Barra Int.	1.33	0.19	0.91	21
Motagua Viejo Barra Sucia	3.3	0.88	1.72	24
Motagua Viejo Barra Limpia	3.12	0.56	1.5	29.6
Estero Guinea medio	1.28	0.66	0.93	17
Barra Jaloa Mar500	2.07	5.51	1.07	31
Laguna San Francisco Barra Mar500	1.29	0.55	1.52	31
Estero Guinea Mar2K	2.14	0.65	2.7	31

Se puede afirmar, con 95% de confianza, que las concentraciones de los tres ftalatos no difieren estadísticamente entre las aguas dulce, salobre y salina, según la prueba de contraste de medias de Kruskal-Wallis, para DEHP [$X^2(2, N = 20) = 1.968, p = .374$], para DEP [$X^2(2, N = 20) = 2.1, p = .35$] y para DIBP [$X^2(2, N = 20) = 2.214, p = .331$].

Sedimentos

Ésteres ftálicos en Sedimentos Orgánicos

Fueron tomados en cuenta sedimentos de zonas interiores de los esteros, los cuales presentaron altos contenidos de materia orgánica de coloración negro oscuro, en forma de partículas muy finas, cuyo contenido de carbono orgánico y azufre, fueron evidentemente altas.

Las concentraciones reportadas en la escala de miligramos por kilogramo (partes por millón), fueron desde 0.01 hasta 4.3 para DEHP, y de 0.01 a 0.27 para el resto (Tabla 14).

Tabla 18

Distribución de los valores de la concentración de ftalatos en sedimentos orgánicos

ID	DEHP	DEP	DIBP	BBP	SUMA
SITIOS DE MUESTREO	mg/kg	mg/k	mg/k	mg/k	mg/kg
		g	g	g	
Motagua Las Vegas	0.39	ND	ND	ND	0.39
Tinta Final	0.04	ND	ND	ND	0.04
Motagua Viejo Interior	0.47	ND	ND	ND	0.47
Motagua Viejo Medio	ND	ND	ND	ND	0
Motagua Viejo Barra Int.	0.01	ND	ND	ND	0.01
Motagua Viejo Barra Sucia	1.35	ND	ND	ND	1.35
Estero Guinea interior	0.8	0.01	0.01	0.09	0.91
Estero Guinea medio	0.08	ND	0.02	ND	0.1
Desembocadura Río San Francisco	0.12	ND	ND	ND	0.12
Desembocadura Río Piteros	ND	0.01	ND	ND	0.01
Barra Jaloa	ND	0.03	ND	ND	0.03
Laguna San Francisco Interior	4.3	0.12	0.27	0.12	4.81
Laguna San Francisco Barra	0.09	0.07	0.02	ND	0.18

La concentración de ftalatos no presentó significancia al comparar entre los sedimentos orgánicos y sedimentos arenosos, con un 95% de confianza, según la prueba de contraste U de Mann-Whitney ($Z = -0.189$, $p = .877$).

Ésteres ftálicos en sedimentos Arenosos

Fueron tomados en cuenta sedimentos de zonas cercanas a la bocabarra de los esteros, en la playa y en la zona demersal marina dentro de los primeros dos kilómetros en dirección hacia mar adentro, los cuales presentaron bajos contenidos de materia orgánica, sedimentos de coloración

gris, en forma de partículas más gruesas, cuyo contenido de carbono orgánico y azufre, fueron evidentemente menores.

Las concentraciones reportadas en la escala de miligramos por kilogramo (partes por millón), fueron desde 0.01 hasta 2.74 para DEHP, y de 0.01 a 0.36 para el resto (Tabla 19).

Tabla 19

Distribución de los valores de la concentración de ftalatos en sedimentos arenosos

ID	DEHP	DEP	DIBP	BBP
SITIOS DE MUESTREO	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/k g
Barra Motagua Sucia	0.03	ND	ND	ND
Barra Motagua Alta	0.01	0.03	ND	ND
Barra Motagua Limpia	2.74	ND	ND	ND
Motagua Viejo Barra Limpia	ND	ND	ND	ND
Bajos Motaguilla muestra	N.D.	N.D.	ND	ND
Estero Guinea barra	0.17	ND	ND	ND
Barra Jaloa Mar500	0.23	0.05	0.02	ND
Laguna San Francisco Barra Mar500	1.01	0.08	0.04	0.36
Desembocadura río Motagua Mar 2K	0.05	0.03	0.01	ND
Desembocadura Motagua Limpio Mar 2K	0.02	0.05	0.01	ND

Ésteres ftálicos presentes en Tejidos fisiológicos de peces

Los peces de mayor tamaño y con estados de madurez gonadal, permitieron tomar muestras diferenciadas entre gónadas y estómagos. Los peces de menor tamaño y longevidad ofrecieron muestras que fueron mezcladas entre estómagos, branquias e intestinos, con el objeto de indagar dentro del sistema digestivo y respiratorio, por tener mayor contacto físico con el agua y el medio exterior.

Estómagos

El valor de la concentración de cinco ftalatos en estómagos de peces se muestra en la Tabla 20. El ftalato con mayor incidencia fue DEHP en un rango de 0.01 a 0.04 mg/kg, presente en todas las muestras analizadas. Seguido de DIBP en un rango de 0.02 a 0.03 mg/kg, en cuatro de cinco muestras. Los otros tres ftalatos identificados tuvieron menor incidencia; en dos muestras se detectó BBP y DEP con un rango de 0.03 a 0.04 mg/kg y de 0.01 a 0.02 mg/kg, respectivamente. El ftalato de menor incidencia fue DAP, detectado en una sola muestra a una concentración de 0.05 mg/kg.

Tabla 20

Distribución de los valores de la concentración de ftalatos en estómagos de peces

	DEHP	DEP	DAP	DIBP	BBP	SUMA
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Barra Motagua estómagos	0.04	0.02	N.D.	N.D.	N.D.	0.06
Motagua Mar Estómagos	0.04	N.D.	0.05	0.02	0.04	0.15
Motagua Barra mar peces pequeños estómagos	0.04	0.01	N.D.	0.03	0.03	0.11
Motagua Barra mar peces grandes estómagos	0.01	N.D.	N.D.	0.02	N.D.	0.03

Gónadas

El valor de la concentración de cinco ftalatos en gónadas de peces se muestra en la Tabla 21. Los ftalatos con mayor incidencia fueron DIBP en un rango de 0.01 a 0.03 mg/kg y DEHP en un rango de 0.01 a 0.04 mg/kg, presentes en cinco de seis muestras analizadas. Los otros dos ftalatos identificados tuvieron menor incidencia; en dos muestras se detectó BBP y DEP con un rango de 0.03 a 0.11 mg/kg y de 0.01 mg/kg, respectivamente. El ftalato DAP no fue detectado en ninguna muestra.

Tabla 21

Distribución de los valores de la concentración de ftalatos en gónadas de peces

	DEHP	DEP	DIBP	BBP	SUMA
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Barra Motagua gónadas de peces	0.01	0.01	N.D.	N.D.	
Motagua Mar Gónadas	0.11	N.D.	N.D.	0.11	0.22
Motagua Viejo Med. Gónadas	0.02	N.D.	0.03	N.D.	0.05
Motagua Viejo Mar. Gónadas	0.03	N.D.	0.01	N.D.	0.04
Motagua Barra mar peces pequeños gónadas	N.D.	N.D.	0.01	N.D.	0.01
Motagua Barra mara peces grandes gónadas	N.D.	0.01	0.02	0.03	0.06

Mezcla de vísceras (branquias, estómagos, intestinos, gónadas inmaduras)

El valor de la concentración de cinco ftalatos en vísceras de peces se muestra en la Tabla 22. Los ftalatos con mayor incidencia fueron DEHP en un rango de 0.01 a 0.88 mg/kg, presente en todas las muestras y DIBP en un rango de 0.01 a 0.16 mg/kg, presentes en seis de siete muestras analizadas. Los otros tres ftalatos identificados tuvieron menor incidencia; en cinco muestras se detectó DAP y en cuatro muestras DEP con un rango de 0.01 a 0.2 mg/kg y de 0.01 mg/kg, respectivamente. El ftalato BBP fue detectado en tres muestras, en un rango de 0.02 a 0.11 mg/kg.

Tabla 22

Distribución de los valores de la concentración de ftalatos en vísceras de peces

	DEHP	DEP	DAP	DIBP	BBP	SUMA
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Motagua Viejo barra int. Vísceras	0.88	N.D.	0.05	0.01	0.08	1.20
Motagua Viejo medio vísceras	0.03	0.01	N.D.		0.11	0.45

Cubera+Palometa+Curvina+M acabí/Motagua Limpio	0.06	0.01	0.03	0.04	N.D.	0.14
Pargo/Motagua	0.04	0.01	0.2	0.15	0.02	0.42
Bagre/Motagua	0.03	0.01	0.01	0.01	N.D.	0.06
Jurel/Motagua	0.01	N.D.	0.06	N.D.	N.D.	0.07
Sábalo/Estero Guinea	0.05	N.D.	N.D.	0.16	N.D.	0.21

La suma de la concentración de esteres ftálicos comparada entre las tres clases de tejidos, mostró diferencia con 95% de margen de confianza, al aplicar una prueba de contraste de Kruskal-Wallis [$X^2(2, N = 18) = 6.058, p = .048$]. El rango más alto de la suma de la concentración de los esteres ftálicos se alcanzó en la mezcla de las vísceras, de 0.06 a 0.45 mg/kg.

Correlación entre la presencia de ésteres ftálicos, con indicadores ecológicos durante la época lluviosa

Salud Ecológica

La salud ecológica fue interpretada según la valoración de indicadores de calidad del agua medidos en cada sitio de muestreo.

Parámetros físico químicos de calidad del agua

Fueron analizados los registros del valor de cada parámetro de calidad del agua evaluado en los sitios de muestreo, por lo tanto, representan indicadores de la calidad ambiental, para albergar vida acuática.

En la Tabla 23 se presenta la información correspondiente a la calidad del agua evaluada en la superficie del agua en 32 sitios, representativos de la zona marino costera, dentro del sistema de descarga de los ríos Motagua, San Francisco y Piteros, que da lugar al mosaico de humedales del RVSPM.

Tabla 23

Valores de parámetros de calidad del agua registrados en la superficie del agua

SITIOS DE MUESTREO	T °c	Sal. g/l	pH	C.E. μS/cm	S.T.D. (ppm)	Secchi (m)	OD mg/l	S.O. (%)
Barra Motagua Sucia	29.3	0.3	6.71	613	308	0.1	3.52	46
Barra Motagua Alta	31.7	20	7.73	47330	23770	1.3	5.5	87
Barra Motagua Limpia	31.7	0.5	6.08	2052	1027	0.4	2.09	28.4
Motagua - Tinta	30.5	0.07	6.02	143	71	0.3	2.47	37.7
Motagua Las Vegas	25.8	0.11	6.93	130	95	0.1	3.07	60.1
Tinta Final	27.7	0.04	5.94	91	86	0.2	0.33	7.3
Motagua Viejo Interior	25.23	0	6.25	315	157	3	4.17	34
Motagua Viejo Interior 2	26.38	0.76	6.09	1274	747	0.3	3.19	51
Motagua Viejo Pesca Int.	29.9	1.07	5.97	1454	727	0.25	3.45	55
Motagua Viejo Medio	28.02	15	6.32	1096	1026	0.3	3.7	52
Motagua Viejo Medio 2	30.2	1.18	6.1	2050	1024	0.3	3.7	55
Motagua Viejo Barra Int.	33.3	0	6.71	2050	1023	0.3	3.7	61.6
Motagua Viejo Barra Sucia	32.19	24.3	7.72	45260	21840	0.3	4.52	61.1
Motagua Viejo Barra Limpia	32	29.6	7.68	45900	22980	5	5.9	90.7

Estero Guinea interior	29.8	0.94	6.6	190	133.2	0.35	3.3	41.9
Estero Guinea medio	28.5	0.11	5.99	216	149	0.3	2.97	45.3
Estero Guinea barra	28.9	0.24	6.5	590	226	0.35	2.92	43.2
Estero Guinea Mar500	29.7	23	7.4	8580	5429	0.7	5.7	82
Desembocadura Río San Francisco	30.9	0.12	7.45	232	163	0.75	2.6	39.5
Desembocadura Río Piteros	31.4	0.19	6.9	395	276	0.6	2.76	43.9
Barra Jaloa	32.5	0.28	7.11	439	305	0.2	2.58	41.3
Barra Jaloa Mar500	31.2	29	7.85	10320	5516	2	5.44	88.4
Laguna San Francisco Interior	33.8	6.20	7.77	12580	8750	0.4	4.65	73
Laguna San Francisco Medio	32.3	4.11	7.5	8610	5730	0.3	3.04	43.1
Laguna San Francisco Barra	34	0.71	7.47	12890	9140	0.4	4.1	75
Laguna San Francisco Barra Mar500	31.4	31	8.17	10320	5516	3.6	5.4	86.6
Laguna San Francisco Barra Mar2K	30.7	0.32	8.2	10320	5516	5	5.72	86.6
Barra Jaloa Mar 2K	30.9	31	8.2	10320	5516	3	5.5	90.1

Estero Guinea Mar2K	30.9	31	8.25	10320	5516	3	6	90
Motagua Viejo Mar 2K	30.1	30	8.25	10320	5516	3	5.7	88
Desembocadura río Motagua Mar 2K	27.5	7.79	8.05	15640	10940	1	5.6	88
Desembocadura Motagua Limpio Mar 2K	26.6	20	8.49	15800	5790	1	6.17	88.2

Nota: T = Temperatura del agua; Sal = Salinidad del agua; C. E. = Conductividad eléctrica del agua; S.T.D. = Sólidos totales disueltos en el agua; Secchi = Profundidad de lectura del disco Secchi; O.D. = Concentración de Oxígeno disuelto en el agua; S. O. = Saturación de oxígeno en el agua.

Los rangos de cada variable se presentan en la tabla 24. Presentaron distribución normal los valores de temperatura, oxígeno disuelto, potencial de óxido reducción, pH. Los datos presentaron significancia al comparar todos los sitios de muestreo por medio de una prueba T [[t (61) = 107.74, $p < .001$]; [[t (61) = 22.54, $p < .001$]; [[t (26) = 3.89, $p = .001$]; [[t (61) = 69.58, $p < .001$]], respectivamente. Al comparar los valores de los parámetros entre la superficie y la zona demersal (Tabla 25), no se encontró significancia al aplicar una prueba T para muestras independientes.

Tabla 24

Descripción de parámetros de calidad del agua en todos los sitios de muestreo

Variable	N	Mínimo	Máximo	Media	Desv. Típ.
TEMPERATURA	61	25.23	34.20	30.03	2.18
SALINIDAD	61	.00	36.15	14.05	13.25
pH	61	5.94	8.49	7.10	.79
CE	61	91.0	51,850.0	10,828.97	14,680.30
			0		354
STD	61	71.0	2,7130.0	5,791.20	7,383.90
			0		

Guía de informe final					
OD	61	.33	6.17	3.84	1.33
SATOD	61	7.30	90.70	58.45	21.36
REDOX	26	-102.0	220.60	62.19	81.54

Nota: Temperatura (°c); Salinidad (PSU); CE (µS/cm); STD (mg/l); OD (mg/l); SATOD (%); REDOX (Mv)

Los valores de la salinidad, conductividad eléctrica, sólidos totales disueltos, saturación de oxígeno, contenido de nitrógeno y fósforo total fueron comparados entre la superficie y la zona demersal. Por medio de una prueba de Kruskal Wallis se ha comprobado que son estadísticamente diferentes, con 95% de margen de confianza: la conductividad eléctrica [X^2 (43, N = 61) = 81.098, $p < 0.001$] y los sólidos totales disueltos [X^2 (43, N = 61) = 111.393, $p < 0.001$]. La saturación de oxígeno, el contenido de nitrógeno y fósforo total no difieren significativamente entre los valores registrados en la superficie y la zona demersal (Tabla 25).

Tabla 25

Valores de parámetros de calidad del agua en la zona demersal

ID	T °c	Sal. (ppm)	pH	C.E. µS/cm	S.T.D. (ppm)	OD	Sat. (%)
Barra Motagua Alta	31.37	31.1	7.7	49,410	24,710	5.14	80.1
Barra Motagua Alta	30.39	36.15	7.6	51,850	27,130	5.75	90.2
Barra Motagua Limpia	28.6	1.72	6	3,570	1,824	1.4	18.7
Barra Motagua Limpia	28.7	17	6.0	3,5700	18,240	1.3	17.4
Motagua Viejo Interior	25.80	0.38	6.1	901.5	452	3.68	42.5
	5						
Motagua Viejo Interior	26.38	0.76	6.1	1,488	747	3.19	51
Motagua Viejo Medio	27.42	18	6.1	3,978	1,248.5	3.805	53
Motagua Viejo Medio	26.82	21	5.9	6,860	1,471	3.91	54
Motagua Viejo Medio 3	26.8	25	6.8	8,560	5,516	2.9	47
Motagua Viejo Barra Int.	30	21	6.8	8,580	5,516	3.75	54
Motagua Viejo Barra Limpia	31.55	32.3	7.6	46,835	23,290	4.8	75.3
Motagua Viejo Barra Limpia	31.1	35	7.6	47,770	23,600	3.7	60

Estero Guinea interior	28.6	95.8	6	191.6	135.8	3.31	48.2
Estero Guinea interior	29.1	170	6.3	368	240	3.27	46
Estero Guinea medio	28.7	17	7	6,860	5,343	2.8	41.5
Estero Guinea medio	29	22	6.7	8,580	5,429	3.3	45.3
Estero Guinea barra	28.3	295	6.3	608	304	3.09	46
Estero Guinea Mar501	29.4	30	7.7	10,320	5,516	4.8	78
Desembocadura Río San Francisco	31	103	7.2	211	146	2.88	46
Desembocadura Río Piteros	32	18	7.3	8,580	5,427	2.15	42
Barra Jaloa	30	760	7.2	1,572	1,089	3.49	50
Barra Jaloa	30.9	1,760	7.4	2,934	2,530	2.76	42.6
Barra Jaloa Mar501	30.4	29	8.1	10,320	5,516	5.22	79
Barra Jaloa Mar502	31.1	29	8.1	10,320	5,516	5.4	87.2
Laguna San Francisco	32.9	23	7.4	8,580	5,429	3.08	48
Interior							
Laguna San Francisco Medio	32.2	20	7.3	8,580	5,429	2.35	44.6
Laguna San Francisco Barra	34.2	20	7.4	8,580	5,429	2.83	45.5
Laguna San Francisco Barra	31.7	32	8.2	10,320	5,516	5.4	86
Mar501							
Laguna San Francisco Barra	32.7	33	8.1	10,300	5,516	5.19	85.2
Mar502							

Nota: T = Temperatura del agua; Sal = Salinidad del agua; C. E. = Conductividad eléctrica del agua; S.T.D. = Sólidos totales disueltos en el agua; Secchi = Profundidad de lectura del disco Secchi; O.D. = Concentración de Oxígeno disuelto en el agua; S. O. = Saturación de oxígeno en el agua.

En la Figura 5, se presentan los valores de tres parámetros de calidad del agua, los cuales representan la calidad ambiental de cada ecosistema. Los valores de oxígeno disuelto y pH parece que están ligados unos con otros, el oxígeno disuelto tuvo valores más altos en sitios donde la transparencia fue más elevada y los valores de pH más alcalinos. En sitios como la desembocadura del río Motagua, estero Motagua Viejo, estero Guinea y laguna San Francisco del mar, los valores de transparencia de la columna de agua no superaron un metro y en algunos

lugares ni la mitad. En estos sitios los valores de oxígeno disuelto están en el límite inferior de la demanda para la óptima vida de los peces y otros organismos acuáticos (Brémond & Perrodon, 1979).

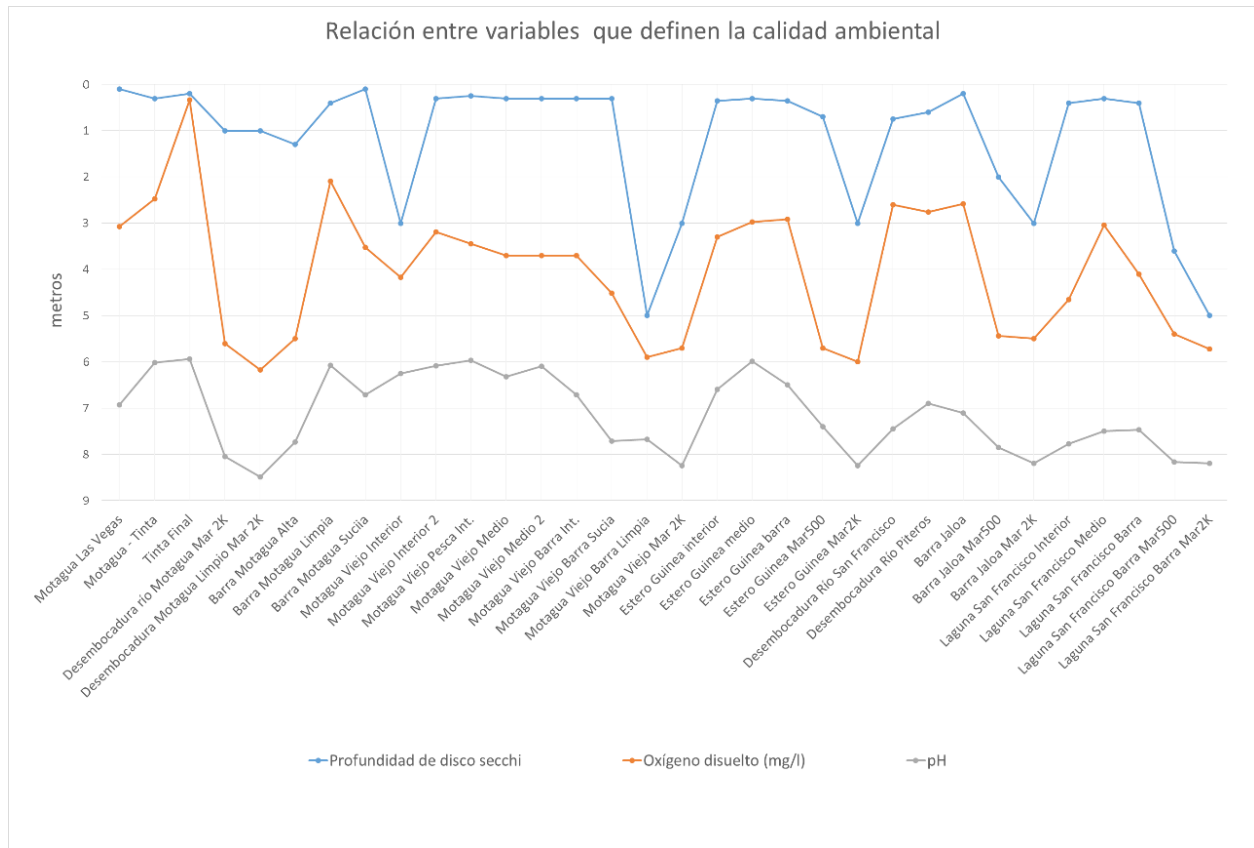


Figura 5. El aumento del valor de transparencia del agua parece influir en el valor del oxígeno disuelto y este a su vez promueve valores más alcalinos de pH

El coeficiente de correlación parcial entre el pH y el oxígeno disuelto fue de $r = 0.808$, mientras que la correlación entre la transparencia del agua y el oxígeno disuelto fue $r = 0.641$. Esta aparente relación que existe entre los parámetros de calidad del agua podría estar relacionado con la calidad ecológica de cada ecosistema.

La medición de parámetros físicos como la temperatura del agua, permitió diferenciar sitios en donde la columna de agua presentó estratificación, tales como la barra de la desembocadura del

río Motagua menos contaminada. La barra Jaloa, también presentó estratificación de temperatura y menor grado de estratificación se presentó en el interior del estero Guinea y la zona media del estero Motagua Viejo.

Se diferencian sitios sin estratificación térmica (Figura 6), lo cual puede ser interpretado como resultado de la mezcla en la columna de agua, aunque esto es discutible y se complementa con la medición de otros parámetros, el interior del estero Motagua Viejo, la parte medio de estero Guinea y la barra de la laguna San Francisco del Mar, presentaron estas características, más abajo se discute el caso particular de uno de ellos.

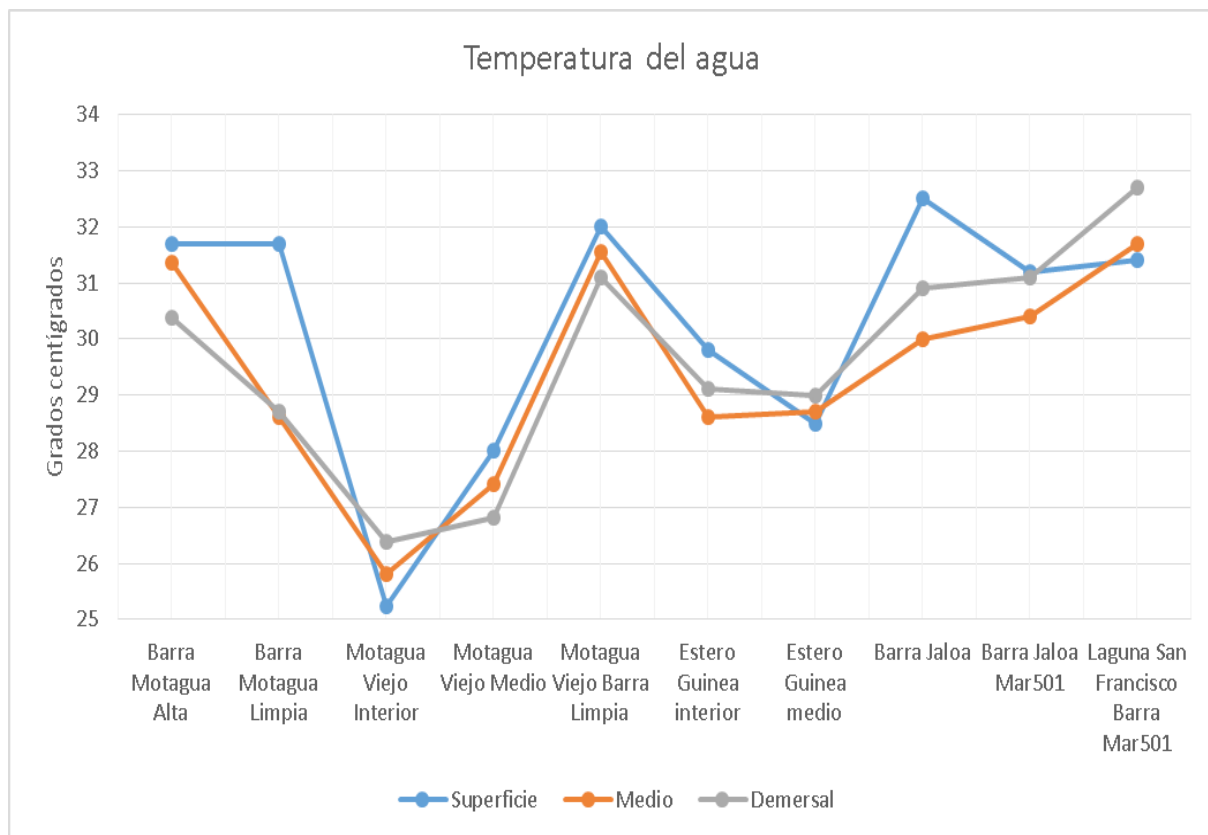


Figura 6. La temperatura del agua parece estar estratificada en algunos puntos, donde la fluctuación puede ser hasta de 3 grados entre la superficie y la zona demersal.

En la figura 7 se observa que en la zona media del estero Guinea el patrón de pH que presenta valores muy similares en la columna de agua, cambia respecto de los primero cinco sitios. A

partir de este punto, el pH de la superficie del agua es menor que el de la zona demersal, cercano a pH=6, similar al que se registró en el agua del río Motagua.

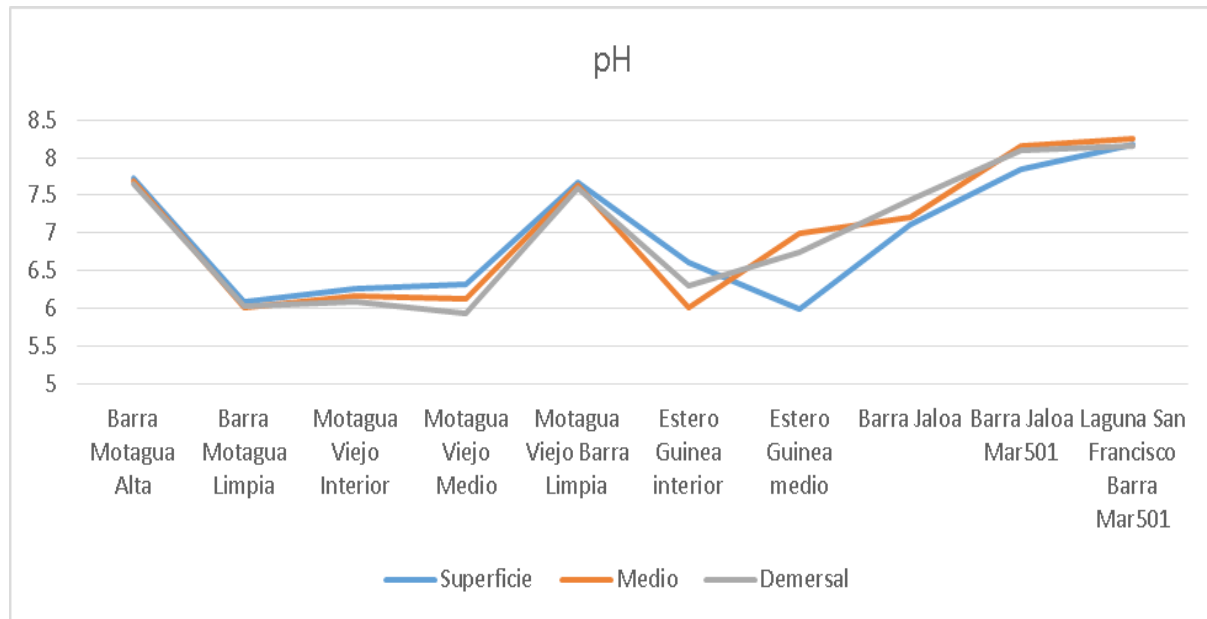


Figura 7. La variación de pH en la columna de agua se presentó con mayor relevancia en el estero Guinea.

Esta característica, combinado a la baja salinidad en la superficie del agua en dicho punto, podría deberse al ingreso de agua ajena al sistema humedal local, lo que podría estar relacionado con la apertura de canales artificiales o acequias (Figura 8), para drenar zonas deforestadas que se inundan estacionalmente como consecuencia del desbordamiento del río San Francisco, en zonas meandricas que colindan con el bosque humedal.



Proyecto DIGI-USAC
"Determinación de la presencia y
concentración de ésteres ftálicos tóxicos
en el mosaico de humedales de Punta de
Manabique"

Google Earth 2020

— Recorrido en Lancha

Descripción: El recorrido dentro del Estero Guinea permitió identificar la influencia de áreas con poca cobertura forestal, que por medio de quineles, descargan agua dulce de escorrentía pluvial que es conducida por sistemas fluviales diseñados, y posiblemente originados por el desvío de cauces de ríos como el San Francisco (círculo naranja). Esto ocasiona una boca barra abierta con alto flujo de agua ingresando en la zona marino costera. Aguas teñidas de color marrón, producto de la mezcla entre agua superficial y aguas demersales internas del estuario, con una combinación limosa, y con alto contenido de materia orgánica y carbono.

Fuente: DIGI-USAC, 2020.

Figura 8. Vista aérea de una zona que podría estar siendo intervenida, causando efectos detectables en el estudio.

En el sitio de muestreo ubicado en el punto medio del estero Guinea, se presentó estratificación salina, con valores menores de 1.0 g/l en los primeros 4 metros de profundidad (Figura 11). La zona demersal por debajo de los 4 metros, presentó salinidades de 17 a 22 g/l. Esto confirma la estratificación química en este punto. El valor de la temperatura del agua en este punto de 28.5°C, menor a la mediana (31.3 °C) evaluada entre aguas continentales; menos salinas y las aguas marinas. A pesar de que no se presentó estratificación física en la columna del agua, dicho valor es más parecido al registrado en aguas interiores, lo cual supone el origen y relación del flujo.

Presencia de indicadores de contaminación

Contaminantes del agua

Se midieron en todos los sitios de muestreo, en la superficie, medio y zona demersal, el contenido de nutrientes. Además, se evaluó en dos muestras de sedimentos de sitios elegidos al azar y en dos muestras de pescado, la presencia de plaguicidas, plomo, además de la determinación de la presencia de ésteres ftálicos.

Nutrientes

Se tomaron muestras de agua y se analizó la presencia de nitrógeno y fósforo total, en la superficie del agua y en la zona demersal. Los valores registrados se presentan en las tablas_ y _.

Superficie

El rango de la concentración de nitrógeno total en la superficie del agua de todos los sitios de muestreo (Tabla 26) fue de 0.1 a 5.4 mg/l, mientras que el fósforo total se registró en un rango de 0.01 a 9.12 mg/l. Con el 95% de confianza se comprobó que no hay diferencias significativas en entre la concentración de nitrógeno [X^2 (36, N = 54) = 11.778, p = 1.000], y fósforo [X^2 (53, N = 55) = 0.964, p = 1.000], al compararlos entre todos los puntos de muestreo.

Tabla 26

Distribución de los valores de la concentración de nutrientes en la superficie del agua

SITIO	Nitrógeno	Fósforo
	Total	Total
	mg/l	mg/l
Barra Motagua Sucia	0.1	0.58
Barra Motagua Alta	1	0.22
Barra Motagua Limpia	3.3	0.57
Motagua - Tinta	1.4	0.16
Motagua Las Vegas	1.3	0.75

Tinta Final	2.3	0.01
Motagua Viejo Interior	2.1	0.74
Motagua Viejo Interior 2	2.1	0.68
Motagua Viejo Pesca Int.		
Motagua Viejo Medio	3.9	1.07
Motagua Viejo Medio 2		
Motagua Viejo Barra Int.	2.1	1.46
Motagua Viejo Barra Sucia		
Motagua Viejo Barra Limpia	2.8	0.79
Estero Guinea interior	3.7	0.07
Estero Guinea medio	3	1.66
Estero Guinea barra	6.4	3.04
Estero Guinea Mar500	1	0.94
Desembocadura Río San Francisco	4.1	2.45
Desembocadura Río Piteros	3.4	6.78
Barra Jaloa	0	2.01
Barra Jaloa Mar500	1.7	0.84
Laguna San Francisco Interior	1.9	0.42
Laguna San Francisco Medio	1.9	0.47
Laguna San Francisco Barra	0.8	9.12
Laguna San Francisco Barra Mar500	0.9	7.02
Laguna San Francisco Barra Mar2K	0.2	3.47
Barra Jaloa Mar 2K	0.4	4.1
Estero Guinea Mar2K	2.5	0.5
Motagua Viejo Mar 2K	1.3	0.49
Desembocadura río Motagua Mar 2K	2.7	0.25
Desembocadura Motagua Limpio Mar 2K	3	1.23

Demersal

El rango de la concentración de nitrógeno total en la superficie del agua de todos los sitios de muestreo fue de 0 a 21.6 mg/l, mientras que el fósforo total se registró en un rango de 0.04 a 9.88 mg/l. Aplicando una prueba de Mann-Whitney, con el 95% de confianza se comprobó que no hay diferencias significativas en entre la concentración de nitrógeno ($Z = -0.686$, $p = .493$), y fósforo ($Z = -0.885$, $p = .376$), al compararlos entre la superficie y la zona demersal (Tabla 27).

Tabla 27

Valores de la concentración de nutrientes en la zona demersal de la columna del agua

ID	Nitrógeno Total (mg/l)	Fósforo Total (mg/l)
Barra Motagua Alta	1.6	0.34
Barra Motagua Alta	1.3	0.64
Barra Motagua Limpia	B.R.	1.36
Barra Motagua Limpia	0.9	1.48
Motagua Viejo Interior	2.9	0.89
Motagua Viejo Interior		
Motagua Viejo Medio	1.5	1.57
Motagua Viejo Medio	2.2	2.32
Motagua Viejo Medio 3		
Motagua Viejo Barra Int.	1.6	0.26
Motagua Viejo Barra Limpia	0.4	0.29
Motagua Viejo Barra Limpia	0.1	0.48
Estero Guinea interior	4.7	2.5
Estero Guinea interior	2	2.07
Estero Guinea medio	21.6	0.49
Estero Guinea medio	3.4	3.46
Estero Guinea barra	3.1	0.59
Estero Guinea Mar501	3.2	1.05

Desembocadura Río San Francisco		
Desembocadura Río Piteros	1.7	7.09
Barra Jaloa	0	2.39
Barra Jaloa	0.3	3.44
Barra Jaloa Mar501	0.3	0.32
Barra Jaloa Mar502	2.6	0.04
Laguna San Francisco Interior	2.6	0.43
Laguna San Francisco Medio	2.4	5.61
Laguna San Francisco Barra	1.3	9.88
Laguna San Francisco Barra Mar501	0.6	3.85
Laguna San Francisco Barra Mar502	0.5	9.34

Todas las muestras de agua presentaron concentración de fósforo total por encima del límite establecido para aguas hipereutrofizadas de 0.1 mg/l, así como el valor guía de nitrógeno total de 1.5 mg/l (Brémond & Perrodon, 1979) (Carlson, 1977) (Wetzel, 1981).

El valor de la concentración de fósforo total fue más alta en la zona intersticial, donde el agua y el sedimento se homologuean, este patrón se presentó en la mayoría de sitios de muestreo, incluyendo sitios marino costeros (Figura 9). Dentro de aguas marinas la concentración de fósforo se encontró más elevada en la superficie del agua, lo cual coincide con aguas menos salinas provenientes de la cuenca de drenaje. Los sitios que presentaron mayor concentración de fósforo total disuelto en el agua se presentaron a partir del estero Guinea hasta la Laguna San Francisco del Mar, sitios en donde no se apreció estratificación vertical en la columna del agua, lo cual sugiere la mezcla total de aguas.

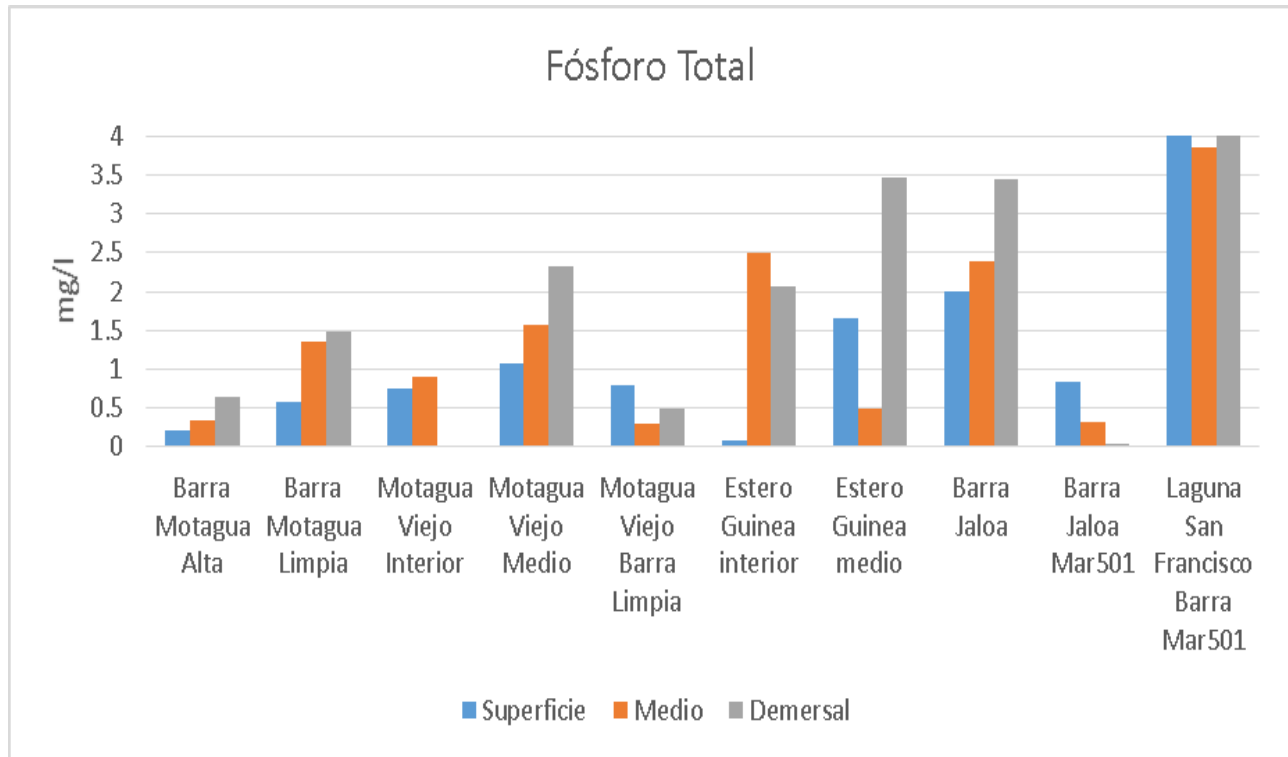
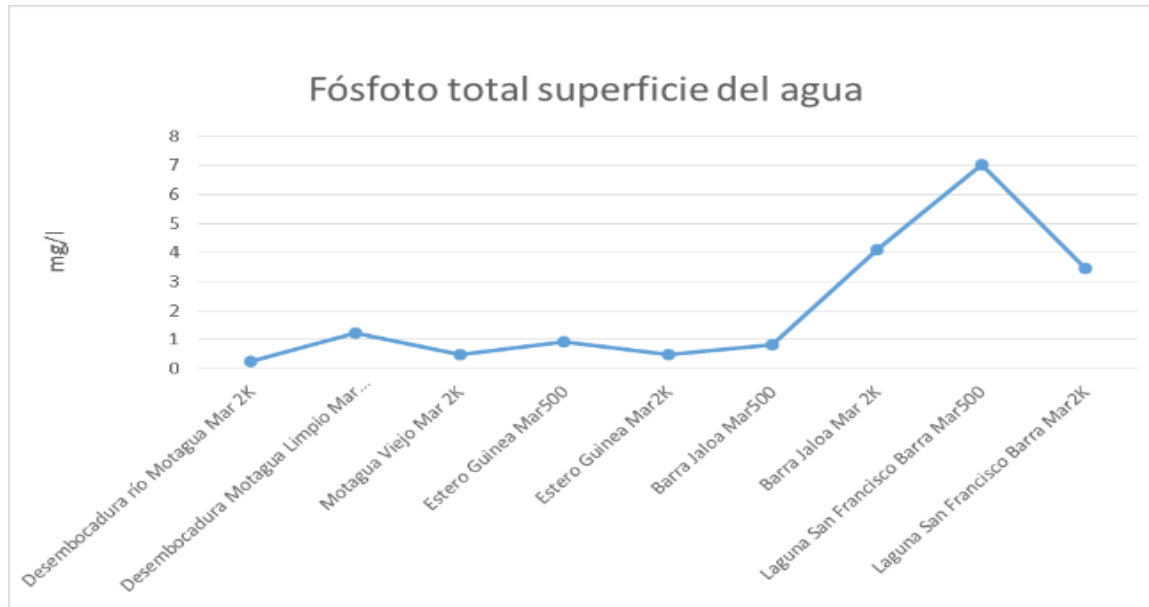
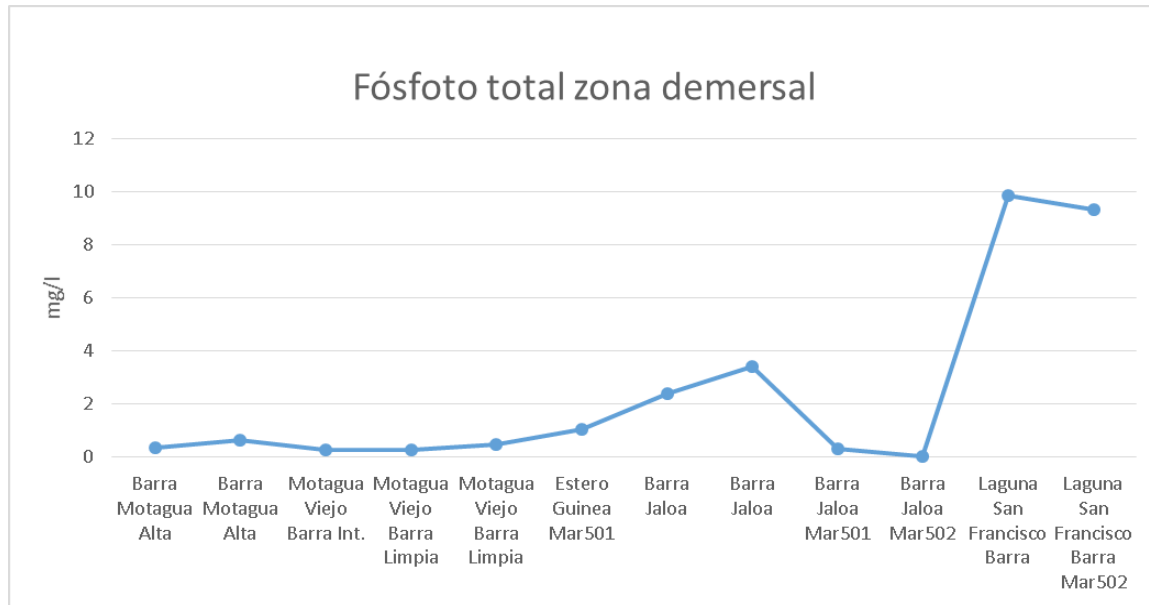


Figura 9. Distribución de la concentración de fosforo total en la columna de agua

El patrón de aumento en la concentración de fósforo total parece ser el mismo en la superficie del agua y la zona demersal. Y muestra que los valores son más elevados conforme se alejan de la desembocadura del río Motagua en dirección hacia San Francisco del Mar, en donde se registraron los máximos valores (Figura 10).



A.



B.

Figura 10. Desde la boca-barra de la desembocadura del río Motagua, hasta la bocabarra de la laguna San Francisco del Mar, existen aproximadamente 25 kilómetros lineales. Los resultados fueron más elevados en áreas más alejadas de la desembocadura del río Motagua y la zona de humedales interconectados. El efecto buffer de la zona de humedales parece dejar de tener efecto a partir del estero Laguna San Francisco del Mar. En A) se observa un patrón de aumento de la concentración de fósforo en el agua mientras se aleja del punto inicial. En B) el patrón parece repetirse en el agua de la zona intersticial

Plomo

En cuatro muestras se detectó la presencia de plomo, dos de las muestras fueron de sedimentos. Los sedimentos arenosos de la barra del estero Jaloa presentaron una concentración de 16.17 mg/kg, mientras que los sedimentos orgánicos del interior del estero Guinea, presentaron una concentración de 10.93 mg/l de plomo.

Dentro de las muestras de vísceras de peces, se detectó plomo en la muestra compuesta de vísceras de pescados pequeños, extraídos en la barra limpia del río Motagua (Cubera, Palometa, Curvina y Macabí), a una concentración de 1.13 mg/kg, mientras que una muestra compuesta de Bagres, pescados frente a la barra del río Motagua, presentó una concentración de 0.36 mg/l.

Integridad Ecológica

Abundancia y distribución del stock de peces

Se realizó un sondeo con un transductor conectado a un ecosonda, en la zona interna de los esteros Guinea, Motagua Viejo, Jaloa, Laguna San Francisco y Laguna Tinta. En total se abarcaron 21.67 hectáreas, abarcando en cada sitio un rango desde 0.09 a 7.99 hectáreas en cada sitio de muestreo, como se muestra en la tabla 28. Fueron detectados 1,810 peces en la suma de los recorridos. El rango de densidades observado fue desde 27 hasta 1,062 peces por hectárea.

Tabla 28.

Registro de sondeo acústico de peces dentro de lagunas costeras y esteros del RVSPM

LUGAR	Longitud transecto metros	Área transecto hectáreas	Peq	Med	Gra	Total número de peces contados	Densidad Peces / hectárea
Estero							
Guinea Interior	434	0.18	39	0	7	46	260
Estero							
Guinea Medio	1,066	2.85	97	31	19	147	52
Estero							
Guinea Barra	834	0.97	185	70	50	305	314
Jaloa San Francisco	1,110	2.95	329	7	0	336	114
Jaloa Piteros	2,229	7.99	111	78	28	217	27
Jaloa Barra	461	0.97	47	0	0	47	49
Laguna San Francisco barra	256	0.09	11	0	0	11	124
Laguna San Francisco Medio	322	0.14	20	1	0	21	152

Laguna San Francisco interior	809	1.32	75	8	0	83	63
Laguna Tinta Motagua	1,587	3.33	104	6	0	110	33
Viejo Barra	771	0.88	759	169	8	936	1062

Nota: Peq = peces pequeños; Med = peces medianos; Gra = peces grandes.

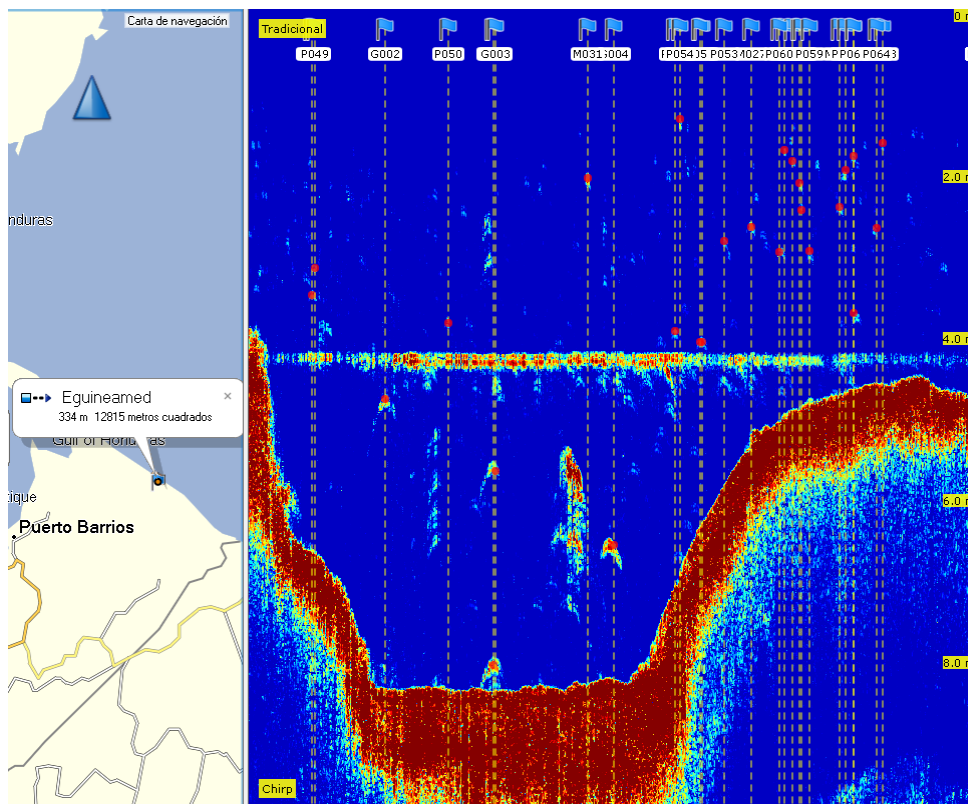


Figura 11. Ecograma registrado por ecosonda GARMIN®, transductor de 2 celdas, a una frecuencia CHIRP 200 KHz

La distribución de bancos de peces fue considerado como un indicador ecológico de respuesta a las condiciones de calidad ecológica. La figura 11, registró peces pequeños asociados a profundidades menores, dentro de rangos de salinidad baja y peces de mayor tamaño asociados a zonas demersales con características topográficas acanaladas y con aguas más salinas.

La ausencia o disminución significativa de la cantidad de peces o bancos de peces registrados podría estar asociada a cambios en parámetros relacionados con la calidad ambiental.

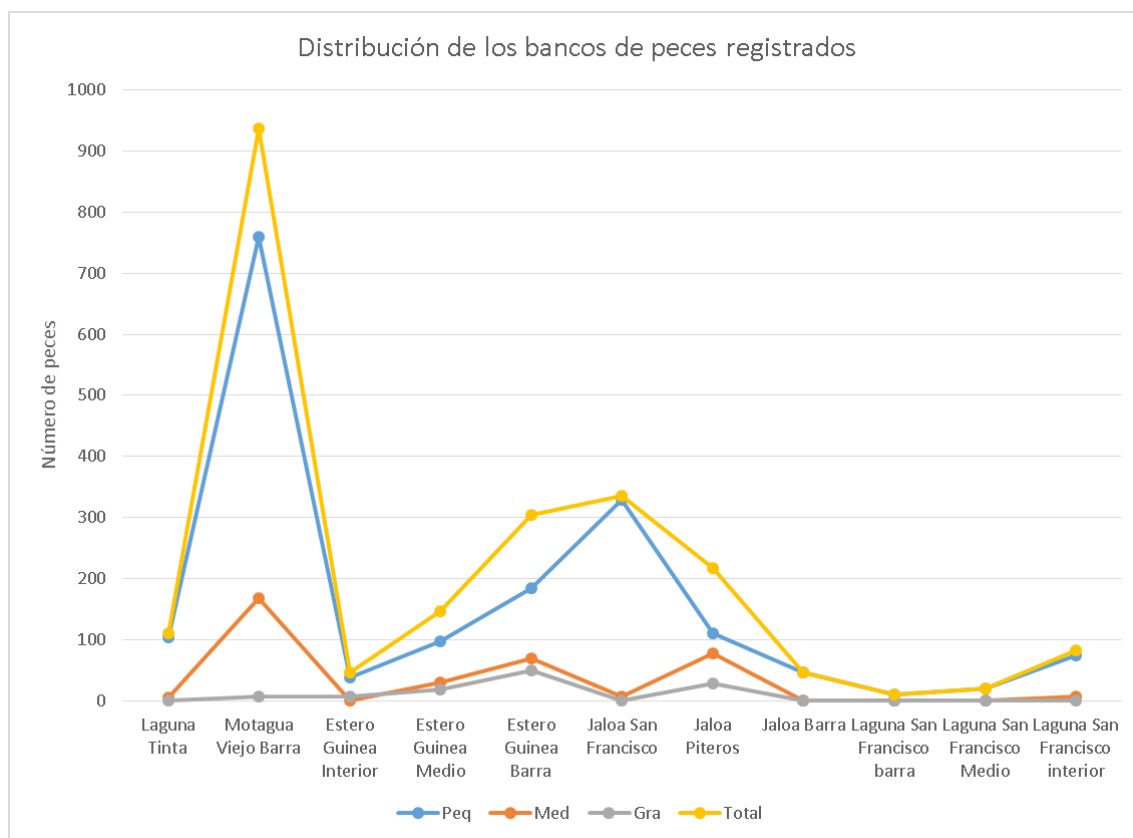


Figura 12. Distribución y abundancia de peces según el sitio de muestreo, clasificados por su tamaño

En todos los sitios se registraron peces pequeños en su mayoría. Se registraron menos cantidad de peces en el interior del estero Guinea, en el sistema de la laguna San Francisco y su boca barra (Figura 12). Dentro del estero Motagua Viejo se obtuvieron muestras de cíclidos carnívoros *Parachromis managuensis*, *Vieja maculicauda* en un punto cercano a la boca-barra. Dichos peces (Figura 13), comprendidos entre 0.7 y 1.3 libras, se pueden considerar medianos. En una zona

cercana a la barra del estero Guinea, así como en la desembocadura del río Piteros, al estero de Jaloa, se registró la pesca de sábalos, en el primer caso (Gigura 14 A), se reportaron peces de 1.4 a 2.8 libras y en el segundo caso se registró pesca artesanal para uso como carnada para pesca de tiburón (Figura 14 B).

En dichos puntos se detectaron peces grandes y medianos. En sitios como la barra del estero Motagua Viejo, la desembocadura del río San Francisco la proporción de peces pequeños fue mucho más elevada. Y en el río Motagua, así como la laguna San Francisco, la cantidad de peces fue mucho menor y solo se registraron pequeños.



Figura 13. Cíclidos capturados en el interior de un estero, peces de alto valor comercial y alimenticio por pescadores artesanales y de subsistencia



Figura 14. Actividades de pesca dentro del sistema de humedales, A. Pesca de investigación en la entrada del estero Guinea. B. Pesca artesanal para obtener carnada para pesca de Tiburón en alta mar

Análisis y discusión de resultados

Conforme al informe de evaluación de riesgos de la Unión Europea, citado por EPA (U.S. Environmental Protection Agency, 2012) y en coincidencia a lo mencionado por (Staples, y otros, 1997), los ftalatos que han mostrado mayor toxicidad para organismos terrestres, considerados disruptores endocrinos para peces e invertebrados acuáticos, lo constituyen DEP, BBP, DEHP y DBP. De estos, el primero y último están asociados a mayor toxicidad en ambientes dulceacuícolas debido a su alta solubilidad y el tercero posee mayor peso molecular y menor solubilidad en agua, generando efectos tóxicos de largo plazo.

Todas las muestras de agua presentaron concentraciones por encima del límite de riesgo ambiental (LRE = 1.19 $\mu\text{g/l}$ de DEHP), establecido por van Wezel, van Vlaardingen, Posthumus, Crommentuijn, & Sijm, en el año 2000. Y dentro del rango de concentración (3.7 $\mu\text{g/l}$ y 11 $\mu\text{g/l}$) de DEHP que afectó la síntesis de colágeno de forma crónica durante 150 días, en truchas de río *Salvelinus fontinalis* y *Pimephales promelas*, respectivamente, según Mayer, Mehrle, & Schoettger, 1977 citados en Staples, y otros, 1997.

Las muestras de sedimentos que presentaron concentraciones por encima del valor guía del límite de riesgo ambiental que es 1.0 mg/kg de DEHP (van Wezel, van Vlaardingen, Posthumus, Crommentuijn, & Sijm, 2000) fueron: la zona marina de la desembocadura del río Motagua con 2.74 mg/kg; la zona marina de la barra del estero Motagua Viejo con 1.35 mg/kg; laguna San Francisco con 4.3 mg/kg y la zona marina de su bocabarra con 1.01 mg/kg.

La presencia de DEHP en agua y sedimento es mayor a la de los demás ftalatos, aunque infiere de forma distintiva en ambas matrices. En agua representa en promedio el 48.9% de la suma de ftalatos, mientras que en sedimentos el 80.6%. Esta condición sugiere que el contaminante se está transportando por el agua, se deposita y acumula en los sedimentos, y estos últimos, con el tiempo, pasan a ser una fuente constante. Como lo menciona Kumar Selvaraj, y otros, 2014, el movimiento de los sedimentos parece poner en disposición algunos ftalatos, y como lo mencionan Young-Min, y otros, 2019, el DEHP tiene una fuerte correlación con la disponibilidad de carbono orgánico, el cual habitualmente se almacena en los sedimentos de estuarios (Otero, y otros, 2017) a merced de los cambios estacionales, promovidos por el sistema de drenaje local entre cada estero, y en estrecha relación con la capacidad de retención.

Durante la época de muestreo, cerca del 70% de la lluvia anual se había precipitado en el área de estudio; lo cual podría haber influido en la disponibilidad mayoritaria de ftalatos de alto peso molecular, baja solubilidad y alta afinidad a la adsorción de sedimentos, debido a su remoción.

En las muestras de tejido fisiológico de peces, el DEHP tuvo una contribución menor en la suma del total de ftalatos presentes por sitio, representando el 43.75% de la suma del total, seguido de BBP con el 20.63%, DIBP con 18.13%, DAP con 14.69% y por último DEP con 2.81%.

Sin embargo, la distribución de los ftalatos respecto a cada muestra varió.

El DEHP fue reportado como ftalato mayoritario ($\geq 50\%$) en las muestras de vísceras de peces colectados en estero Motagua Viejo, de Róbalo y gónadas de peces colectados en barra de Motagua, así como estómagos de peces colectados en la barra del río Motagua. El BBP lo fue en

las gónadas de peces colectados en la zona marina de la desembocadura del río Motagua, vísceras y gónadas de peces colectados en estero Motagua Viejo, tanto en peces pequeños como grandes.

El DAP, fue mayoritario en la muestra de vísceras de Jurel y en muestras de gónadas de peces pequeños. Este contaminante es considerado genotóxico en especies de bivalvos marinos (Barsiene, Syvokiene, & Bjornstad, 2006).

El DIBP, lo fue en las muestras de vísceras de Sábalo colectados en estero Guinea y en muestras de estómagos de peces grandes, colectados en la zona marina. Finalmente el DEP solo fue considerado mayoritario en muestras de gónadas de peces pequeños, colectados en la zona marina de la barra del río Motagua.

Mientras que el DEHP es considerado un contaminante estero-genico, se cree que el BBP interactúa con receptores de andrógenos, más que con receptores de estrógenos, considerándose disruptores endocrinos, de tipo antiandrógenos según Olea, Fernandez, Araque, & Olea-Serrano, 2002, mencionados por (Aranzazu, Rodríguez, & Duque, 2012). Los autores mencionan que los datos experimentales de laboratorio apoyan la hipótesis de que estos disruptores endocrinos en el ambiente acuático pueden impactar de forma negativa la salud reproductiva de diversos peces.

La presencia de ésteres ftálicos tóxicos se manifiesta de forma ubicua en los ecosistemas analizados, en la época lluviosa su presencia no se diferencia entre ecosistemas de agua dulce o salina, y está presente en sedimentos orgánicos alejados de la línea de la costa, así como en arenas gruesas de la orilla de la playa. La presencia de estos contaminantes en el agua es conducida por la corriente del río Motagua que la descarga en la corriente marina, en conjunto con desechos plásticos sólidos en proceso de erosión-dilución, más allá de 25 kilómetros lineales en dirección de la costa. La configuración topográfica de esteros y lagunas costeras permite la acumulación de ambos. La dinámica trófica acuática de cada ecosistema contribuye a la difusión de los contaminantes.

La liberación local de estos contaminantes depende de la dinámica fluvial que remueve los sedimentos, con aportes de canales artificiales o acequias que drenan áreas deforestadas.

Desarrollando sitios de acumulación que se podrían considerar fuentes de disposición permanente y estacional.

Considerando la influencia estacional y sus impactos en términos de distancia de alcance de los contaminantes, la presencia de ésteres ftálicos tóxicos en tejidos fisiológicos de peces, se puede identificar como una posible ruta de difusión y transporte, que puede tener alcances más extensos que los presentados en esta investigación, asociados con la dinámica trófica, lo cual, debe ser analizado a profundidad en posteriores estudios.

Conclusiones

Se determinó la presencia de ésteres ftálicos tóxicos en muestras de agua por encima de valores establecidos como límites de riesgo ecológico, además en muestras de tejido fisiológico de peces y de sedimentos orgánicos y arenosos, con mayor concentración e incidencia el DEHP, seguido de BBP, DIBP, DEP, y DAP. No fue detectado DMP en ninguna de las tres matrices ambientales.

La corriente del río Motagua lleva consigo desechos plásticos que se acumulan en la zona costera, en el área de playas y dentro de los humedales. En la época lluviosa, los ésteres ftálicos tóxicos están indiferenciadamente distribuidos, pero el aumento de la concentración en sedimentos interiores de esteros y en la laguna San Francisco del mar, supone que estos son compartimientos ambientales que pueden actuar como acumuladores y permanentes fuentes puntuales de contaminación, al combinarse con patrones de drenaje fluvial de zonas deforestadas, debido a la alta carga de ésteres ftálicos que pueden acumular en la zona demersal y liberar en momentos de descarga fluvial.

Las concentraciones de DEHP detectados en muestras de agua, rebasaron los valores guía que han sido considerados máximos aceptables para el consumo humano. La suma de la concentración de todos los ftalatos presentes de cada muestra, rebasó los valores considerados

como límite de riesgo ambiental, basados en afectaciones endocrinas. Los valores reportados en sedimentos y muestras de tejidos fisiológicos de peces confirman la ubicua distribución de los ésteres ftálicos en el mosaico de humedales de Punta de Manabique. La cadena trófica podría dar lugar a la expansión de los contaminantes con posibles afecciones a las poblaciones humanas.

La relación que existe entre el valor de la transparencia del agua y la concentración de oxígeno disuelto contribuyó a la alcalinización del medio, con una correlación alta. A pesar de esto no hubo correlación entre los valores con menor transparencia y la presencia de ésteres ftálicos, únicamente en la zona interior del estero Motagua Viejo. Tampoco se encontró correlación entre la presencia de fósforo y la presencia de ftalatos, aunque los sitios de muestreo ubicados después de la barra de Jaloa, presentaron mayores concentraciones de ambos.

Se confirma la hipótesis de la disminución de la calidad ambiental y salud de ecosistemas acuáticos, con impacto sobre especies marinas, ocasionados por la presencia de ésteres ftálicos tóxicos en tejidos fisiológicos de peces, en el agua y sedimentos. Repercutiendo en la salud de múltiples especies que, al estar sometidas a contaminación que afecta su reproducción, podrían mostrar síntomas de disminución, afectando la pesca local y el sistema arrecifal mesoamericano.

Impacto esperado

Los resultados del presente estudio permiten establecer una línea de base que describe el estado actual de conservación de los ecosistemas marino costeros de la zona caribeña guatemalteca, basados en la presencia de contaminantes de alto riesgo ecológico que por mucho tiempo han afectado sistemáticamente los recursos naturales y los ecosistemas acuáticos, poniendo en riesgo principalmente la reproducción, en una zona que se constituye refugio de vida silvestre, única área protegida marino costera nacional, declarada. Que impacta directamente en la salud del Sistema Arrecifal Mesoamericano. La presencia de contaminantes derivados de desechos plásticos dentro de tejidos fisiológicos de diferentes especies ícticas de interés pesquero, ponen en evidencia el grado de afectación que los hábitos de consumo impactan, dentro de una sociedad que se caracteriza por una mala administración de desechos sólidos, escasa legislación sobre la

producción de materiales tóxicos y la inadecuada práctica de hábitos de consumo sin el fomento de una cultura de rechazo hacia materiales potencialmente desechables y tóxicos.

Se espera que los resultados del presente estudio permitan a las autoridades tomar medidas de mitigación hacia los ecosistemas afectados, tomar medidas de ordenamiento sobre las prácticas de procesamiento y almacenamiento de desechos sólidos que disminuyan la exposición a riesgos ambientales, generar acciones multi-institucionales que incluyan al sector privado responsable de la manufactura de materiales tóxicos potencialmente desechables, para la mitigación y reparación de los daños ecológicos provocados históricamente, disminuir progresivamente la producción de plástico para uso de empaques, tales como botellas, bolsas, trastos diversos.

Referencias

- Adams, W. J., Biddinger, G. R., Robillard, K. A., & Gorsuch, J. W. (1995). A Summary of the acute toxicity of 14 phthalate esters to representative aquatic organism. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 14(9), 1569-1574. doi: 10.1002 / etc.5620140916
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry, ATSDR. (1996). Diethyl Phthalate Cas#84-66-2. Atlanta. Recuperado de:
https://www.sigmaaldrich.com/catalog/product/aldrich/w512206?lang=en®ion=GT&gclid=Cj0KCQjwkZiFBhD9ARIsAGxFX8B6PQIdc0pDxRU9BJQ34vZ_HO5xYPT6EBO7jXTYD3ZLcbg0sG8FApAaAmiGEALw_wcB
- Aguilar, A. (2005). Los peces como indicadores de la calidad ecológica del agua. *Revista Digital Universitaria*, 6(8). Recuperado de
http://www.revista.unam.mx/vol.6/num8/art78/ago_art78.pdf
- Avalos, C., Ortíz, J., Polanco, F., & Pacay, A. (2018). Estado poblacional del pepino de mar (Clase Holothuroidea) en el Caribe de Guatemala. *Ciencia, tecnología y salud*, 5(1), 16-24. doi: <http://dx.doi.org/10.36829/63CTS.v5i1.%25>

- Brémond, R., & Perrodon, C. (1979). *Parametres de la qualite des eaux*. Paris, France.
- Bustamante, P., Lizama, B., Olaíz, G., & Vázquez, F. (2001). Ftalatos y efectos en la salud. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 17(4), 205-215. Recuperado de : <https://www.revistascca.unam.mx/rica/index.php/rica/article/view/25362>
- Canadian Council of Ministers of the Environment, C. (2008). Canadian Water Quality Guidelines.
- Carlson, R. (1977). A Trophic State Index for Lakes. 2(22), 361 - 369.
- Centro Nacional de Información Biotecnológica. (2021). Ftalato de bis (2-etilhexilo). *Pubchem*. Recuperado de https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Bis_2-ethylhexyl_-phthalate
- Díaz Padín, N., Rodríguez Fourquet, C., Martínez Castillo, Y., Gardinali, P., & Solares Quinete, N. (2019). Cuantificación de los ftalatos en los sedimentos de la reserva natural Humedal Punta Tuna en Munabo, Puerto Rico. *1er Congreso Manglares de América*. Ecuador. Recuperado de <http://www.manglaresdeamerica.com/index.php/ec/article/view/11>
- FUNDARY, CONAP, TNC. (2006). *Plan de Conservación de Área 2007 - 2011 Refugio de Vida Silvestre Punta de Manabique*. Guatemala: FUNDARY-PROARCA-TNC.
- González-Bernat, M. J., & Clifton, J. (2019). A governance analysis of Guatemala's first recongnized marine protected area: The Wildlife Refuge of Punta de Manabique (RVSPM). *Marine Policy*. doi:<https://doi.org/10.1016/j.marpol.2019.103626>
- Hai_Tao, G., Xu, R., Wei-Xin, C., Xu, Z., Ye-Hui-Mei, Y., Lingeng, L., . . . Yang, S. (2016). Food Emulsifier Glycerin Monostearate Increases Internal Exposure Levels of Six Priority Controlled Phthalate Esters and Exacerbates Their Male Reproductive Toxicities in Rats. *Plos one*, 11(8). doi:10.1371/journal.pone.0161253

Herrera, A., & Silva, R. (2014). Identificación y cuantificación de huellas de plaguicidas persistentes, en el Sistema de Humedales y zona este Marino Costera del Refugio de Vida Silvestre Punta de Manabique, durante el año hídrico mayo 2013 - abril 2014 y efectos socioeconómicos. *DIGI-USAC*. Recuperado de <https://digi.usac.edu.gt/bvirtual/informes/puirna/INF-2013-38.pdf>

Kickham, P., Otton, V., Moore, M., Ikonomou, G., & Gobas, F. (2012). Relationship between biodegradation and sorption of phthalate esters and their metabolites in natural sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry*. doi:10.1002/etc.1903

Kumar Selvaraj, k., Sundaramoorthy, G., Kumar Ravichandran, P., Kumar Girijan, G., Sampath, S., & Rajendran Ramaswamy, B. (2014). Phthalate esters in water and sediments of the Kaveri River, India: environmental levels and ecotoxicological evaluations. *Environmental Geochemistry and Health*. doi:10.1007/s10653-014-9632-5

Lee, J., Pedersen, A. B., & Thomsen, M. (2014). The influence of resource strategies on childhood phthalate exposure- The role of REACH in a zero waste society. *Environment international*, 312-322. Recuperado de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160412014002517>

Liao, C. S., Chen, L. C., Chen, B. S., & Lin, S. H. (2010). Bioremediation of endocrine disruptor di-n-butyl phthalate ester by *Deinococcus radiodurans* and *Pseudomonas stutzeri*. *Chemosphere*, 342-346. doi: 10.1016 / j.chemosphere.2009.10.020

Mayer Jr, F. L., & Sanders, H. O. (1973). Toxicology of Phthalic Acid Esters in Aquatic Organism. *Environmental Health Perspectives*, 153 - 157. doi: 10.1289 / ehp.7303153

Mazariegos-Ortíz, C., Rosales, M., Carrillo-Ovalle, L., Pereira, R., Costa, M., & Meigikos, R. (2020). First evidence of microplastic pollution in the El Quetzalito sand beach of the

Guatemalan Caribbean. *Marine Pollution Bulletin*. doi:

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111220>

Poopal, R., Ramesh, M., Maruthappan, V., & Rajendran, B. (2017). Potential effects of low molecular weight phthalate esters (C₁₆H₂₂O₄ and C₁₂H₁₄O₄) on the freshwater fish *Cyprinus carpio*. *Toxicology Research*. doi: 10.1039/c7tx00084g

Rastkari, N., Jeddi, M. Z., Yunesian, M., & Ahmadkhaniha, R. (2017). The effect of storage time, temperature and type of packaging on the release of phthalate esters into packed acidic liquids. *Food Technol Biotechnol*, 55(4), 562-569. doi:10.17113/ftb.55.04.17.5128

Sevilla Bernabeu, M. L., Ubeda Ruiz, P. J., Saquero Martínez, M., Martínez Cánovas, M. J., Matínez López, C., & López Casares, R. (2016). Análisis de ftalatos en detergentes y limpiadores por dos métodos analíticos. *Salud Ambiental*, 16(1), 6-12.

Shen, C., Wei, J., Wang, T., & Wang, Y. (2019). Acute toxicity and responses of antioxidant systems to Dibutyl Phtalalte in neonate and adult *Daphnia magna*. *Peerj*, 1-19.

Stalling, D. L., Hogan, J. W., & Johnson, J. L. (1973). Phthalate ester residues - Their Metabolism and Analysis in Fish. *Environmental Health Perspectives*, 159-173.

Staples, C. A., Adams, W. J., Parkerton, T. F., Gorsuch, J. W., Biggingers, G. R., & Reiner, K. H. (1997). Aquatic Toxicity of Eighteen Phthalate Esters. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 875-891.

Suh, H., & Rodríguez, E. (2017). Determinación del pH y contenido total de azúcares de varias bebidas no alcohólicas: su relación con erosión y caries dental. *Odonto Investigación*, 17-30. Recuperado de <https://revistas.usfq.edu.ec/index.php/odontoinvestigacion/article/view/851/1086>

United States Environmental Protection, E. (2007). *Phthalates teach chemical summary*.

Recuperado de <https://archive.epa.gov/region5/teach/web/html/index.html>

Van Wezel, A. P., van Vlaardingen, P., Posthumus, R., Crommentuijn, G. H., & Sijm, D. H. (2000). Environmental Risk Limits for Two Phthalates, with Special Emphasis on Endocrine Disruptive Properties. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 305-321. doi:10.1006 / eesa.2000.193

Wang, Y., & Zhou, J. (2013). Endocrine disrupting chemicals in aquatic environments: A potential reason form organismo extinction? *Aquatic Ecosystem Health and Managenement*, 16(1), 88-93.

Wetzel, R. (1981). *Limnología*. Barcelona: Omega.

Xueping, C., Shisan, X., Tianfeng, T., Sin, T. L., Shuk, H. C., Fred Wand, F. L., . . . Kin, C. H. (2014). Toxicity and Estrogenic Endocrine Disrupting Activity of Phtalates and Their Mixtures. *International Journal of Environmental Research and Public Heath*, 3156-3168. doi:10.3390/ijerph110303156

Yuan, H., Tai, Z., Li, Q., & Zhang, F. (2020). Characterization and surce identification of organic phosphorus in sediments of a hypereutrophic lake. *Environmental Pollution*. doi:<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113500>

12. Apéndice



Figura 16: Boca barra del río Motagua con altos niveles de contaminación por desechos sólidos.



Figura 17: Registro de parámetros de campo y muestras de agua en la zona marina de la barra del río Motagua.



Figura 18. Registro de parámetros de calidad del agua en la superficie, a dos kilómetros de la orilla de la playa frente a la desembocadura del río Motagua. Las condiciones de tiempo el día de muestreo no presentaron precipitaciones y la mínima corriente marina permitió apreciar el color del agua que indica alta productividad primaria (transparencia 1.3 metros)



Figura 19: Colecta de muestras de gónadas de peces procedentes de lanchas de pesca artesanal marina (redes de agalle) que ingresan por la bocabarra del río Motagua



Figura 20: Peces marinos extraídos por medio de palangre, Sábalo y Mirasol, cuyos estómagos y gónadas fueron extraídos y analizados en el estudio



Figura 21. Final de laguna Tinta, cuerpo de agua derivado de la corriente principal del río Motagua, se interna dentro de zonas agrícolas y ha perdido extensión inundada a través del tiempo. El acompañamiento y apoyo institucional de CONAP, unidad técnica de Puerto Barrios fue imprescindible para alcanzar los resultados del proyecto



Figura 22. Pesca familiar en la zona litoral de las costas caribeñas, entre Guatemala y Honduras, en la zona intermedia entre la desembocadura del río Motagua y el estero Motagua Viejo. La reducida franja de playa se ve contaminada por desechos sólidos y la vegetación forestal se ve reducida. La familia contribuyó con peces del litoral para el análisis de sus vísceras



Figura 23. La pesca de subsistencia familiar aportó muestras de peces juveniles, tales como jureles, bagres, palometas. Se extrajeron las vísceras y fueron clasificadas para su análisis posterior



Figura 24. Zona interna del estero Motagua Viejo. La lancha de investigación estuvo integrada por un Guardarecursos guía, un pescador, un representante del área técnica de CONAP Puerto Barrios y una persona (estudiante) de apoyo para el registro de datos. Todos los participantes apoyaron integralmente en el trabajo de campo, interactuando con equipos de muestreo, artes de pesca y en sana convivencia para que las jornadas de trabajo se hicieran mucho más amenas y agradables, retroalimentando con la interpretación ecológica local



Figura 25. Pesca de investigación, utilizando líneas con anzuelo y carnada (cangrejo), a cargo de Felipe Ortega, pescador y buzo local, Campeón Nacional de Pesca de Pez León



Figura 26. Registro de información de calidad ecológica en la bocabarra del estero Motagua Viejo, se observa en el fondo la pérdida de cobertura forestal en la entrada del humedal



Figura 27. Colecta de muestras de sedimentos marinos por medio de una draga tipo Eckman, efectuada por el Guarda Recursos y Guía Experto en el Área Protegida, Noe Ortega



Figura 28. Muestra integrada de peces colectados mediante técnicas y artes locales. Se les extrajo las vísceras y formaron parte de una proporción del total de muestras de tejidos fisiológicos de peces, que fueron analizadas en el estudio



Figura 29. Playa frente a la laguna San Francisco del Mar, aproximadamente a 25 kilómetros de distancia de la desembocadura del río Motagua, contaminada con abundantes desechos sólidos que en 99% se constituyen en plásticos, de los cuales la mayor parte está integrada por botellas PET. En esta zona se detectaron las concentraciones más elevadas de ésteres ftálicos tóxicos, en los sedimentos de la laguna, la arena de la playa y el agua, dentro del mar a 500 metros de la playa



Figura 30. El interior de la laguna San Francisco del Mar cuenta con árboles de manglar que forman un parche alrededor de la laguna, lo cual la separa de la zona deforestada que la rodea. Es un humedal de gran importancia, que fue calificado muy bajo en el orden de calidad ecológica, en parte por su baja profundidad, poca oxigenación, poca transparencia y alto contenido de fósforo



Figura 31. En una pequeña zona que separa la zona litoral marina y playa, de la laguna San Francisco del Mar, se desarrolla un Tortugario (único en toda el área protegida) que maneja el Guarda recursos Evelio Reyes, de la comunidad San Francisco del Mar. El manejo es eminentemente artesanal, llevado a cabo con la amplia experiencia de Evelio Reyes, quien ha conservado esta práctica de conservación durante mucho tiempo y constituye una luz de esperanza en esta área tan contaminada, pero tan importante para el desarrollo de la vida silvestre marina costera, que es de importancia regional y global



Figura 32 y 33. Un total de 19 tortugas marinas, de la especie *Carey Eretmochelys imbricata* (en peligro de extinción) sobrevivieron al período de incubación en las instalaciones del tortugario de San Francisco del mar. Paradójicamente las tortugas eclosionaron una noche antes del día de muestreo. Lo hemos interpretado como una señal e indicador, de la importancia del área protegida para la región y el planeta y el grado de resistencia que ha presentado hasta el momento. Los resultados de la investigación demuestran que se deben tomar acciones mucho más incidentes de las que se han adoptado en los últimos años, los servicios del ecosistema se siguen percibiendo aunque a menor escala, la contaminación se percibe cada vez a escala más elevada, y ese desequilibrio puede representar una sentencia



Figura 34. El impacto de los residuos plásticos se observó incluso en zonas del humedal muy internas, en áreas de manglar que son refugio silvestre para la reproducción de múltiples especies acuáticas. Está demostrado que los ésteres ftálicos que provienen de la exposición de plásticos al agua y suelo, afectan la reproducción de fauna en términos generales



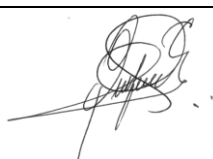
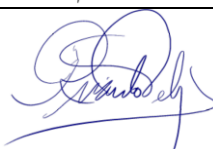
Figura 35. La desembocadura del río Motagua, playas completamente saturadas de desechos plásticos, posterior al paso de la tormenta Iota, en noviembre de 2020. Es una muestra del riesgo que se corre al ubicar el sitio de manejo y procesamiento de desechos, en un área protegida, una zona silvestre de importancia regional. El alto consumo de productos que están contenidos en un recipiente plástico, sumado a la ausencia de manejo y procesamiento de desechos sólidos en las partes altas de las cuencas, origina una zona de acumulación, en la desembocadura del río Motagua





Figura 36. Equipo humano de apoyo local, Elda Ortega (Estudiante), Evelio Reyes e hijo (Guarda recursos CONAP), Noe Ortega (Guarda recursos CONAP), Salvador Troches (Guarda recursos CONAP), Noe Ortega y Alan Gatica (Investigador DIGI-USAC)

Listado de los integrantes del equipo de investigación

Contratados por contraparte y colaboradores

Nombre	Firma
PhD. Pedro Julio García Chacón Director Instituto de Investigaciones Hidrobiológicas CEMA-USAC	
PhD. Ricardo Véliz Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia USAC.	

Contratados por la Dirección General de Investigación

Nombre	Categoría	Registro de Personal	Pago		Firma
			SI	NO	
Rodrigo Silva Gavarrete	Investigador	20080373			
Alan Humberto Gatica Herrera	Investigador	20130218			

Guatemala 26 de febrero de 2021.



PhD. Pedro Julio García Chacón
Coordinador
Proyecto de Investigación

Ing. Julio Rufino Salazar

Programa Universitario de Investigación

Ing. Julio Rufino Salazar

Coordinador General de Programas