



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA

Contaminantes organoclorados en sedimentos y organismos de la laguna de Sontecomapan, Veracruz, México.

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

MAESTRA EN CIENCIAS

PRESENTA:

Karen Cepeda Aldana

TUTORA PRINCIPAL:

Dra. María Guadalupe Ponce Vélez
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM

COMITÉ TUTOR:

Dr. Francisco Javier Flores de Santiago
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM
Dr. Enrique Ávila Torres
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM
Dr. Antonio Zoilo Márquez García
División de Ciencias Biológicas y de la Salud, Unidad Iztapalapa, UAM
Dra. Laura Georgina Calva Benítez
Departamento de Hidrobiología, Unidad Iztapalapa, UAM

MÉXICO, CD. MX., ENERO, 2023



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



Contaminantes organoclorados en sedimentos y organismos de la laguna de Sontecomapan, Veracruz, México.

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

MAESTRA EN CIENCIAS

PRESENTA:

Karen Cepeda Aldana

TUTORA PRINCIPAL:

Dra. María Guadalupe Ponce Vélez
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM

COMITÉ TUTOR:

Dr. Francisco Javier Flores de Santiago
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM
Dr. Enrique Ávila Torres
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM
Dr. Antonio Zoilo Márquez García
División de Ciencias Biológicas y de la Salud, Unidad Iztapalapa, UAM
Dra. Laura Georgina Calva Benítez
Departamento de Hidrobiología, Unidad Iztapalapa, UAM

MÉXICO, CD. MX., ENERO, 2023

Agradecimientos

Al Posgrado de Ciencias del Mar y Limnología por la oportunidad de estudiar una maestría.

A CONACYT por la beca otorgada y al proyecto IN206720 del Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica (PAPIIT) de la UNAM bajo la responsabilidad de la Dra. Laura Sanvicente Añorve del instituto de Ciencias del Mar y Limnología, por el apoyo para la realización de todas las campanas de muestreo en el área de estudio que aportaron el material sedimentario y biológico que sustentaron esta tesis.

A mi asesora, la Dra. Lupita Ponce por el apoyo y los consejos tanto en lo académico como en lo personal.

A los miembros del Jurado de Examen de grado: Dr. Antonio Márquez, Dr. Francisco Flores, Dra. Laura Calva y al Dr. Enrique Ávila por sus aportaciones para la mejora de este proyecto.

Al Dr. Vázquez Botello como responsable del área de Contaminación Marina del ICML, por apoyar el desarrollo de este trabajo.

ÍNDICE GENERAL

1	Introducción.	9
2	Marco teórico	11
3	Antecedentes.	16
4	Justificación	18
5	Preguntas de investigación.	19
6	Hipótesis.	20
7	Objetivos	20
8	Área de estudio.	21
9	Métodos.	23
	9.1 Trabajo de campo.	23
	9.2 Trabajo de laboratorio.	23
	9.3 Trabajo de gabinete.	31
10	Resultados.	31
	10.1 Prueba de normalidad en parámetros sedimentológicos.	31
	10.2 Materia orgánica.	32
	10.3 Carbonatos.	36
	10.4 Granulometría.	40
	10.5 Prueba de normalidad de COC en sedimentos	50
	10.6 COC en sedimentos.	52
	10.7 Riesgo ecotoxicológico	68
	10.8 Prueba de normalidad de COC en organismos.	71
	10.9 COC en organismos	73
	10.10. Condición de salud de los peces	82
	10.11 Análisis estadístico.	86
	10.12 BPC en sedimentos y organismos	89
11	Conclusiones	96
11	Referencias.	98
12	Anexo	109

Índice de Figuras

1.	Plaguicidas totales utilizados en México (FAOSTAT, 2020).	11
2.	Representación conceptual de la movilidad, transporte y destino final de COP.	14
3.	Representación conceptual de la bioconcentración en peces.	15
4.	Representación conceptual de la bioacumulación en peces.	15
5.	Mapa de la localización de la zona de estudio y puntos de muestreo	21
6.	Diagrama de clasificación de sedimentos (Shepard, 1954)	30
7.	Distribución espacial de la materia orgánica en sedimentos superficiales de la Laguna de Sontecomapan (octubre, 2019).	34
8.	Distribución espacial de la materia orgánica en sedimentos superficiales de la Laguna de Sontecomapan (octubre, 2019).	35
9.	Distribución espacial de carbonatos en sedimentos superficiales de la Laguna de Sontecomapan (octubre, 2019).	38
10.	Distribución espacial de carbonatos en sedimentos superficiales de la Laguna de Sontecomapan (mayo, 2021).	39
11.	Clasificación del tipo de sedimento de la Laguna de Sontecomapan (octubre, 2019).	42

12. Clasificación del tipo de sedimento de la Laguna de Sontecomapan (mayo, 2021).	43
13. Distribución espacial de arenas en sedimentos superficiales de la Laguna de Sontecomapan (octubre, 2019).	44
14. Distribución espacial de arenas en sedimentos superficiales de la Laguna de Sontecomapan (mayo, 2021).	45
15. Distribución espacial de limos en sedimentos superficiales de la Laguna de Sontecomapan (octubre, 2019).	46
16. Distribución espacial de limos en sedimentos superficiales de la Laguna de Sontecomapan (mayo, 2021).	47
17. Distribución espacial de arcillas en sedimentos superficiales de la Laguna de Sontecomapan (octubre, 2019).	48
18. Distribución espacial de arcillas en sedimentos superficiales de la Laguna de Sontecomapan (mayo, 2021).	49
19. Distribución espacial de POC en sedimentos superficiales de la Laguna de Sontecomapan (octubre, 2019).	54
20. Concentración (ng/g) y porcentaje de la presencia de POC por familia en sedimentos (octubre,2019)	54
21. Concentración (ng/g) y porcentaje de la presencia de POC por familia en sedimentos (mayo, 2021)	57
22. Distribución espacial de POC en sedimentos superficiales de la Laguna de Sontecomapan (mayo, 2021)	58
23. Cambio de uso de suelo de 2005 de la Laguna de Sontecomapan, Ver.	61
24. Cambio de uso de suelo de 2010 de la Laguna de Sontecomapan, Ver.	62
25. Cambio de uso de suelo de 2015 de la Laguna de Sontecomapan, Ver.	63
26. Superficie sembrada por cultivo en México (INEGI, 2019).	66
27. Producción por cultivo en México (INEGI, 2019).	66
28. Concentración (ng/g) de POC en organismos de la laguna de Sontecomapan (octubre, 2019).	77
29. Concentración (ng/g) de POC en organismos de la laguna de Sontecomapan (mayo, 2021).	78
30. Presencia de BPC en muestras de sedimentos y organismos de la Laguna de Sontecomapan, Ver.	90
31. Presencia de BPC en sedimentos de la Laguna de Sontecomapan, Ver. (octubre, 2019).	91
32. Presencia de BPC en sedimentos de la Laguna de Sontecomapan, Ver. (mayo 2021).	91
33. Presencia de BPC en organismos de la Laguna de Sontecomapan, Ver., (octubre, 2019)	92
34. Presencia de BPC en organismos de la Laguna de Sontecomapan, Ver., (mayo, 2021)	93

Índice de Tablas

1. Propiedades fisicoquímicas de COP.	12
2. Efectos de los COP en peces y humanos (Zaragoza- Bastida <i>et al.</i> , 2016)	16
3. Parámetros de control de calidad para la determinación de COP	26
4. Prueba de normalidad Shapiro-Wilk de parámetros sedimentológicos..	32
5. Materia orgánica en los sedimentos superficiales de la Laguna de Sontecomapan (octubre, 2019; mayo, 2021).	33
6. Carbonatos en los sedimentos superficiales de la Laguna de Sontecomapan (octubre, 2019; mayo, 2021).	37

7. Granulometría y tipo de sedimento dominante en la laguna de Sontecomapan (octubre, 2019; mayo, 2021)	41
8. Prueba de normalidad Shapiro-Wilk para POC en sedimentos	51
9. Plaguicidas organoclorados en sedimentos superficiales de la Laguna de Sontecomapan (octubre, 2019).	53
10. Plaguicidas organoclorados en sedimentos superficiales de la Laguna de Sontecomapan (mayo, 2021)	59
11. Superficie cosechada y producción agrícola en los distritos de riego (2017-2018) (CONAGUA, 2019).	64
12. Principales cultivos en los distritos de riego de México (2018-2019) (CONAGUA, 2019).	65
13. Concentraciones (ng/g) de los criterios de calidad sedimentaria en sedimentos (Long et al., 1995; Buchman, 2008).	69
14. Prueba de normalidad Shapiro-Wilk para COC en organismos (octubre, 2019; mayo 2021).	72
15. Especies de peces de la laguna de Sontecomapan y sus características morfo-biológicas.	73
16. Plaguicidas organoclorados en organismos de la Laguna de Sontecomapan (octubre, 2019).	74
17. Plaguicidas organoclorados en organismos de la Laguna de Sontecomapan (mayo, 2021).	79
18. Plaguicidas organoclorados en organismos de la Laguna de Sontecomapan comparados con guías de calidad internacionales.	81
19. Condición de salud de los peces de la Laguna de Sontecomapan.	83
20. Coeficientes de correlación de Spearman de mayor magnitud en POC (octubre, 2019; mayo, 2021).	86

Abreviaturas

COP: Contaminantes Orgánicos Persistentes
 POC: Plaguicidas Organoclorados
 BPC: Bifenilos Policlorados
 COC: Contaminantes Organoclorados
 SENASICA: Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria
 IARC: Agencia Internacional de Investigación sobre Cáncer
 FAO: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura
 INECC: Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático
 USEPA: Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos
 SAGARPA: Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación
 CONABIO: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad
 PNUMA: Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente
 SEMARNAT: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales
 CONANP: Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas
 FC: Factor de Condición
 IHC: Índice Hepatosomático
 CONAGUA: Comisión Nacional del Agua
 INEGI: Instituto Nacional de Estadística y Geografía
 CICOPAFEST: Comisión Intersecretarial para el Control del Proceso y Uso de Plaguicidas y Sustancias Tóxicas
 COFEPRIS: Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios
 LMP: Límites Máximos Permisibles

Resumen

La Laguna de Sontecomapan, localizada en el estado de Veracruz, es un sistema costero y sitio RAMSAR que se encuentra sometido a diferentes presiones antropogénicas que se realizan en los alrededores como las actividades agropecuarias e industriales, que aportan compuestos de riesgo como los plaguicidas organoclorados y bifenilos policlorados, los cuales se acumulan en los sedimentos lagunares y en la biota, provocando distintos efectos secundarios en organismos y seres humanos, por sus características lipofílicas y de persistencia. Se determinaron las concentraciones de contaminantes organoclorados en sedimentos y organismos pertenecientes a tres grupos taxonómicos: peces, crustáceos y moluscos en dos épocas climáticas diferentes; siguiendo el método USEPA 3546 (2001). Se registró la presencia de 16 plaguicidas organoclorados y seis bifenilos policlorados, además de estimar el riesgo ecotoxicológico en los sedimentos, así como su relación con parámetros sedimentológicos. Conjuntamente se analizaron estos contaminantes en los organismos, con la condición de salud de los peces. Los resultados obtenidos indicaron que los sedimentos presentaron el 87.5% de los plaguicidas organoclorados analizados, mientras que en los organismos se registró el 93.7%. Los bifenilos policlorados no superaron los criterios de calidad analítica, únicamente se pudieron documentar los registros cromatográficos de los siguientes congéneres BPC77, 81, 118 y 123. Existieron diferencias significativas ($p < 0.05$) en las concentraciones de plaguicidas en los sedimentos lagunares, siendo mayores en la época de secas. Las concentraciones de los plaguicidas superaron los criterios de calidad sedimentaria internacional, por lo que existe probabilidad de daño en la comunidad bentónica. Las concentraciones determinadas en los organismos fueron de 100 a 1,700 ng/g, superando las guías de calidad internacionales. La condición de salud de los peces se vio comprometida, siendo *Sphyraena guachancho* (tolete) y *Caranx hippos* (jurel) los más afectados.

Abstract

Sontecomapan Lagoon, located in the state of Veracruz, is a coastal system and RAMSAR site subjected to a myriad of nearby anthropogenic pressures, including agricultural and industrial activities, which add compounds that are hazardous to health, such as organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls, which tend to accumulate within the lagoon sediments and biota causing different negative effects in organisms and humans due to their lipophilic and persistence characteristics. The concentrations of pollutants in sediments and samples of organisms from three taxonomic groups were determined: fishes, crustaceans, and mollusks, during two different climatic periods, following the EPA 3546 (2001) method. The presence of 16 organochlorine pesticides and six polychlorinated biphenyls was registered, and, the ecotoxicological risk on sediments and their relationship with sedimentological parameters were also estimated. These contaminants in the organisms were analyzed, as well as the health condition of fishes. Results indicated that 87.5% of the organochlorine pesticides analyzed were found in the sediments, while 93.7% in the organisms. Polychlorinated biphenyls did not pass the analytical quality criteria, and only the following chromatographic records congeners were documented: PCB77, 81, 118, and 123. The concentrations of pesticides in the lagoon sediments showed significant differences ($p < 0.05$), being the dry season the one that presented the highest concentrations. Pesticide concentrations exceeded international sediment quality criteria, therefore, a higher probability of impact on the benthic community. The concentrations determined in the organisms were from 100 to 1,700 ng/g, exceeding the international quality guidelines. The health condition of fish is compromised, being *Sphyraena guachancho* (barracuda) and *Caranx hippos* (jack) as the most affected species.

INTRODUCCIÓN

Las lagunas costeras son depresiones en la región costera que presentan una conexión permanente o efímera con el mar, además de estar protegidas por algún tipo de barrera. Su conformación estructural resulta de la interrelación de varios ecosistemas como es el caso de los manglares, ríos, vegetación acuática, entre otros (Lankford, 1977). Reciben y acumulan en abundancia nutrientes y materia orgánica que proceden de distintas fuentes y son transportados hacia el mar, por lo que pueden ser sitios de crianza de muchas especies y de igual forma almacenar desechos antropogénicos ocasionando contaminación en estas áreas (Contreras y Castañeda, 2004).

Entre los desechos se encuentran los Contaminantes Orgánicos Persistentes (COP) en particular los organoclorados (COC), de los que forman parte los plaguicidas (POC) y los bifenilos (BPC). Los primeros son considerados agroquímicos y se utilizan mayoritariamente para el control de plagas relacionadas con actividades agropecuarias, así como para reducir la presencia de vectores de enfermedades como paludismo, dengue, zika y chikungunya pueden ser, insecticidas, fungicidas, herbicidas, acaricidas, molusquicidas, nematocidas y rodenticidas (SENASICA, 2013). Los BPC son compuestos de uso industrial principalmente en el sector eléctrico debido a sus características de alta estabilidad y conducción eléctrica se utilizan como transformadores eléctricos, fluidos hidráulicos o como condensadores aislantes (Addison *et al.*, 2014); ambos grupos de contaminantes organoclorados están incluidos en el Convenio de Estocolmo para su eliminación progresiva y México es signatario del mismo (Plan Nacional de Implementación del Convenio de Estocolmo, 2007).

Los COC llegan a los ambientes costeros a través de diversos procesos por medio de ríos, escurrimientos o transporte atmosférico. En este tipo de sistemas existe un impacto en la biota acuática, ya que estos COP, se almacenan en los tejidos de organismos filtradores como almejas, mejillones y ostiones, que se encuentran en los primeros eslabones de la cadena trófica, además de otras especies de consumo humano como peces y crustáceos. Conjuntamente, en estos ecosistemas ocurren

transformaciones y procesos como precipitación, sedimentación, almacenamiento y resuspensión, además de factores fisicoquímicos, que causan que estos compuestos se vuelvan más tóxicos y permanezcan más tiempo en estos sitios (Páez-Osuna y Osuna-Martínez, 2011). En los efectos que tienen sobre la biota, especialmente en peces, se ha demostrado que en pequeñas cantidades pueden causar alteraciones en la reproducción, afecciones en el hígado, riñones y en concentraciones mayores afectan el sistema nervioso, además de ser perturbadores hormonales, en los humanos son perturbadores endocrinos, dañan el sistema nervioso, producen afectaciones reproductivas, alteran el sistema inmunológico y provocan alergias e hipersensibilidad además de estar relacionado con tumores cancerígenos (Zaragoza-Bastida *et al.*, 2016). Por lo tanto, la Agencia Internacional de Investigación sobre Cáncer (IARC, por sus siglas en inglés) ha clasificado a algunos POC como el lindano, como carcinógeno para humanos (Grupo 1), probables carcinógenos para humanos como el *p,p'*-DDT (Grupo 2A) y posibles carcinógenos para humanos como el heptacloro (Grupo 2B); mientras que los BPC forman parte del Grupo 1 (IARC, 2020).

En México estos compuestos se empezaron a utilizar en 1946 y es el segundo país en Latinoamérica con mayor uso de plaguicidas, los principales cultivos en los que se emplean son maíz, caña, frutales, cítricos, frijol, arroz, trigo y chile. En el periodo 1988-1990 hubo una epidemia de paludismo en la que se aplicaron grandes volúmenes de *p,p'*-DDT principalmente en Yucatán y Campeche y en 1992 otro evento importante de este mismo padecimiento permitió la aplicación de aproximadamente 100,000 kg de ingrediente activo del cual, el 99% fue este insecticida organoclorado siendo los estados más afectados Veracruz (50%), Tabasco (25%) y Campeche (25%) (Cobos *et al.*, 2014). En cuanto a los BPC, su uso en el país comenzó aproximadamente en 1940, con la importación en masa de líquidos aislantes y fluidos para electricidad, principalmente de Europa y Estados Unidos (INEEL, 1997).

En México, el uso de plaguicidas es una práctica normalizada, esto se demuestra por el aumento en la utilización de estos en los últimos veinte años (Fig. 1), el cual llegó a casi 60,000 toneladas en el 2018. De igual manera se hace uso de

plaguicidas (Endosulfán y *p,p'*-DDT principalmente) que están prohibidos en otros países, además de estar incluidos en convenios ambientales internacionales como el de Estocolmo, Rotterdam y Montreal. En cuanto a plaguicidas de alta peligrosidad incluidos los POC, desde 2010 hasta 2019 las importaciones de estos compuestos fueron de 233,724 toneladas de las cuales en el 2019 hubo 22,832.15 importaciones y 12,194.20 de exportaciones (FAOSTAT, 2021; INECC, 2020).

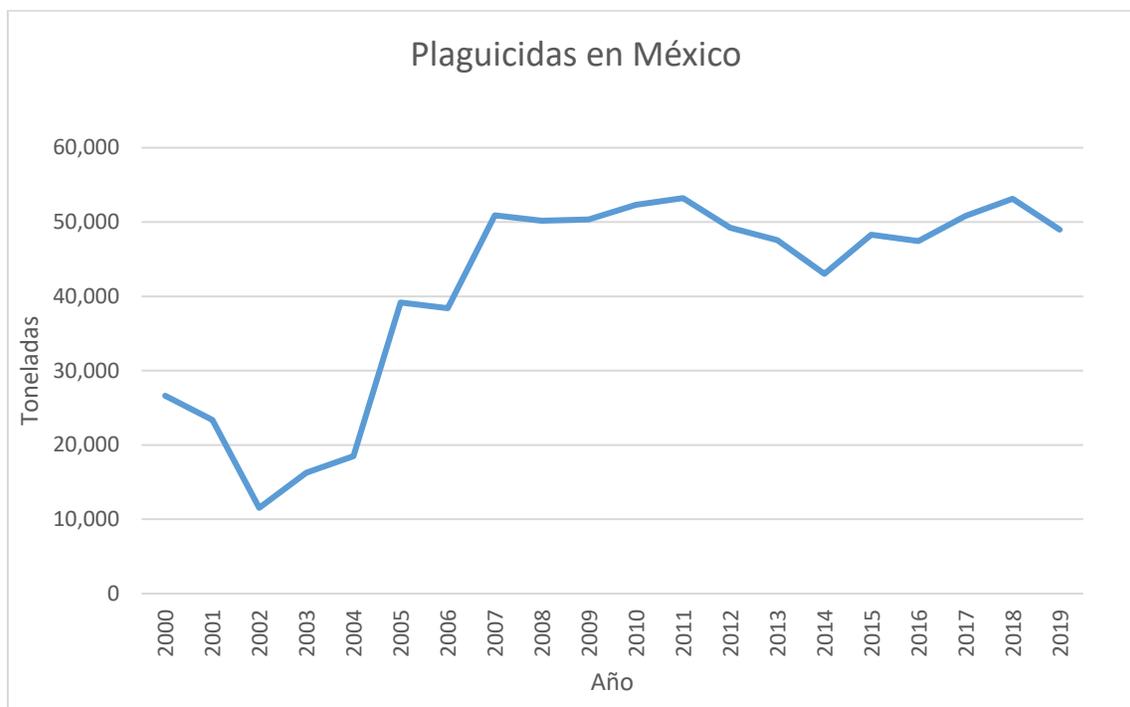


Figura 1. Plaguicidas totales utilizados en México (FAOSTAT, 2020).

MARCO TEÓRICO

Los COP son compuestos químicos que se utilizan para fines biocidas, sanitarios, uso industrial y residuos no intencionales. Estos se caracterizan principalmente por:

- **Persistencia:** se debe a la alta resistencia que presentan estos compuestos a la degradación ya sea química, biológica, hidrolítica y/o fotolítica.
- **Bioacumulación y biomagnificación:** estos xenobióticos muestran una solubilidad lipofílica por lo que se acumulan en los tejidos adiposos de los organismos principalmente, además de ser productos difíciles de metabolizar por lo que se quedan dentro de los organismos, esto lleva a la

biomagnificación, es decir, que las concentraciones van aumentando junto con el nivel trófico.

- Efectos secundarios: los COP poseen una alta toxicidad por lo que producen una serie de afectaciones en la biota, en los ecosistemas y en seres humanos.
- Capacidad de transporte a largas distancias: estos compuestos tienen una naturaleza semi- volátil que les confiere una movilidad, ya que se volatilizan en zonas cálidas y se condensan en zonas frías; transportándose por agua, aire e inclusive organismos migratorios.

Las características anteriores (De Bellabarba, 2011; MITECO, 2017) tienen su origen en las propiedades fisicoquímicas, siendo las más importantes, la solubilidad en el agua, volatilidad (presión de vapor), el coeficiente de reparto carbono orgánico (K_{oc}) y el coeficiente de reparto octanol-agua (K_{ow}); los dos últimos particularmente de mayor relevancia ya que determinan la distribución y ubicación final (INECC, 2007).

Tabla 1. Propiedades fisicoquímicas de COP (INECC, 2007; Narváez *et al.*, 2012; Leyva *et al.*, 2014; UOH, 2021)

COP	Log K_{ow}	K_{oc} ml/g	Presión de vapor mPa	Solubilidad acuosa
Aldrín	7.4	17, 500	8.6	0.027
Dieldrín	3.7	12, 000	0.024	0.14
Endosulfán	4.75	11, 500	0.83	0.32
Endrín	3.2	10, 000	2.0×10^{-07}	0.24
Heptacloro	5.5	24, 000	53	0.056
<i>p,p'</i> -DDT	6.91	151, 000	2.13×10^{-8}	0.025
PCB77	6.72	-	2.19×10^{-6}	-
PCB118	7.12	-	1.20×10^{-6}	-

El K_{oc} es la medida de la afinidad de los sedimentos o el suelo a adsorber compuestos orgánicos, es decir, determina la capacidad de un compuesto a ser retenido o liberado por el sedimento, que también depende de la cantidad de carbono presente en este (los valores del coeficiente son de 10, 000 a 10,000,000 ml/g). El coeficiente muestra la capacidad de los xenobióticos de moverse en el ambiente, (sedimento principalmente), ya que, las sustancias con un coeficiente de adsorción alto (K_{oc}) manifiestan una fuerte adherencia al sedimento y, por lo tanto, un cierto nivel de inmovilidad, posteriormente, los organismos detritívoros y/o bentófagos consumen estos sedimentos contaminados, por consiguiente, los analitos ingresan a la red trófica, a través de la ingesta y/o depredación de los consumidores secundarios.

En general, los compuestos hidrófobos y no polares tienen una mayor adsorción por los coloides de la materia orgánica; en el caso de los COC, presentan valores altos, algunos ejemplos de POC son: Aldrín 17,500 ml/g, *p,p'*-DDT 151,000 ml/g y Endosulfán con 11,500 ml/g por lo que tienen una fuerte adherencia a los sedimentos ricos en materia orgánica. Mientras que el K_{ow} se refiere a las características que poseen los compuestos de distribuirse entre dos solventes, el agua y el octanol (representa los lípidos presentes en los organismos); la alta afinidad por la porción lipídica facilita el transporte por las membranas y órganos de los individuos, lo que indica una alta capacidad de bioacumulación; el rango de valores de K_{ow} va de -3 a 7 (se reporta como $\text{Log}K_{ow}$) y los COP presentan niveles altos, como: Aldrín 7.4, *p,p'*-DDT 6.91 y Heptacloro 5.5, por lo tanto, tienden a almacenarse en los tejidos lipídicos de la biota y a quedarse acumulados en los sedimentos o suelos orgánicos, de ahí que se clasifiquen como persistentes (Tabla 1) (INECC, 2007; Narváez *et al.*, 2012; Leyva *et al.*, 2014; UOH, 2021).

Los organismos marinos están en contacto directo con los COP ya que el medio que los rodea puede estar contaminado (agua, sedimentos y otros organismos) (Fig. 2). Conjuntamente, el tiempo de exposición, la vía de entrada a los organismos, la cantidad a la que están expuestos, etc., determinan el nivel de toxicidad que puedan mostrar los organismos, presentado diferentes afectaciones; asimismo, la forma de obtención de estos contaminantes es de maneras distintas, siendo las más

importantes respiración e ingesta (ECHA, 2016). De los niveles de depósito de contaminantes en los organismos se desarrollaron dos conceptos diferentes que son, la bioconcentración y la bioacumulación, la primera se define como la acumulación neta de una sustancia química por un organismo acuático por la absorción directa del ambiente acuático (Fig. 3); mientras que la bioacumulación es la ingesta y retención de un contaminante por un organismo acuático que lo adquiere por diferentes medios, ya sea por alimento, o interacción directa con el agua y/o sedimento, es decir, es la tasa de intercambio de la sustancia que entra y sale del individuo (ingesta y excreción). Las tasas de intercambio pueden variar dependiendo de diversos factores, como: la fisiología de los organismos, la calidad del medio acuático, la estructura de la red trófica, así como de, las propiedades y concentración de la sustancia química (Fig. 4). En el caso de los COP, los organismos pueden presentar una mayor bioacumulación que bioconcentración, por sus propiedades lipofílicas y de alta persistencia (USEPA, 2000; FAO, 2021).

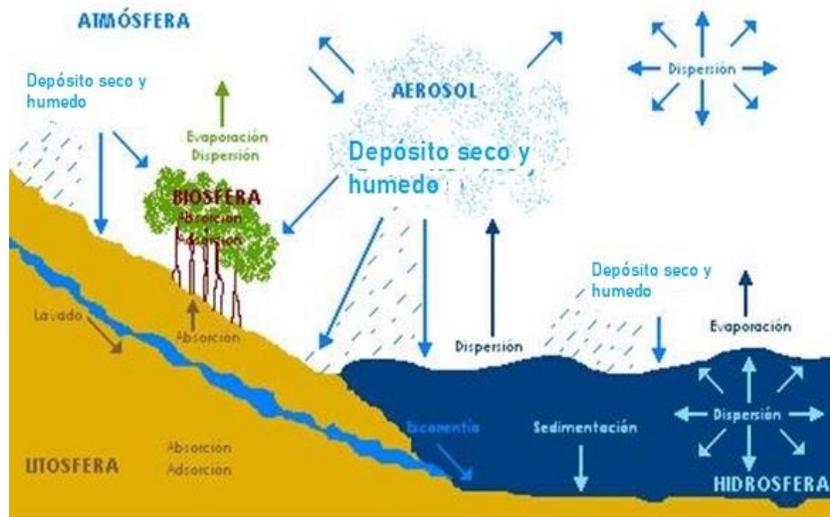


Figura 2. Representación conceptual de la movilidad, transporte y destino final de COP (recuperado de AEMET, 2018).

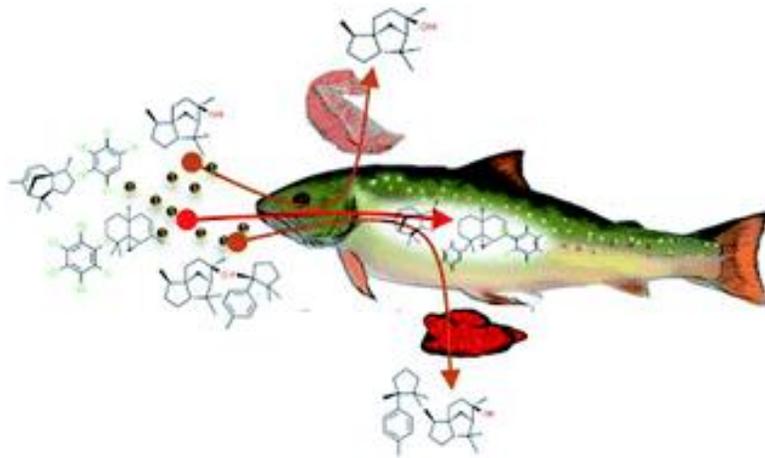


Figura 3. Representación conceptual de la bioconcentración en peces (recuperado de Sühling *et al.*, 2021).

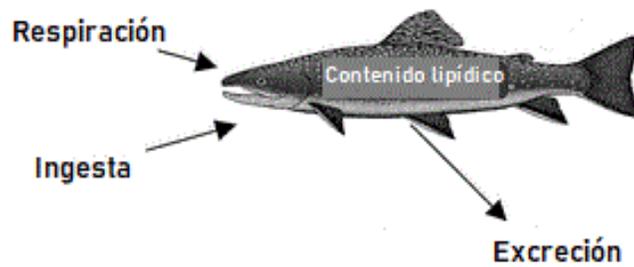


Figura 4. Representación conceptual de la bioacumulación en peces (modificado de Mackay *et al.*, 2017).

Estos xenobióticos pueden producir diversos riesgos ecológicos debido a los problemas fisiológicos que podrían presentar los organismos de toda la red trófica, esto por su exposición constante a los contaminantes. En el caso de los peces, las perturbaciones que se ha documentado son: daño hepático y en gónadas, inhiben su crecimiento y por lo tanto, disminuyen sus poblaciones, por lo que se ha sugerido medir el estado de salud de los peces y poder determinar posibles riesgos para las poblaciones humanas (Tabla 2) (Cifuentes *et al.*, 2012; Arias *et al.*, 2019; Miller *et al.*, 2020).

Tabla 2. Efectos de los COP en peces y humanos (Zaragoza- Bastida *et al.*, 2016).

Efectos en humanos	Efectos en peces
Cancerígenos	Alteran la gametogénesis
Perturbadores hormonales	Cancerígenos
Alteración del sistema inmunológico	Efectos teratogénicos
Alergias e hipersensibilidad	Daño en órganos
Daño al sistema nervioso	Daños celulares y en ADN
Trastornos reproductivos	Muerte

ANTECEDENTES

Se realizó una investigación y búsqueda de información para encontrar los informes de contaminantes en específico de organoclorados en la Laguna de Sontecomapan en Veracruz, a continuación, se presenta la información obtenida. En el Lago de Catemaco, Calderón-Villagómez *et al.* (2001), analizaron plaguicidas organoclorados en sedimentos y organismos, en el cual reportaron bajas concentraciones de *p,p'*-DDT (1.3 µg/kg) y Dieldrín (6.7 µg/kg), así como en sus productos derivados. En el 2012 Narváez y colaboradores elaboraron una revisión de la degradación y persistencia de diferentes grupos de plaguicidas, en la cual concluyeron que la estabilidad y vida media de los contaminantes está determinada por los procesos de degradación natural; sin embargo, remarcan la relevancia de remanentes con un importante impacto ambiental. Por otra parte, en 2016, Zaragoza-Bastida y colaboradores realizaron un análisis de los efectos que presentan los organoclorados en la salud pública y en el ambiente, presentando un reporte de las patologías y trastornos que pueden llegar a desarrollar las especies, tanto terrestres como acuáticas, incluyendo a los seres humanos (Cáncer, intoxicación, alteraciones en la absorción de nutrientes, etc.). En ese mismo año, Arellano-Aguilar y Rendón-von Osten, elaboraron una recopilación de estudios en diferentes regiones del país, llamado “La huella de los plaguicidas en México”, en

las cuales se analizaron los principales plaguicidas utilizados en el país y sus concentraciones; conjuntamente exponen la falta de regulación y las consecuencias de la implementación de políticas públicas obsoletas, en el uso de plaguicidas considerados de alto riesgo.

El Programa para el Medio Ambiente de las Naciones Unidas (PNUMA) en 2017 presentó un informe titulado “Hacia un planeta sin contaminación”, en el que se detalla el costo económico y climático debido a la contaminación (incluyendo la marina), además de las consecuencias y efectos ambientales actuales que se está viviendo por la omisión de políticas sostenibles y promueve gestiones políticas hacia la mitigación de contaminantes. En 2018, Ponce-Vélez y Botello presentaron una revisión de la presencia de POC reportados en diferentes especies de moluscos, peces, crustáceos y algunos reptiles, los resultados de las investigaciones compiladas y analizadas se obtuvieron desde la década de 1970 hasta la actualidad en las costas del Océano Pacífico y Golfo de México. En el mismo año García-Hernández y colaboradores elaboraron una recopilación sobre la investigación de los efectos y el uso de plaguicidas de los últimos 20 años, en las zonas costeras de México; agrupando sus resultados en las siguientes categorías: efectos en el ambiente, residuos en alimentos, estudios ecotoxicológicos, patrón de uso de plaguicidas, bioplaguicidas y biorremediación, toxicología de plaguicidas (estudios *in vitro* e *in vivo*) y exposición en población humana.

En el área de estudio (Laguna de Sontecomapan) que es considerada un sitio RAMSAR desde 2004 registrado con el número 1342 (RAMSAR, 2004), Calva y colaboradores (2005) analizaron la presencia de hidrocarburos fósiles en sedimentos superficiales y núcleos sedimentarios, obteniendo concentraciones de hidrocarburos saturados entre 0.21 y 12.75 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ en sedimentos superficiales y de 1.33 hasta 31.99 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ en los núcleos sedimentarios. Por otro lado, González-Fierro y Ponce-Vélez (2018) publicaron un trabajo también en la laguna de Sontecomapan, sobre metales en agua, sedimentos, moluscos y algas encontrando altas concentraciones de metales tóxicos como Cr y Ni.

La Laguna ha sido objeto de estudio de otras temáticas desde hace varios años, principalmente en la biota de este ecosistema. Por ejemplo, Figueroa-Torres y colaboradores en el 2016, hicieron un listado taxonómico de las especies de fitoplancton en dos temporalidades diferentes. Por otra parte, Catillo-Rivera y Lara-Domínguez en el 2012 elaboraron una revisión de literatura para estimar la riqueza de especies de peces de la Laguna (las fuentes de información fueron de 1975-2012).

En 2019 Ponce-Vélez y De la Lanza-Espino evaluaron la presencia de plaguicidas organofosforados en sedimentos de la laguna de Alvarado en Veracruz y reportaron la presencia de Clorpirifos, metil Clorpirifos, Dimetoato, Etión y Fenclorfos en concentraciones comparables a zonas con grandes descargas de residuos agrícolas. Para este mismo año, la SEMARNAT y el INECC, realizaron un diagnóstico sobre el uso y contaminación por plaguicidas en agua y suelo, detectando niveles importantes de plaguicidas en suelo y agua en 23 estados del país, principalmente en ríos, lagos, zonas costeras y agrícolas, reportando 82 ingredientes activos pertenecientes a 23 familias químicas, siendo los organofosforados y organoclorados los que presentaron mayores concentraciones.

JUSTIFICACIÓN

La Laguna de Sontecomapan y sus alrededores en el sur del estado de Veracruz se presenta una relevancia biológica, ya que pertenece a la Reserva de la Biosfera de los Tuxtlas que es un sitio prioritario para su conservación en México, debido a la gran diversidad de fauna y flora que posee como parte de la selva húmeda neotropical; declarada Área Natural Protegida por el Decreto Federal del 23 de noviembre de 1998. Así mismo, la laguna es considerada un sitio RAMSAR desde 2004 por la cantidad significativa de aves migratorias que llegan a la zona, además de sus especies endémicas. Sin embargo, en la actualidad Sontecomapan es impactada por actividades antropogénicas como, la deforestación del manglar y humedales para la introducción de pastizales que son principalmente destinados al uso ganadero y agrícola, por lo que existe una descarga de fertilizantes y plaguicidas en esta región. El cambio de uso de suelo ha sido importante en el

territorio de la laguna ya que en el 2005 el porcentaje de uso agropecuario era de 48.54% mientras que en el 2015 aumento a 60.73%. Este cambio de uso de suelo produce una erosión severa lo que con lleva a otro problema en la laguna que es el asolvamiento en las descargas de los ríos que desembocan en la misma. Otro factor de tensión ambiental lo constituyen los residuos de las zonas industriales de Coatzacoalcos y Minatitlán, entre ellos los bifenilos policlorados que muy probablemente llegan en cantidades mayoritarias por transporte atmosférico hacia la región de Los Tuxtlas donde se encuentra este ecosistema lagunar (SAGARPA, 2011; CONABIO, 2019). En este sentido es relevante y necesario conocer el impacto que tienen estos xenobióticos en la laguna, en la biota que la habita y utiliza sus servicios ecosistémicos así como el riesgo de salud para sus habitantes y los de las zonas aledañas por el consumo periódico de productos pesqueros conteniendo contaminantes organoclorados de alto riesgo y con ello brindar información que sirva para la definición de mejores políticas públicas locales que permitan disminuir el uso de los agroquímicos más persistentes e ir sustituyendo estas prácticas de aplicaciones químicas por otras más sostenibles como las agroecológicas.

PREGUNTAS DE INVESTIGACION

1. De los dos grupos más importantes de contaminantes organoclorados, plaguicidas y bifenilos ¿cuál es el que representa un problema ambiental de mayor magnitud para la laguna de Sontecomapan?
2. ¿Cuál será la distribución sedimentaria de los COC en la laguna al relacionar las concentraciones de estos xenobióticos con las características sedimentológicas propias del ecosistema?
3. ¿Existirá una relación entre el contenido de COC en los sedimentos lagunares y lo que está presente en los organismos del bentos o en aquellos que tengan hábitos detritívoros?
4. ¿Las concentraciones de los COC que puedan registrarse en sedimentos representan un riesgo ecotoxicológico?

5. ¿Habrá un posible impacto en la condición de salud de los peces por el contenido de COC y en cuáles será mayor considerando su posición trófica?
6. ¿El contenido de este tipo de COP en los productos pesqueros obtenidos en la laguna de Sontecomapan, representan un riesgo para la salud humana?

HIPÓTESIS

Se espera detectar mayores concentraciones en los sedimentos lagunares y en organismos consumidores de tercer orden o que tengan una posición trófica alta.

OBJETIVOS

Objetivo General:

Determinar el contenido de contaminantes orgánicos persistentes (organoclorados) en sedimentos y organismos de la laguna costera de Sontecomapan, Veracruz.

Objetivos Específicos:

1. Identificar y cuantificar los plaguicidas organoclorados y bifenilos policlorados de mayor relevancia ambiental en sedimentos y organismos de la laguna de Sontecomapan, Veracruz en dos épocas climáticas diferentes.
2. Determinar parámetros sedimentológicos como materia orgánica, granulometría y carbonatos para relacionarlos con las concentraciones de contaminantes organoclorados e identificar patrones de acumulación sedimentaria.
3. Registrar información biológica para obtener la condición de salud en peces y relacionarlo con el contenido de xenobióticos organoclorados.
4. Comparar las concentraciones obtenidas de organoclorados en sedimentos con los criterios de calidad ecotoxicológica internacionales y conocer el riesgo potencial de daño bentónico que presenten.
5. Estimar el impacto potencial en salud humana debido al consumo de organismos de importancia pesquera derivado del contenido de contaminantes organoclorados que se haya registrado.

6. Analizar la distribución de las concentraciones de los contaminantes orgánicos persistentes encontrados en la laguna para detectar sitios prioritarios de riesgo.

ÁREA DE ESTUDIO

La Laguna de Sontecomapan se encuentra entre los municipios de Catemaco y San Andrés Tuxtla en el estado de Veracruz, en el Golfo de México (Fig. 5). Es un humedal del tipo marino-costero, estuarino con un subsistema intermareal de clase humedal arbóreo. La laguna posee una extensión de 850 ha con un clima cálido húmedo, la temperatura media anual entre 24 y 26°C y temperatura del mes más frío es mayor a 18°C. La precipitación es de 3000 a 4,000 mm de promedio anual, las lluvias se presentan en verano; abril es el mes más seco con 60 mm mientras que el mes que presenta mayor precipitación es septiembre con 6,000 mm (CONABIO, 2019).

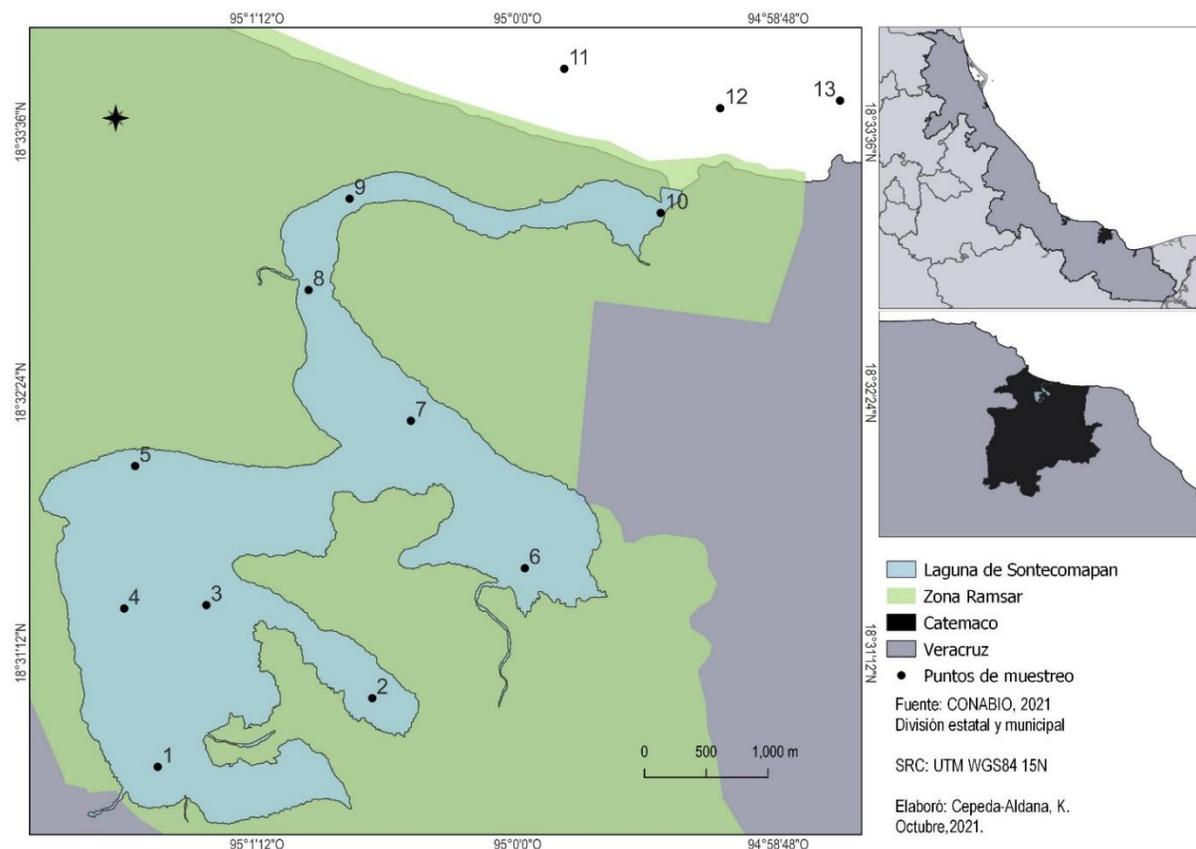


Figura 5. Mapa de la localización de la zona de estudio y puntos de muestreo.

En esta zona el sistema de circulación atmosférica manifiesta dos tipos de masas de aire que varían de acuerdo con la estación del año. Durante el invierno (octubre a febrero) se presentan irrupciones de aire polar, los “nortes”, que generalmente sólo disminuyen un poco la temperatura de la superficie del mar, o el aire polar acompañado de vaguadas que pueden provocar lluvias ligeras; mientras que el verano (marzo a julio) se caracteriza por los vientos tropicales y alisios también conocidos como “suradas” que vienen de sur a norte y al mismo tiempo puede haber ondas del este que ocasionan depresiones, tormentas y/o ciclones (Ruiz *et al.*, 2010). Las corrientes litorales en la región muestran tres patrones similares a la dirección del aire: los “nortes” que generan corrientes de 15.4 km/h, las “suradas” que producen corrientes superficiales de 8.8 km/h. Durante los “nortes” el viento defleca el agua hacia la costa, almacenando agua en la zona de playas, lagunas costeras y estuarios, por lo que el nivel del mar puede subir hasta 15 cm (Ortiz *et al.*, 2010). En la costa veracruzana los movimientos verticales de las masas de agua que son provocadas por el viento, generan un fenómeno conocido como surgencia donde aguas profundas suben hacia la superficie. Es importante recalcar que las corrientes en verano o “suradas” ocurren de sur a norte, mientras que en invierno las corrientes van en dirección sur (Ortiz *et al.*, 2010; Ruiz *et al.*, 2010).

El tipo de suelo que presenta en sus alrededores es androsol (68.4%), acrisol, (20.4%), gleysol (5.9%), luvisol (3.5%) y regosol (1.8%). Los principales aportes de agua son los ríos La Palma, Yohualtapan, Coxcoapan, el manantial La Poza, el arroyo Agua Caliente y la marea del Golfo de México (CONANP, 2017).

La vegetación que presenta es selva alta perennifolia, tular, dunas costeras y manglar de tipo: mangle blanco (*Laguncularia racemosa*), mangle negro (*Avicennia germinans*), mangle botoncillo (*Conocarpus erectus*) y mangle rojo (*Rhizophora mangle*). En cuanto a fauna se pueden encontrar al cocodrilo (*Crocodylus moreletti*), iguana verde (*Iguana iguana*), tortuga guau (*Staurtypus triporcatus*), tortuga taíman (*Claudius angustatus*), chorlo chiflador (*Charadrius melodus*), aguililla negra (*Buteogallus anthracinus*) y nutria (*Lontra longicaudus*); además de ser una zona de desove de algunas especies de camarón y langostino como *Macrobrachium acanthurus*, *M. heterochirus*, *M. olfersii* y *M. carcinus* (CONABIO, 2019).

Cabe mencionar que la laguna es una fuente importante para la producción pesquera (aproximadamente 671 Tm anuales) y se encuentran especies como la lebrancha (*Mugil curema*), el pargo (*Lutjanus sp*), el róbalo (*Centropomus sp*), la mojarra (*Cichlasoma fenestratum*), la lisa (*M. cephalus*, *M. trichodon*), el camarón blanco (*Macrobrachium sp*), las jaibas azul y prieta (*Callinectes sapidus*, *C. rathbunae*), el cangrejo azul (*Cardisoma guanhumi*), el langostino (*M. carcinus*) y el ostión (*Crassostrea virginica*). En la zona existen un total de 6 Uniones de Productores Pesqueros, 7 Sociedades Cooperativas de Producción Pesquera, 2 Sociedades de Solidaridad Social de Pesca, aparte de los pescadores registrados para la captura de jaiba, tiburón, langostino, escama marina y escama de agua dulce; dando un total de 672 personas dedicadas a esta actividad de la cual la mayor parte de la producción obtenida es para su venta (RAMSAR, 2004).

Es de suma importancia destacar que los manglares y humedales que rodean a la laguna son parte de la Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas, una Región Terrestre Prioritaria para la Conservación en México; conjuntamente la laguna de Sontecomapan, como ya se mencionó, es considerada un sitio RAMSAR desde 2004 debido a su alta biodiversidad, endemismos, ser zona de desove y de reproducción de una gran variedad de especies de peces y aves, además de albergar un gran número de aves migratorias en su ruta hacia el sur de América (RAMSAR, 2004).

MÉTODOS

Trabajo de Campo:

El primer muestreo realizado en el área de estudio fue en octubre de 2019 donde se obtuvieron sedimentos de 11 sitios (Fig. 5) así como una muestra compuesta de diversas especies de peces, crustáceos y moluscos provenientes de la captura por parte de los pescadores de la comunidad asentada en el poblado de Sontecomapan. Se llevó a cabo un segundo muestreo en mayo de 2021 obteniendo las 13 muestras de sedimentos en los sitios de investigación; es importante aclarar que en el primer muestreo se esperaba recolectar 13 muestras de sedimentos, sin embargo, debido al mal tiempo solo se pudieron obtener las 11 estaciones dentro de la laguna costera,

respetando la numeración original de los sitios de muestreo, faltaron los correspondientes a las estaciones 11 y 13 (Fig. 5). Los sedimentos se recolectaron con una draga tipo van Veen (aproximadamente 1 kg), colocándolos en una bolsa de plástico rotuladas, lo mismo para los organismos obtenidos; ambos tipos de muestras se mantuvieron a 4°C en hieleras hasta su posterior preparación y análisis en el laboratorio.

Trabajo de Laboratorio:

Preparación de muestras de sedimentos y organismos.

Sedimentos

Los sedimentos se secaron en estufa de laboratorio a aproximadamente 50°C; posteriormente se molieron en mortero de porcelana y se tamizaron con luz de malla de 250µm (Sánchez, 2021).

Organismos

Los organismos fueron identificados bajo la asesoría de los encargados de las colecciones de moluscos, crustáceos y peces de los Institutos de Ciencias del Mar y Limnología y de Biología de la UNAM. Posterior a la identificación taxonómica, se hizo una revisión macroscópica de los peces donde se determinó la presencia de lesiones en músculo, aletas incompletas, lesiones en ojos y/o presencia de parásitos. Posteriormente se hizo la disección para retener el tejido completo suave de los invertebrados y el músculo de los peces. Los hígados se conservaron para el cálculo del índice de salud (Arias *et al.*, 2019).

Determinación de contaminantes organoclorados en sedimentos y organismos.

Extracción. De las muestras obtenidas, se pesaron 3 g de sedimento seco y tamizado o de tejido, que posteriormente se colocaron en tubos para centrifuga previamente lavado y se colocaron dentro de vasos de precipitado en el equipo de ultrasonido marca Branson modelo 3800. La extracción se realizó siguiendo el método EPA 3546 (2001) con 25 mL de una mezcla hexano:acetona (50:50 v/v). Para eliminar cualquier partícula sedimentaria que haya quedado en el extracto, se

centrifugaron las muestras durante 5 minutos a 2500-3000 rpm. Posteriormente, el extracto se concentró en un rotoevaporador hasta un volumen de aproximadamente 1 mL. En el caso de los tejidos de los organismos, se llevará a cabo el proceso mencionado anteriormente además de realizar una hidrólisis con H₂SO₄ concentrado para la eliminación de los lípidos y disminuir las pérdidas de COC.

Identificación y Cuantificación. Los analitos de interés fueron los POC: Aldrín, Endrín, Dieldrín, Endrín aldehído, α -HCH, β -HCH, γ -HCH, δ -HCH, Heptacloro, Epóxido de Heptacloro, Endosulfán I, Endosulfán II, *p,p'*-DDT, *p,p'*-DDD, y *p,p'*-DDE y los congéneres de BPC 77, 81, 105, 114, 118 y 123, que se obtuvieron utilizando un cromatógrafo de gases (modelo 8890) acoplado a un espectrómetro de masas (modelo 7000) (CG/MS) marca Agilent equipado con dos columnas capilares HP-5MS cada una de 15m de longitud, 0.25 μ m de grosor de capa y 0.25mm de diámetro interno; se usó helio de alta pureza como gas transportador y nitrógeno como gas auxiliar; se hizo el análisis cromatográfico con programas de incremento de temperatura. Para realizar la cuantificación de POC se elaboró una curva de calibración de 8 niveles a las siguientes concentraciones: 5, 10, 15, 20, 25, 30, 40 y 50 μ g/L o ng/mL mientras que para BPC se utilizó una curva de 5 niveles (2, 10, 20, 40 y 60 μ g/L).

Control de calidad. El control de calidad se realizó para poder detectar, prevenir y corregir cualquier deficiencia y/o defecto en el procesamiento de las muestras. Este aspecto incluyó el análisis de blancos de reactivos, blancos y muestras fortificadas, y material de referencia para estimar reproducibilidad, porcentajes de recobro, límites de cuantificación y detección. Se utilizó un blanco de reactivos que no contiene la presencia de ningún analito para determinar el grado de contaminación exógena en las muestras. El uso de dos réplicas fue para estimar los posibles errores experimentales.

Para los BPC, se analizó un blanco de reactivos por cada 11 muestras ambientales, un blanco fortificado con 1 mL de soluciones estándares individuales de concentración (20 μ g/L) de los congéneres 105, 118, 114, 81,123 y 77; el material de referencia sedimentario analizado fue el IAEA 159 A; se incluyeron 6 réplicas

(estaciones 1 y 12) y por último una muestra fortificada con los estándares anteriormente mencionados (estación 1). Para los POC se utilizó un blanco y una muestra fortificada con 1 ml cada uno de la mezcla de los 16 POC de interés y se usó el material de referencia de IAEA 408. A continuación, en la tabla 3 se presentan los resultados de los parámetros de control de calidad de mayor relevancia para los POC y BPC analizados en este trabajo.

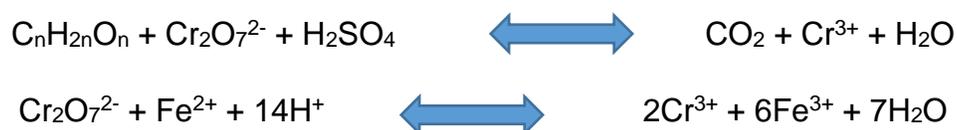
Tabla 3. Parámetros de control de calidad para la determinación de COC.

COMPUESTO	% Coeficiente de variación	% Recobro	Límite de detección ng/g	Límite de cuantificación ng/g
Alfa-HCH	0.415	92.24	1.524	4.619
Beta-HCH	0.331	88.00	2.342	7.097
Gamma- HCH	0.426	82.95	0.042	0.128
Delta-HCH	0.426	100.78	2.290	6.939
<i>p,p'</i> - DDT	0.401	56.62	3.407	10.326
<i>p,p'</i> -DDD	0.426	58.84	3.431	10.396
<i>p,p'</i> - DDE	0.389	93.85	1.891	5.731
Heptacloro	0.443	72.82	3.123	9.464
Epóxido de heptacloro	0.414	40.97	0.824	2.495
Aldrín	0.410	98.34	1.174	3.559
Dieldrín	0.321	56.90	0.779	2.360
Endrín	0.345	84.57	1.708	5.175
Endrín aldehído	0.312	86.14	1.415	4.288
Endosulfán I	0.400	68.46	1.028	3.114
Endosulfán II	0.357	85.37	1.104	3.346
Sulfato de Endosulfán	0.386	96.01	1.850	5.606
PCB 77	0.473	47.4	4.976	15.079
PCB 81	0.459	59.34	4.130	12.517
PCB 105	0.496	47.36	4.714	14.287
PCB 114	0.499	33.84	8.083	24.494
PCB 118	0.475	39.42	4.071	12.338
PCB 123	0.162	32.50	4.795	14.531

Determinación de carbono orgánico en sedimentos. De las muestras previamente tamizadas, se pesaron entre 0.1 y 0.5 g de sedimentos. El carbono orgánico presente en las muestras se oxidó con la adición de 5 mL de K₂Cr₂O₇ (1.0 N) y 10

mL de H₂SO₄, se dejó en reposo durante 30 minutos. Pasado este tiempo, se agregaron 100 mL de H₂O tridestilada, 5 mL de H₃PO₄, 15 gotas de indicador difenilamina y 0.1g de NaF. La disolución resultante se tituló con FeSO₄ 7H₂O (0.5 N); a partir de los resultados, se cuantificó la materia orgánica presente en los sedimentos. Para validar este método se llevó a cabo un control de calidad en el cual se utilizó como estándar dextrosa (C₆H₈O₆), con un valor teórico de 39.99% de carbono por cada 10 mg, además se realizó una réplica por cada muestra y dos blancos de reactivos llevando a cabo el procedimiento ya mencionado; en este trabajo se obtuvo 39.34% para los sedimentos de 2019 y 39.39% para los de 2021, por lo que fue una estimación correcta (C.V. de 0.04 en ambos) (Ortíz *et al.*, 1993).

Las reacciones óxido-reducción que se presentan en este método son las siguientes:



El volumen de sulfato ferroso heptahidratado que se obtuvo en la titulación, se aplica para calcular el porcentaje de carbono y materia orgánica que se encuentra en los sedimentos recolectados, por medio de las siguientes ecuaciones (Loring y Rantala, 1992):

$$\text{Carbono orgánico} = 5 \left(1 - \left(\frac{T}{S} \right) \right) \left(\frac{(1.0N)(0.003)(100)}{P} \right)$$

$$\text{Materia orgánica} = 5 \left(1 - \left(\frac{T}{S} \right) \right) \left(\frac{(1.0N)(0.003)(100)}{P} \right) (1.73)$$

Donde:

T = mL de sulfato ferroso heptahidratado 0.5 N utilizados en la titulación de las muestras

S = mL de sulfato ferroso heptahidratado 0.5 N utilizados en la titulación de los blancos

1.73 = factor de conversión

5 = volumen en mL de K₂Cr₂O₇

1.0 N = normalidad del $K_2Cr_2O_7$

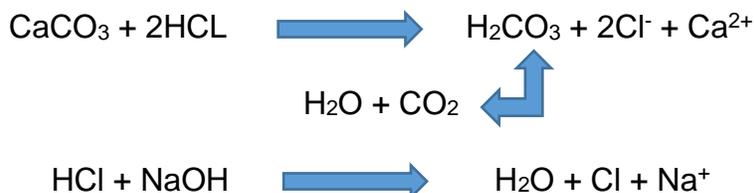
P = peso de la muestra de sedimento en gramos

0.003 = 12 / 4000 = peso en miliequivalentes de carbono

El factor de conversión (1.73) es el factor para transformar los datos de carbono orgánico obtenidos experimentalmente en valores de materia orgánica, utilizado y reportado por Loring y Rantala (1992), el cual se utiliza para establecer la cantidad de materia orgánica oxidable, por lo que solamente se multiplica este factor por el porcentaje de carbono orgánico.

Determinación de carbonatos en sedimentos. Se pesaron 0.35 ± 0.1 g de sedimento seco y tamizado el cual se depositó en un tubo de centrífuga. Se adicionaron 10 mL de HCl 1 N (estandarizado con carbonato de sodio). Después, la muestra se colocó en un ultrasonido por tres minutos, posteriormente se llevó a la centrífuga durante 10 minutos a 3500 rpm. El sobrenadante se decantó en un matraz; repitiendo el proceso de ultrasonido y centrifugación, agregando 30 mL de agua destilada a los tubos de centrífuga utilizados anteriormente; el sobrenadante se vació en el mismo matraz y se añadieron 3 gotas de fenolftaleína al 1%. Por último, las muestras se titularon con una solución de NaOH 0.5 N. Para la validación de este método se utilizó como estándar carbonato de calcio ($CaCO_3$) para el control de calidad, con un valor teórico esperado del 100%; se hicieron réplicas de muestras y blancos de reactivos, mientras que en este trabajo se obtuvo 98.36% en el primer muestreo y 101.5% en el segundo, con un C.V. de 0.04 y 0.03 respectivamente, por lo tanto, la estimación fue correcta. (Hesse y Hesse, 1971).

Este método se fundamenta en el principio de la titulación en retroceso, donde las reacciones químicas que ocurren son las siguientes:



El volumen obtenido de la titulación con el hidróxido de sodio se emplea para cuantificar la cantidad de carbonatos presentes en las muestras, utilizando la siguiente ecuación:

$$\%CO_3 = \frac{(Vb - Vm)(N_{NaOH})(meq CO_3)}{P} \times 100$$

Donde:

Vm = mL de hidróxido de sodio utilizados en la titulación de las muestras

Vb = mL de hidróxido de sodio utilizados en la titulación del blanco

P = peso de la muestra de sedimento en gramos

meq CO₃ = miliequivalentes de carbonato (0.05)

Determinación de textura sedimentaria o granulometría. Para el análisis de granulometría, se empleó el método volumétrico, en el cual se utilizó una submuestra de 25 mL de sedimento humedecido con agua, posteriormente para obtener la fracción de las arenas el sedimento se tamizó con una malla de 63 µm, se agregan 250 mL de agua con la ayuda de una piseta. El sedimento que se obtuvo se captó en una charola, a continuación, se colocó en una probeta de 250 mL, agitando el contenido por 30 segundos y por último, se dejó sedimentar durante 63 minutos y 58 segundos (Folk, 1974). Los cálculos necesarios para obtener las fracciones restantes fueron los siguientes:

$$V_{ARCILLA} = V_{INICIAL} - (V_{ARENA} + V_{LIMO})$$

Donde:

V_{INICIAL} = volumen de sedimento analizado (25 mL)

V_{ARENA} = volumen de la fracción de arenas

V_{LIMO} = volumen de la fracción de limos

V_{ARCILLA} = volumen de la fracción de arcillas

Se calcularon los porcentajes que corresponden a cada fracción, el cual se obtienen utilizando las proporciones que se muestran a continuación:

25 mL – 100%

25 mL – 100%

25 mL – 100%

VARENA – X

VLIMO – X

VARCILLA – X

Posteriormente para clasificarse y obtener el tipo de sedimento, se utilizó el diagrama de Shepard (1954) (Fig. 6).

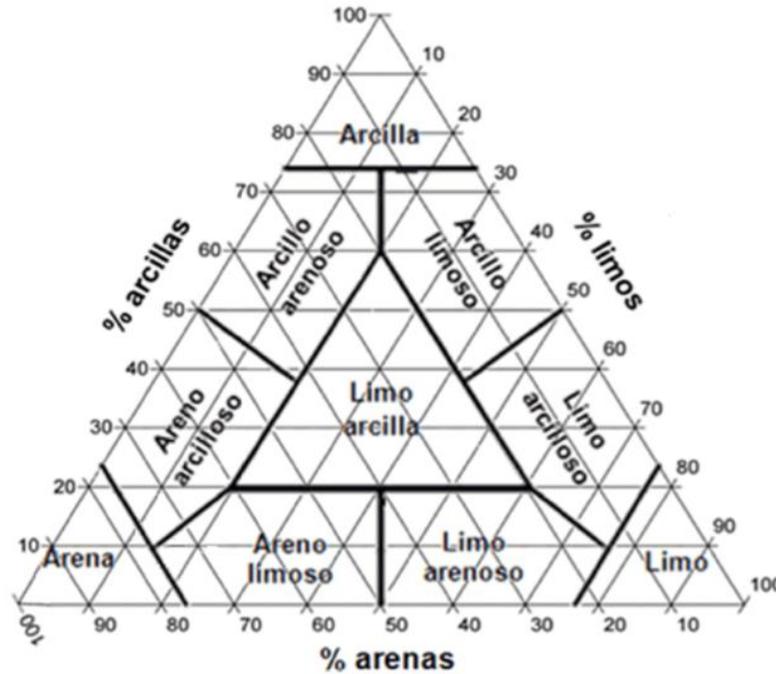


Figura 6. Diagrama de clasificación de sedimentos (Shepard, 1954) (recuperado de Velásquez *et al.*, 2016).

Determinación de la condición de salud en peces. Para conocer el estado de salud de los organismos, primeramente, se realizó una revisión macroscópica para registrar alguna anomalía anatómica, física, así como la posible presencia de ectoparásitos para complementar la observación global y la estimación de la condición de salud de forma más real a los ejemplares de los peces recolectados; posteriormente se calcularon el Factor de condición (FC) y el índice hepatosomático (IHS). El FC se utiliza para estimar la robustez de acuerdo con la siguiente fórmula: $FC = (PT/LT^3) \times 100$, donde PT es el peso total en gramos y LT es la longitud total en centímetros. El IHS se utiliza para calcular la energía acumulada, con la siguiente fórmula: $IHS = (PH/PT) \times 100$ donde PH representa el peso del hígado en gramos y PT es el peso total del individuo también en gramos (Arias *et al.*, 2019).

Trabajo de gabinete:

Análisis estadístico. Una vez obtenidos los resultados, se llevó a cabo un análisis de datos inicial mediante estadística descriptiva (promedio y desviación estándar) en Microsoft Office 365 Excel, posteriormente se utilizó la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk (S-W) para determinar si los datos fueron paramétricos o no paramétricos. Una vez que se cuente con la información de la prueba Shapiro-Wilk y con la estrategia de utilizar herramientas multivariadas, si los datos son del tipo no paramétrico, se podrán utilizar el análisis de varianza (Kruskal-Wallis), análisis de correlación múltiple (Correlación de Spearman), análisis de conglomerados y análisis de componentes principales (ACP).

Análisis de distribución. Se elaboraron mapas de distribución de materia orgánica, carbonatos, granulometría y las concentraciones totales de los contaminantes (POC y BPC), utilizando el software de sistemas de información geográfica QGIS 3.20.3 Odense.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el análisis de los resultados se presenta primero los parámetros sedimentológicos, es decir, materia orgánica, carbonatos y, por último, granulometría posteriormente el análisis de POC en sedimentos de ambos muestreos, más adelante se encuentra la evaluación de riesgo ecotoxicológico de los plaguicidas hacia la comunidad bentónica. A continuación, se presenta el análisis de los resultados de POC organismos junto con la condición de salud de los vertebrados. Finalmente, el análisis cualitativo de BPC en sedimentos y organismos

Parámetros Sedimentológicos

Prueba de normalidad

Se utilizó la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk para determinar si los datos obtenidos de los parámetros sedimentológicos determinados en este trabajo presentaron una distribución normal o no, es decir, si fueron paramétricos o no; se establecieron las siguientes hipótesis:

H_0 : Las muestras presentan una distribución normal

H_1 : Las muestras no presentan una distribución normal

Cuando el valor obtenido de W es muy pequeño (<1) se rechaza la hipótesis nula, es decir, si el valor de p que corresponde al estadístico es mayor a alfa (0.05), se dice que los datos poseen una distribución normal.

Los resultados se muestran en la siguiente tabla:

Tabla 4. Prueba de normalidad Shapiro-Wilk de los parámetros sedimentológicos.

	CaCO ₃ <u>O</u>	CaCO ₃ <u>M</u>	MO <u>O</u>	MO <u>M</u>	Arena <u>O</u>	Limo <u>O</u>	Arcilla <u>O</u>	Arena <u>M</u>	Limo <u>M</u>	Arcilla <u>M</u>
N	11	13	11	13	11	11	11	13	13	13
Shapiro-Wilk W	0.861	0.945	0.939	0.881	0.879	0.813	0.851	0.806	0.872	0.824
$p(normal)$	0.059	0.524	0.506	0.072	0.101	0.014	0.044	0.009	0.055	0.013

*O: Muestreo octubre, 2019 M: Muestreo mayo, 2021. CaCO₃: Carbonatos MO: Materia orgánica

Como se puede observar en la tabla 4, los parámetros que mostraron una distribución normal fueron, carbonatos (ambos muestreos), materia orgánica (ambos muestreos), arenas (2019) y limos (2021), por lo que en estos se acepta la hipótesis nula; mientras que en el resto de los parámetros (texturas de 2019, arenas de 2021 y arcillas de 2021) se rechaza la hipótesis nula y se consideran como datos no paramétricos. Dada esta heterogeneidad en la distribución y comportamiento de los resultados, se incluirán las medianas como valor de tendencia central para fines comparativos.

Materia Orgánica

En el muestreo de octubre de 2019, se registraron valores que fueron del 0.3% en el punto 10 ubicado en la desembocadura de la laguna hacia el mar, hasta 6.6% en la estación 1 localizada en la cabeza del ecosistema lagunar (Tabla 5) (Me= 2.1; D.E.=1.9).

Como se observa en la figura 7, estos valores van decreciendo desde la estación 1 hacia la comunicación de la laguna con el mar (estaciones 10 y 12), siendo este

gradiente el encontrado en las lagunas costeras, ya que la materia orgánica proviene principalmente de los ríos que desembocan en estos sistemas litorales y terminan en el mar (Tabla 5 y Fig. 7) (Contreras y Castañeda, 2004). De la misma forma, se reportó un gradiente hacia la salida al mar para el muestreo del 2021, en el cual, los porcentajes se encuentran desde 0.6% (estación 12) con un máximo de 5.4% en el punto 1 (Tabla 5 y Fig. 8) (Me=3.77; D.E.=1.72).

Tabla 5. Materia orgánica en los sedimentos superficiales de la Laguna de Sontecomapan, Ver. (octubre 2019 y mayo 2021).

Estaciones de muestreo	Materia orgánica (%)	
	octubre 2019	mayo 2021
1	6.6	5.4
2	4.4	4.7
3	2.8	3.8
4	4.4	4.0
5	1.8	3.2
6	3.5	3.9
7	2.1	4.5
8	0.9	4.0
9	1.4	1.9
10	0.3	1.1
11	NR	0.8
12	0.6	0.6
13	NR	0.7
Me	2.1	3.8
D.S.	1.9	1.7
Mín.	0.3	0.6
Máx.	6.6	5.4

*NR: No recolectado

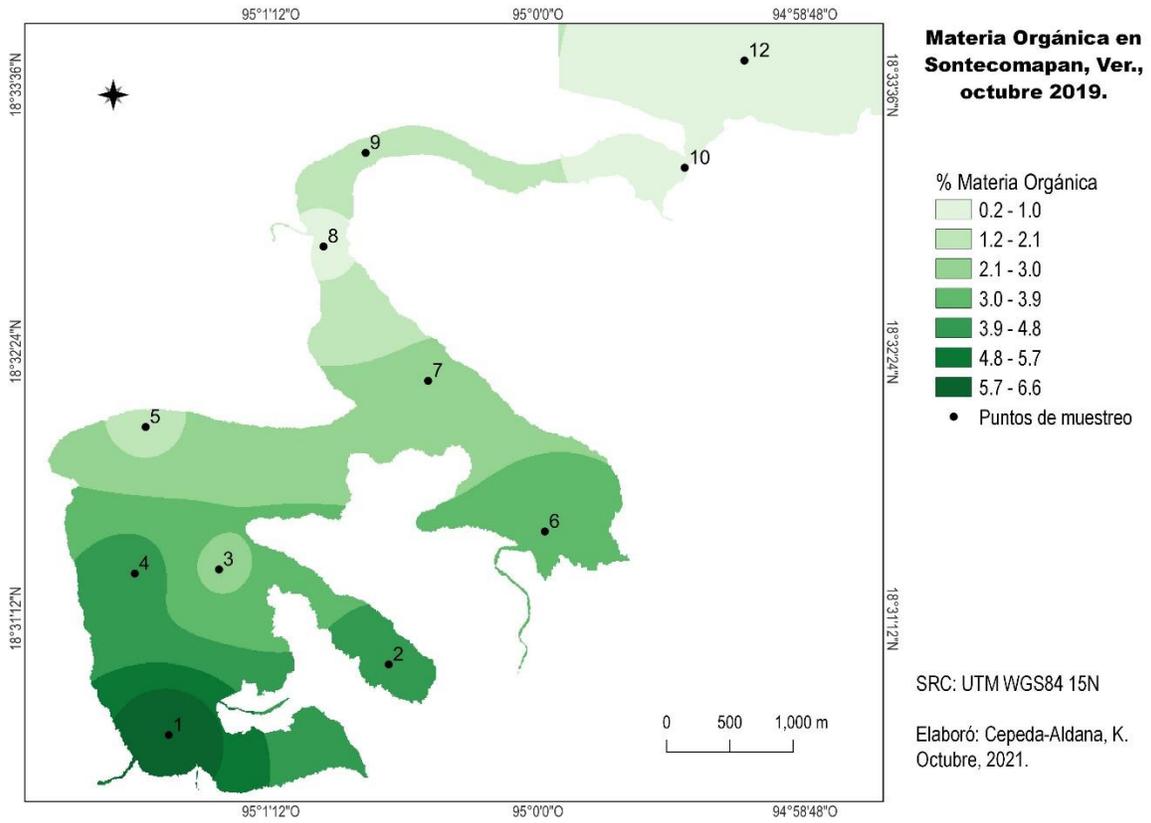


Figura 7. Distribución espacial de la materia orgánica en sedimentos superficiales de la Laguna de Sontecomapan, Ver. (octubre, 2019).

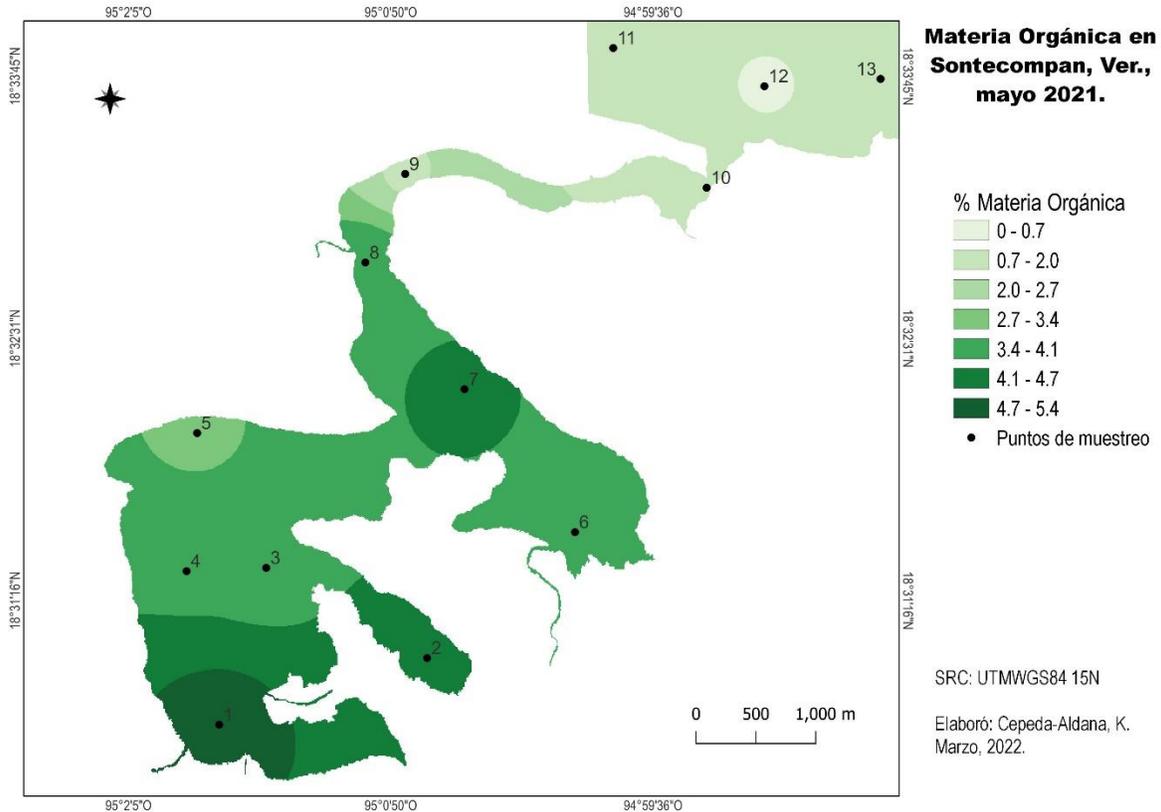


Figura 8. Distribución espacial de la materia orgánica en sedimentos superficiales de la Laguna de Sontecomapan, Ver. (mayo, 2021).

La materia orgánica está conformada por diferentes compuestos como el carbono, nitrógeno, carbohidratos, aminoácidos, entre otros; además de estar en forma de partículas o disuelta dependiendo de su origen (Libes, 2009). La materia orgánica en las lagunas costeras proviene de diferentes fuentes, como pueden ser aportes autóctonos, como bacterias sobre el sedimento (Osorio *et al.*, 2010) e inclusive el aporte del plancton en la superficie del agua (Libes, 2009). Sin embargo, el aporte más relevante proviene de fuentes fluviales (origen alóctono) que pueden contener materiales terrígenos (organismos y vegetación de zonas aledañas) hasta compuestos que provienen de aguas residuales; como se observa en la figura 25 puede haber aporte de varias áreas con desarrollo antrópico cercanas a la laguna (Calva y Torres, 2000); es por esto que la estación 1 posee el mayor contenido de materia orgánica registrada para ambos muestreos, ya que tiene la afluencia de tres descargas fluviales (Arroyo Sontecomapan, Chuniapan y el Río Coxcoapan) por lo

que podría ser un punto de acumulación tanto de materia orgánica como de contaminantes; en octubre de 2019 este registro fue decreciendo hacia lo encontrado en las estaciones 2 y 4 con 4.4% que de la misma manera tiene aportes del Arroyo Sumidero y el Río del Fraile respectivamente (Fig. 7), mientras que en el segundo muestreo los puntos 3, 4 y 5 obtuvieron de 3.2 a 4.0%, junto con la estación 8 con un 4.0% que también cuentan con el aporte de Río Basura y Río Palma respectivamente (Fig. 8). En el segundo muestreo, en los sitios 5, 7 y 8 hubo un aumento considerable en las concentraciones de MO comparado con el primer muestreo, esto puede deberse a que en época de secas no hay tantas corrientes que muevan las partículas, por lo que la sedimentación y acumulación de materia orgánica en los sedimentos aumenta (Mendoza-Mojica *et al.*, 2013). Los manglares constituyen uno de los ecosistemas con mayor productividad de materia orgánica que es exportada a las regiones adyacentes a estas; tal es el caso de la laguna de Sontecomapan que se encuentra rodeada en la mayor parte de sus alrededores por este tipo de vegetación, principalmente en la región noreste, oeste y suroeste (Fig. 25); el principal aporte de materia orgánica viene de la descomposición y exportación de la hojarasca, que consiste en el conjunto de frutos, hojas, estípulas y flores que caen al suelo; la alta productividad se debe a altos niveles de degradación de la hojarasca que depende de diferentes circunstancias como los macro y microorganismos presentes, los parámetros fisicoquímicos de la zona, los componentes de la materia orgánica, entre otros (Torres-Velázquez, 2017).

Carbonatos

Se determinó el contenido de carbonatos de los sedimentos de los muestreos de octubre de 2019 y mayo del 2021, los cuales se obtuvieron por medio del método de Hesse y Hesse de 1971. Como se puede observar en la figura 9 y en la tabla 6, en el primer muestreo los valores registrados fueron de 4.7% en la estación 5 que se ubica en el oeste/centro de la laguna, hasta 10.1% en el punto 2, ubicado en el sur de la laguna. Por otra parte, en mayo de 2021 se obtuvieron porcentajes entre 2 y 5.9% (Tabla 6; Fig. 10).

Existen diferentes compuestos de carbonatos como el carbonato de magnesio, de hierro, de calcio entre otros, este último siendo de gran importancia por su origen biológico. La presencia de carbonatos en las lagunas costeras tiene su origen de diversas fuentes como pueden ser las alóctonas, tales como depósitos de rocas calizas o dolomías. Sin embargo, la principal fuente es biogénica, de organismos planctónicos o moluscos que presentan conchas de aragonita o calcita, de las cuales al morir se desintegran por reacciones químicas que ocurren en el medio acuático (Brown y Colling, 1995; Libes, 2009). En la Laguna de Sontecomapan existe la presencia de bancos de ostiones que pueden contribuir a la acumulación de carbonato de calcio, además de la llegada de estas partículas por las descargas de los numerosos ríos que desembocan en esta (CONAPESCA, 2012).

Tabla 6. Carbonatos en los sedimentos superficiales de la Laguna de Sontecomapan, Ver. (octubre, 2019).

Estaciones de muestreo	Carbonatos (%)	
	octubre 2019	mayo 2021
1	6.0	5.4
2	10.1	4.0
3	5.3	4.7
4	8.6	3.4
5	4.7	2.7
6	5.4	4.0
7	6.7	3.4
8	6.6	5.9
9	5.4	4.7
10	6.6	2.7
11	NR	2.0
12	5.9	2.7
13	NR	2.0
Me	6.09	3.40
D.S.	1.57	1.28
Mín.	4.7	2.00
Máx.	10.08	5.99

*NR: No recolectado

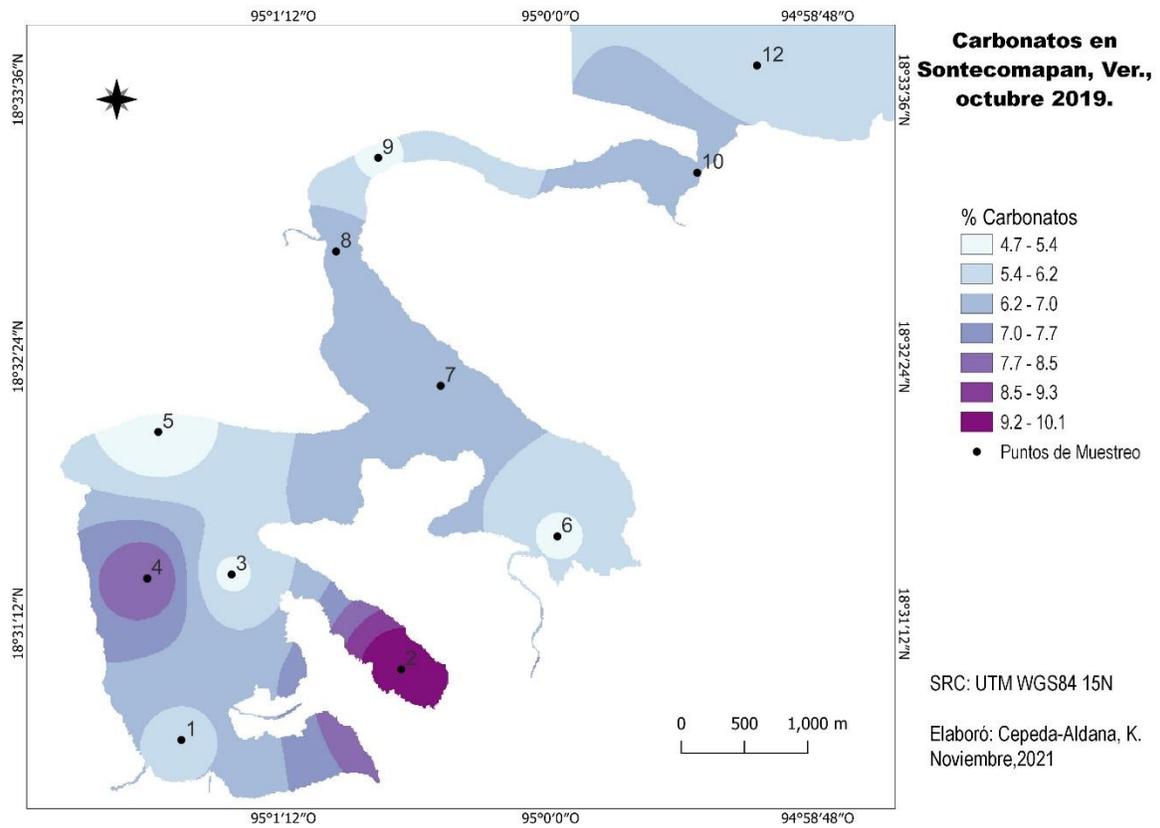


Figura 9. Distribución espacial de carbonatos en sedimentos superficiales de la Laguna de Sontecomapan, Ver. (octubre, 2019).

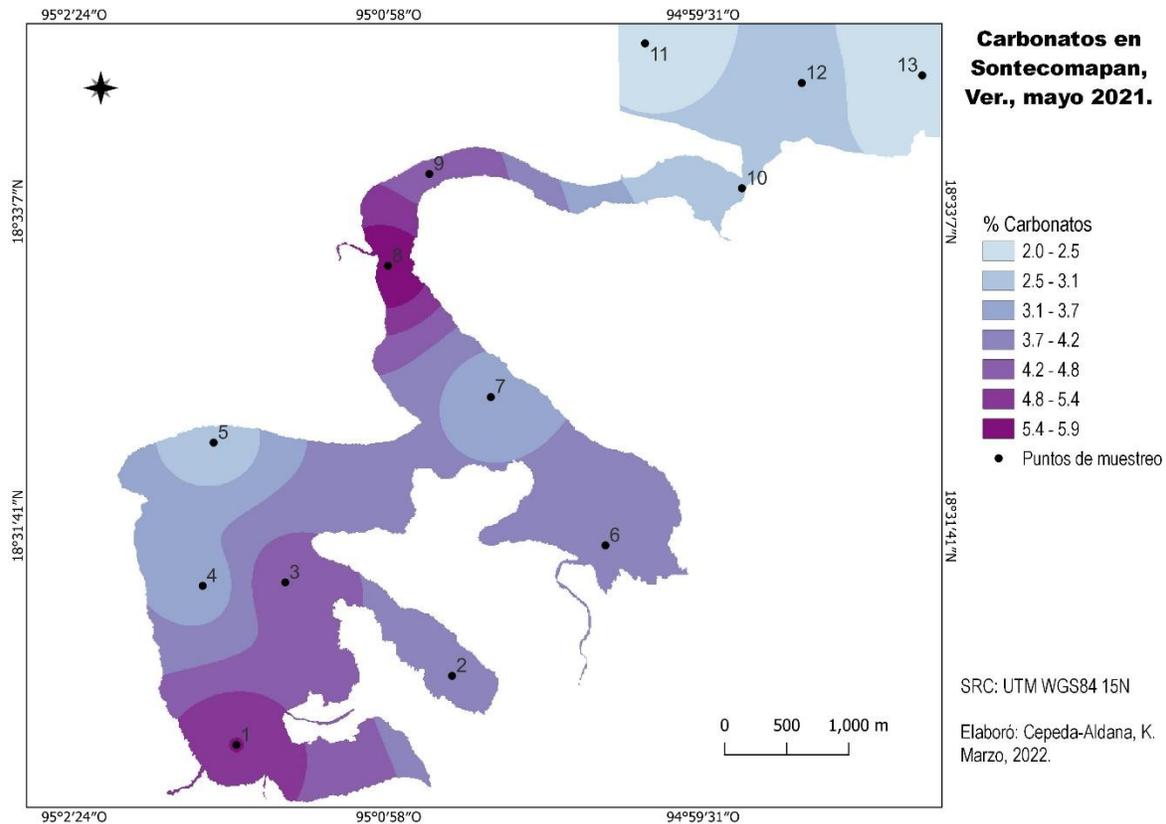


Figura 10. Distribución espacial de carbonatos en sedimentos superficiales de la Laguna de Sontecomapan, Ver. (mayo, 2021).

La conservación o degradación del CaCO_3 en los sedimentos de aguas poco profundas se debe especialmente a la oxidación del carbono orgánico, ya que el dióxido de carbono generado en esta reacción degrada las moléculas del carbonato de calcio. Este fenómeno se da principalmente en la presencia de la capa bentónica fitodetrítica que es de carácter estacional, por lo que podría haber una mayor acumulación de esta capa en la época de primavera-verano (Naik y Naidu, 2008; Juárez-Fonseca, 2015), ya que la disminución de materia orgánica y carbonatos concuerda con el cambio estacional del segundo muestreo (primavera) respecto al primer muestreo (otoño) lo cual coincide con lo reportado por Sánchez *et al.*, 2013. En este trabajo se registra una diferencia en las medianas de 3 unidades aproximadamente, conjuntamente, se reporta una disminución en las concentraciones en las estaciones 2, 4, 10 y 12, se puede inferir que se presentó

esta degradación del carbonato de calcio en el segundo muestreo (época de secas) que concuerda con lo registrado por estos autores.

Granulometría

Se determinó la granulometría de los sedimentos recolectados en octubre de 2019 y mayo de 2021, usando como base el método volumétrico y para la clasificación de la textura se utilizó el triángulo de nomenclatura de Sheppard (1945). Como se observa en la tabla 7 y en la figura 11, en el primer muestreo se reporta que, en las estaciones cercanas a los aportes fluviales, la textura dominante fue la arcillo arenosa y se encontró en cinco puntos de la laguna (1, 2, 3, 6 y 8). Por otra parte, en la desembocadura de la laguna se registró un mayor porcentaje de arenas, esto concuerda con lo reportado en ambientes costero-estuarinos previamente como la Laguna de Sontecomapan (Castellanos-Páez *et al.*, 2018).

Tabla 7. Granulometría y tipo de sedimento dominante en la Laguna de Sontecomapan, Ver. (octubre, 2019; mayo 2021).

Estaciones	Octubre 2019				Mayo 2021			
	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	Textura	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	Textura
1	36	6.1	57.9	Arcillo arenoso	32	5.4	62.6	Arcillo arenoso
2	40	3	57	Arcillo arenoso	28	4.0	68	Arcillo arenoso
3	20	15.7	64.3	Arcillo arenoso	36	7.2	56.8	Arcillo arenoso
4	8	18	74	Arcillo limoso	32	8.2	59.8	Arcillo arenoso
5	76	1.2	22.8	Areno arcilloso	36	4.1	59.9	Arcillo arenoso
6	20	17	63	Arcillo arenoso	32	8.4	59.6	Arcillo arenoso
7	72	1.3	26.7	Areno arcilloso	48	4.2	47.8	Areno arcilloso
8	28	8.9	63.1	Arcillo arenoso	80	0.9	19.1	Arenas
9	80	1.1	18.9	Arena	72	1.6	26.4	Areno arcilloso
10	88	2	10	Arena	96	0	4.0	Arenas
11	NR	NR	NR	NR	98	0	2	Arenas
12	84	4	12	Arena	100	0	0	Arenas
13	NR	NR	NR	NR	98	0	2	Arenas
Me	40	4	57	NR	48	4.0	47.8	NR
D.S.	30	3.4	7.3	NR	8.4	3.2	7.6	NR
Mín.	8	1.1	10	NR	28	0	0	NR
Máx.	88	15.7	64.3	NR	100	8.4	67.9	NR

*NR: No recolectado

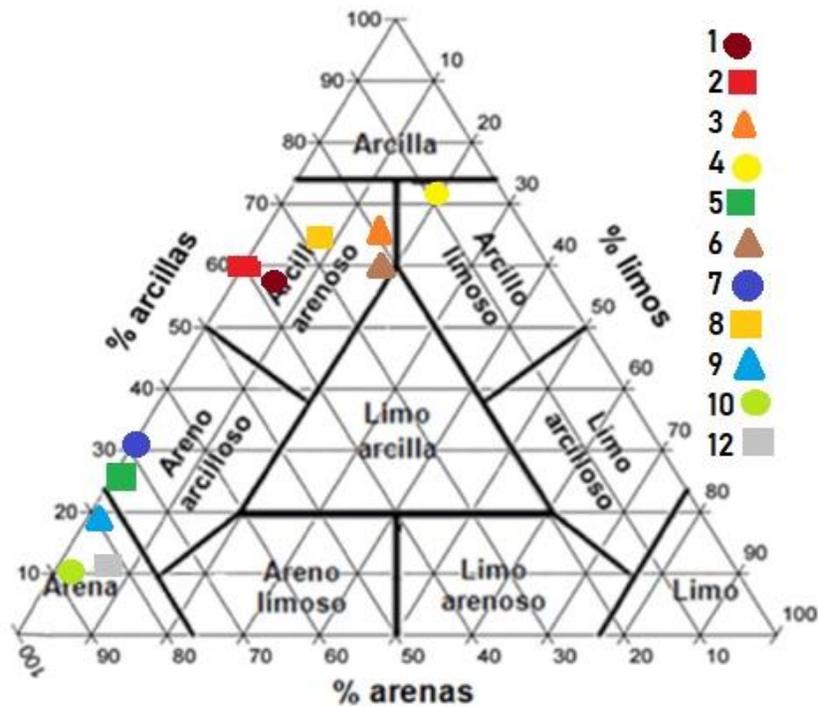


Figura 11. Clasificación del tipo de sedimento de la Laguna de Sontecomapan, Ver. (octubre, 2019).

Para el muestreo de mayo de 2021, como se puede observar en la tabla 7, así como en la figura 12, la textura con mayor incidencia fue la arcilloarenosa, registrada en las primeras 6 estaciones de muestreo, seguida de las arenas que se reportaron en 5 puntos de la laguna (8, 10, 11, 12 y 13), siguiendo un patrón similar al obtenido en el muestreo de octubre 2019 y como se esperaría en las lagunas costeras (Castellanos-Páez *et al.*, 2018).

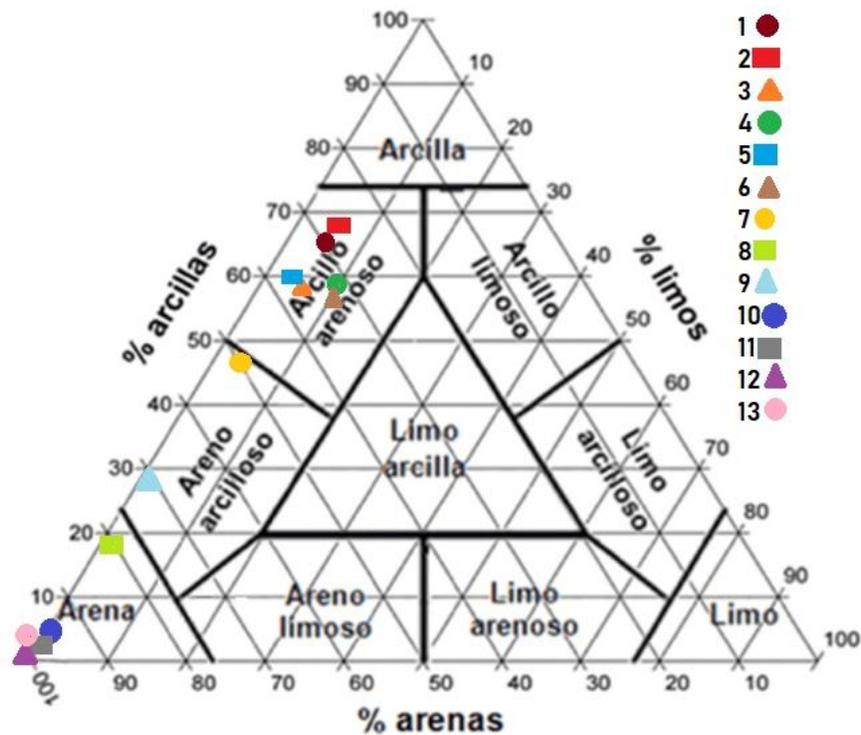


Figura 12. Clasificación del tipo de sedimento de la Laguna de Sontecomapan, Ver. (mayo, 2021).

La laguna de Sontecomapan está localizada en la Unidad II de la clasificación de unidades morfo-tectónicas continentales de las costas mexicanas realizada por Carranza-Edwards y colaboradores en 1975, en la cual mencionan que los sedimentos más abundantes en la región están constituidos por piroclásticos procedentes de la zona volcánica del Pico de Orizaba y la región de los Tuxtlas, en el sur de Veracruz, siendo arenas y arcillas los tamaños de sedimento dominantes, lo cual coincide con lo reportado en la tabla 8, donde solo se registró una textura limosa en la estación 4 con 18%, sin embargo los puntos 6 y 3 presentaron valores cercanos con 17 y 15.7% respectivamente; de la misma manera ocurrió en el muestreo de 2021 (Tabla 9), sin embargo en el segundo muestreo no se reportó la textura limosa como dominante. No es esperado encontrar porcentajes tan altos de arenas en puntos tan alejados de la influencia marina, sin embargo, se ha dado a conocer por diversos estudios que las descargas fluviales también pueden transportar con facilidad y en suspensión partículas de mayor tamaño, dependiendo de la fuerza del flujo (Wilcock *et al.*, 2009). González- Fierro y Ponce-Vélez durante

1991 y 1992 registraron una dominancia de arenas en la desembocadura de la laguna, la cual concuerda con lo obtenido en este trabajo (Tabla 7; Figs. 13 y 14), donde se observó un porcentaje mayor al 80% de arenas tanto en las estaciones cercanas a la salida al mar (9 y 10), así como en la estación 12 que se localizó fuera de la laguna (Fig. 5) (muestreo de octubre de 2019). De la misma forma ocurre en el segundo muestreo, en las estaciones 10, 11, 12 y 13 que superaron el 90% de arenas; asimismo estos autores reportaron en el área sur de la laguna que el sedimento con mayor dominancia fueron las arcillas, lo mismo ocurre con lo documentado por Calva y Botello en 1999, con más del 50% de arcillas en áreas al sur de la laguna, que se asemeja con este trabajo.

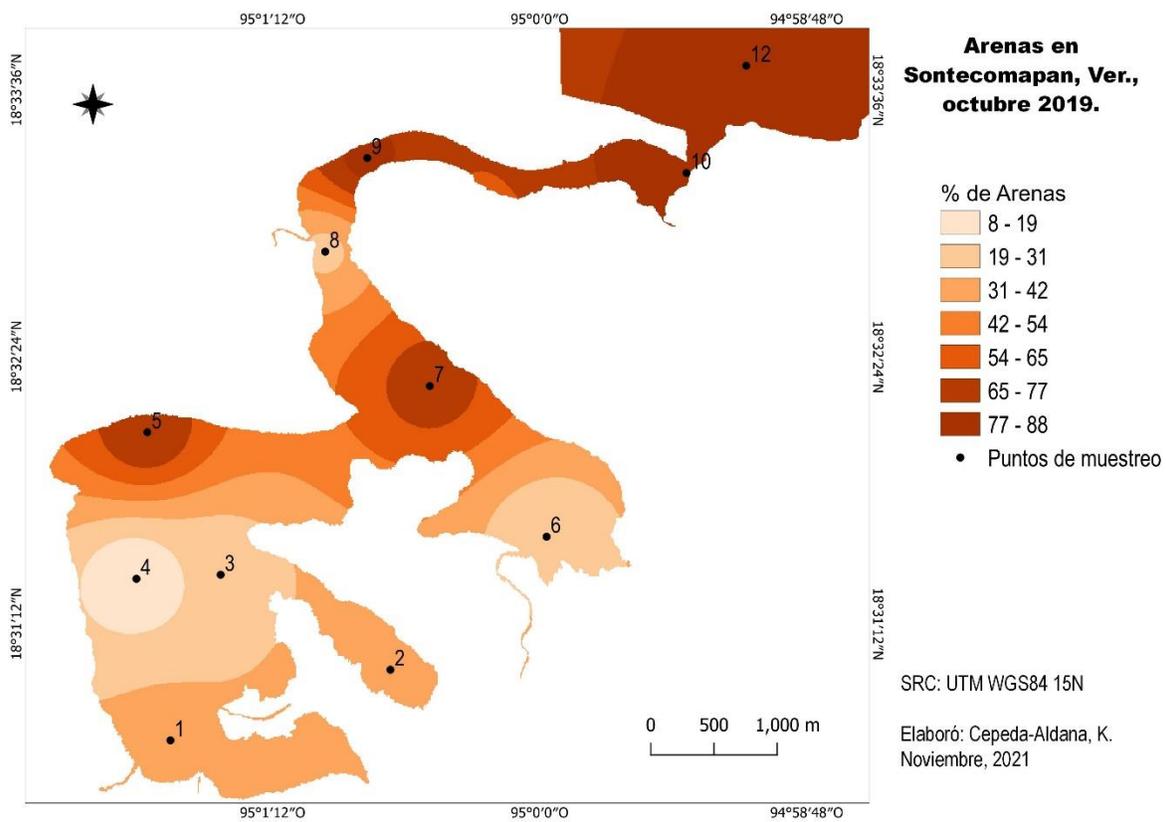


Figura 13. Distribución espacial de arenas en sedimentos superficiales de la Laguna de Sontecomapan, Ver. (octubre, 2019).

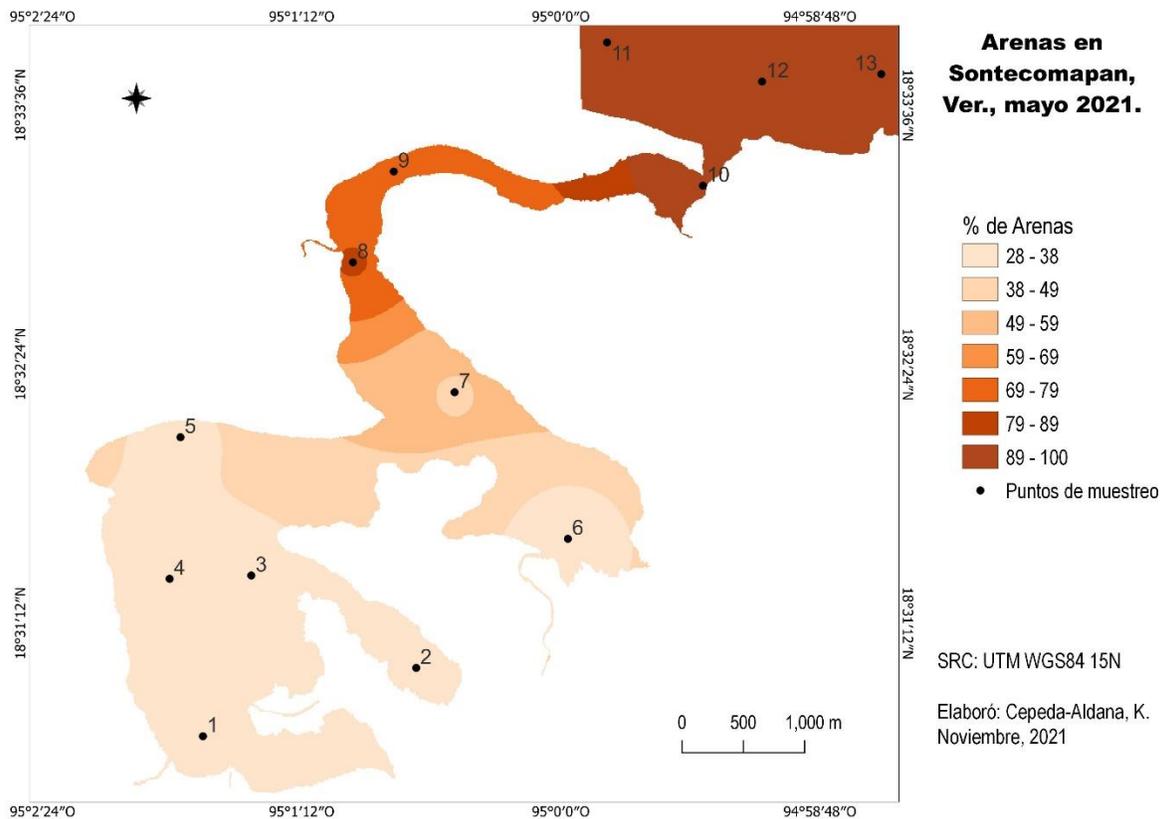


Figura 14. Distribución espacial de arenas en sedimentos superficiales de la Laguna de Sontecomapan, Ver. (mayo, 2021).

En cuanto a la distribución de arenas se puede observar en la figura 13, en octubre de 2019, que se presentaron valores mayores en las estaciones del norte y centro de la laguna (5, 7, 9, 10 y 12) de 65 a 88%; se puede inferir que puede ser por la influencia marina que hay en la época de nortes, ya que los fuertes vientos aumentan la velocidad de las corrientes que entran por la boca de la laguna, que en el caso del estado de Veracruz pueden llegar a 15.4 km/h (Ortiz *et al.*, 2010). Sánchez-Campos (2018) registró una influencia marina que llegó hasta la estación 7, además las corrientes pueden afectar al sitio 5, lo que podría hacer posible el arrastre de arenas a las estaciones mencionadas.

Por otro lado, en el muestreo de mayo de 2021 (Figura 14), se observó una diferencia importante ya que las arenas se concentraron en las estaciones que estuvieron en la boca de la laguna y fuera de esta (10, 11, 12 y 13); esta diferencia

se dio ya que en el mes de mayo es época de secas y la influencia marina puede ser menor a la reportada en nortes (Ortiz *et al.*, 2010)

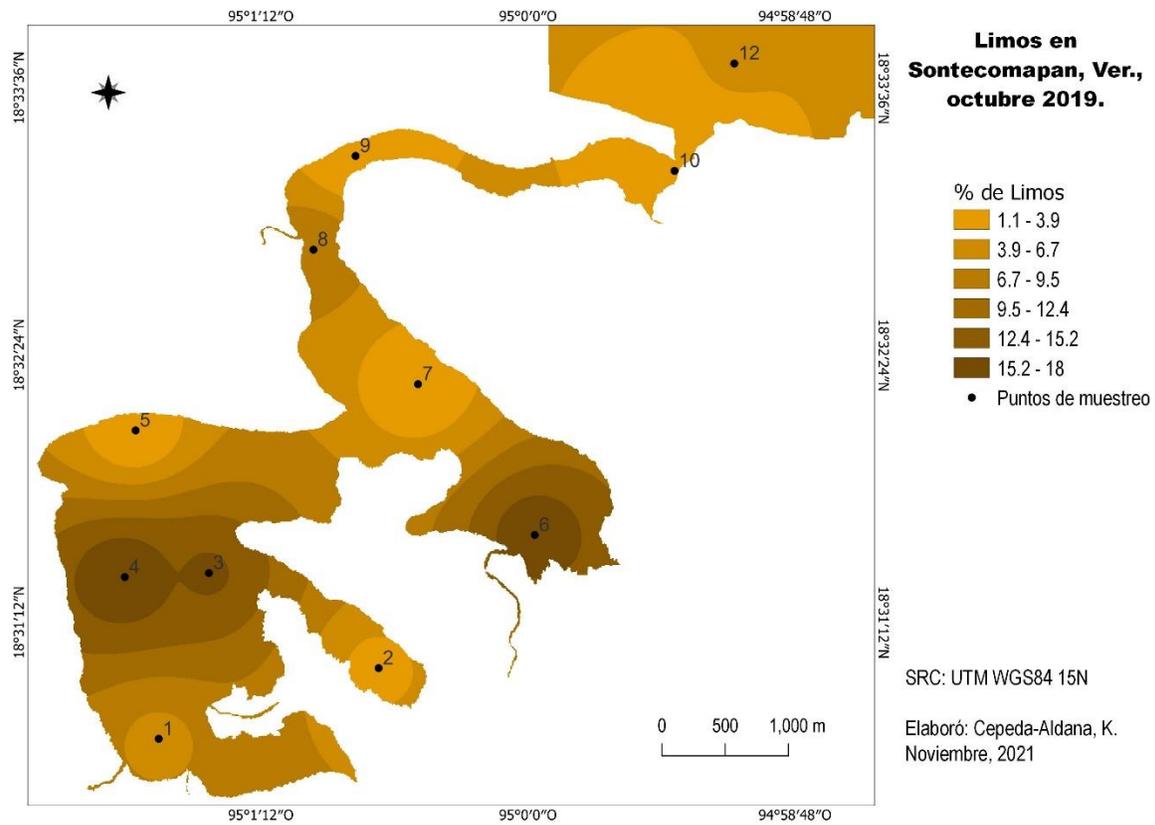


Figura 15. Distribución espacial de limos en sedimentos superficiales de la Laguna de Sontecomapan, Ver. (octubre, 2019).

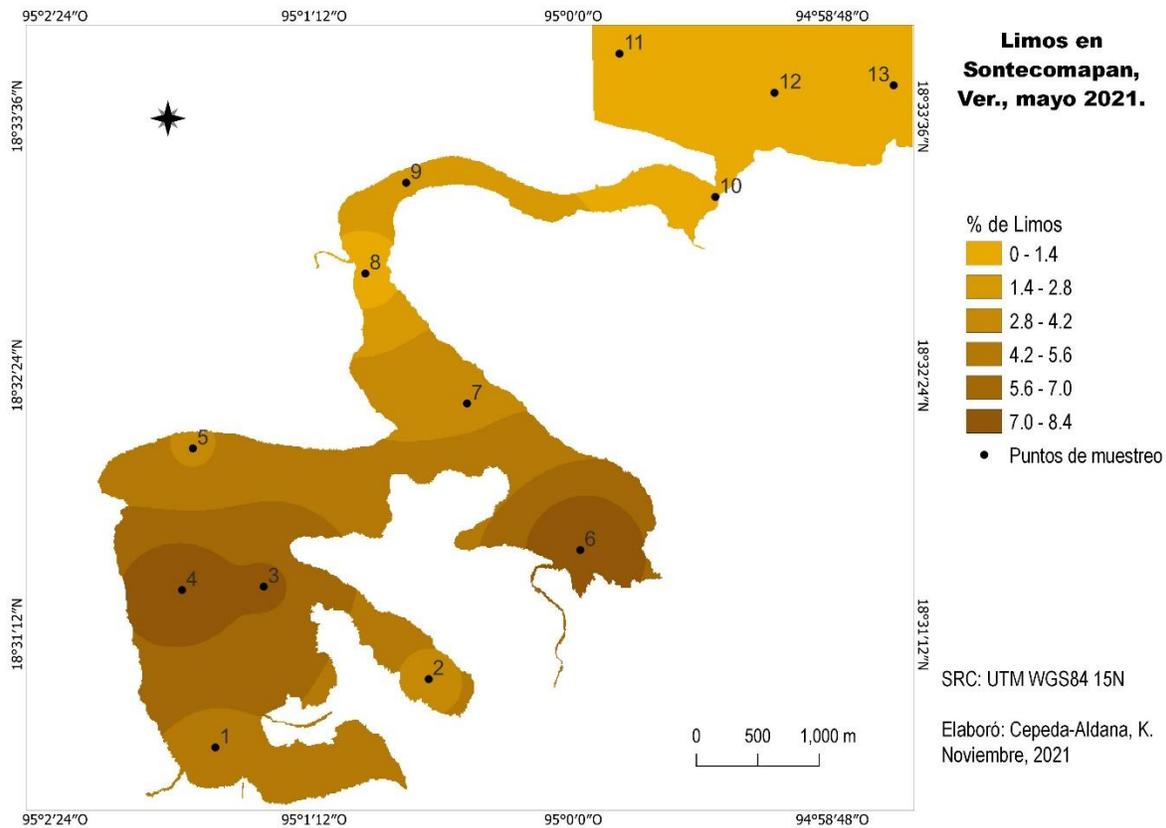


Figura 16. Distribución espacial de limos en sedimentos superficiales de la Laguna de Sontecomapan, Ver. (mayo, 2021).

La distribución de los limos en los dos muestreos fue similar ya que, en ambos, la mayor concentración estuvo en el centro-sur de la Laguna, principalmente en las estaciones 4, 3 y 6; esto debido a la influencia fluvial que existe en esos puntos por el río Basura y el arroyo Sumidero en las estaciones 3 y 4, mientras que en el punto 6 se encuentran los ríos Sábalo y Yohualtajapan y el arroyo Los pollos (Figuras 15 y 16). Sin embargo, hubo una diferencia en los valores de ambos muestreos, ya que en octubre se reportaron porcentajes máximos de 15.2 a 18%, en tanto que en el muestro de 2021 se determinaron de 7 a 8%. Esto podría deberse a que en octubre se comienzan a presentar los nortes, donde existe una tendencia a lluvias y vientos fuertes, principalmente en las zonas de mayor pendiente, por lo que la cantidad de material en suspensión que pueden transportar los ríos aumenta considerablemente, a diferencia de lo que ocurre en la época de secas (Wilcock *et al.*, 2009; Ruiz *et al.*, 2010).

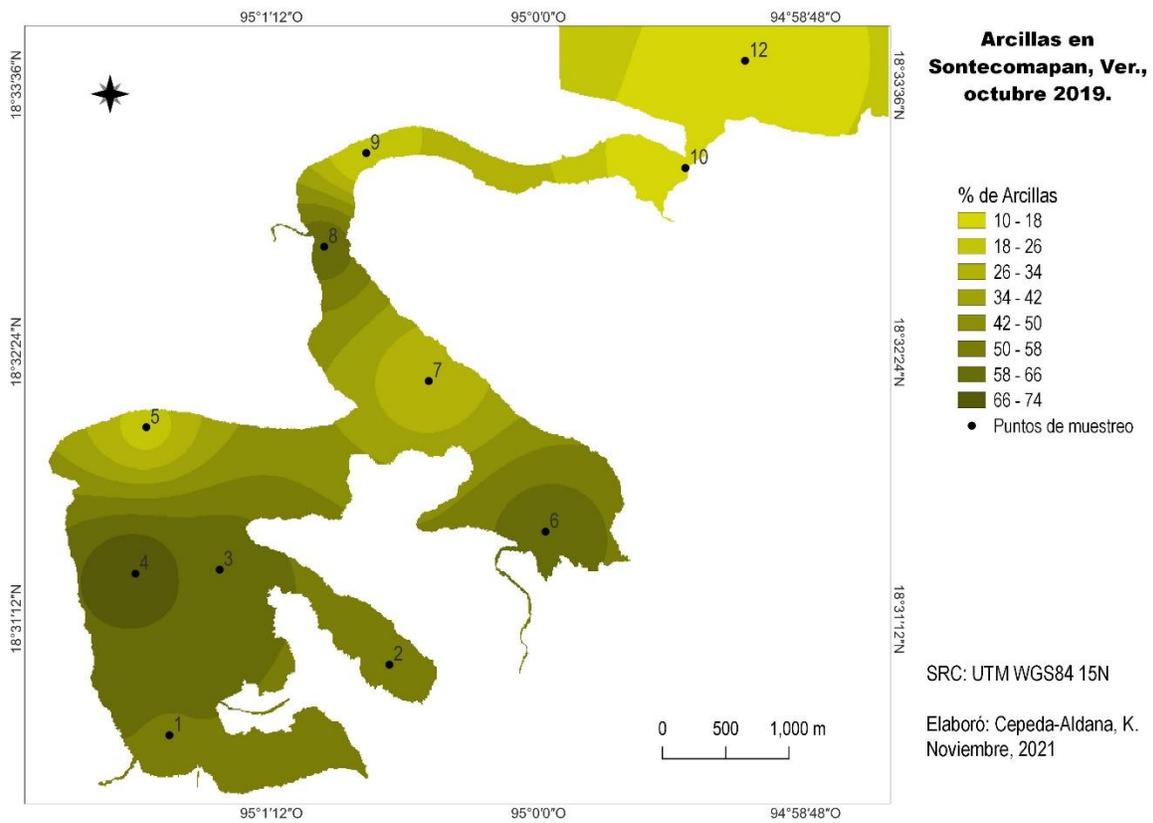


Figura 17. Distribución espacial de arcillas en sedimentos superficiales de la Laguna de Sontecomapan, Ver. (octubre, 2019).

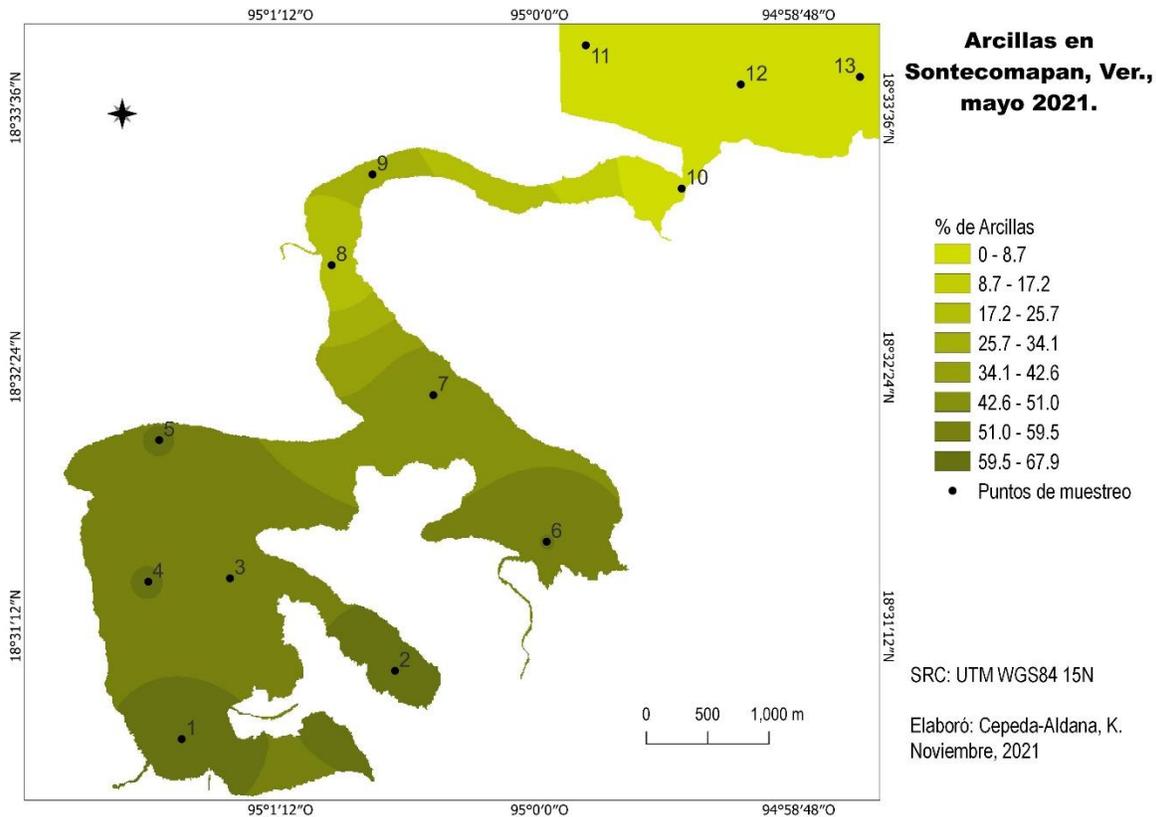


Figura 18. Distribución espacial de arcillas en sedimentos superficiales de la Laguna de Sontecomapan, Ver. (mayo, 2021).

Las arcillas en el muestreo de octubre de 2019 mostraron una distribución que se agrupa principalmente en el centro-sur de la laguna, similar a los limos, en específico en las estaciones 3, 4 y 6; sin embargo, también en la estación 8 se determinó un porcentaje alto (63%) (Figura 17), esto podría deberse de la misma manera a lo reportado en los limos, es decir, a las descargas de los ríos mencionados por las lluvias de la temporada, conjuntamente sucede esto en el punto 8 con la descarga del río La Palma.

Por otra parte, como se observa en la figura 18, en el segundo muestreo la distribución de los porcentajes mayores se registró en las estaciones 1, 2, 4, 5 y 6, debido a la temporada de secas, por consiguiente, una menor descarga fluvial, asimismo las partículas finas que están siendo arrastradas por las masas de agua tienden a depositarse en zonas más abiertas por la pérdida de energía en el flujo (Salazar *et al.*, 2003; Ruiz *et al.*, 2010).

COC en sedimentos

Plaguicidas organoclorados

Con los resultados de las concentraciones de plaguicidas organoclorados, también se realizó la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk para determinar su tendencia; aquellos compuestos que no tuvieron datos detectados confiables de los 16 POC los resultados se presentan en la siguiente tabla:

Tabla 8. Prueba de normalidad Shapiro-Wilk para POC en sedimentos de la Laguna de Sontecomapan, Ver. (octubre, 2019; mayo 2021).

Octubre 2019									
	Beta-HCH	Gamma-HCH	Delta-HCH	p,p'- DDT	p,p'-DDD	p,p'- DDE	Aldrín	Dieldrín	
N	11	11	11	11	11	11	11	11	11
Shapiro-Wilk W	0.6016	0.6861	0.5098	0.8097	0.9283	0.809	0.7077	0.6037	
p(normal)	2.66E-05	0.0003105	1.99E-06	0.01264	0.3939	0.01236	0.0005878	2.83E-05	
	Endrín	Endrín aldehído	Endosulfán I	Endosulfán II	Sulfato de endosulfán				
N	11	11	11	11	11				
Shapiro-Wilk W	0.5265	0.5726	0.6961	0.345	0.5145				
p(normal)	3.17E-06	1.16E-05	0.000417	2.24E-08	2.27E-06				
Mayo 2021									
	Beta-HCH	Gamma-HCH	p,p'- DDT	p,p'-DDD	p,p'- DDE	Epóxido de heptacloro	Aldrín	Dieldrín	
N	13	13	13	13	13	13	13	13	
Shapiro-Wilk W	0.311	0.6904	0.8137	0.8766	0.844	0.311	0.7295	0.6194	
p(normal)	5.05E-07	4.46E-04	0.009948	0.06422	0.02382	5.05E-07	0.001113	9.67E-05	
	Endrín	Endrín aldehído	Endosulfán I	Sulfato de endosulfán					
N	13	13	13	13					
Shapiro-Wilk W	0.6428	0.499	0.5517	0.9176					
p(normal)	0.0001574	9.97E-06	2.58E-05	0.2328					

Como se puede observar en la tabla 8, la mayoría de los datos presentaron una distribución no normal, excepto por *p,p'*-DDD que en ambos muestreos se reportó una distribución normal. Por lo tanto, se analizaron los datos con pruebas no paramétricas.

Se analizaron los sedimentos de los muestreos de octubre de 2019 y mayo de 2021 para determinar las concentraciones de POC de los 16 analitos de interés considerados prioritarios. Es importante mencionar que debido a que se obtuvieron muchos datos menores al LD, y por ello hubo medianas que dieron cero, por lo tanto, para fines comparativos se tomaron en cuenta las sumatorias de las familias químicas. Para el primer muestreo se presentó la mayoría de los plaguicidas en los 11 sitios de muestreo, como se muestra en la tabla 9 y en la figura 20, las concentraciones totales de plaguicidas (Σ POC) fueron de 4.8 a 77 ng/g. Los valores máximos se registraron en las estaciones 1, 2 y 10 con 11.3, 20.2 y 12.9 ng/g respectivamente, mientras que la mínima se determinó en el punto 12 con 0.9 ng/g. Asimismo, se puede observar que los datos de POC mostraron un gradiente desde los sitios ubicados en la parte sur hacia afuera de la laguna, con una diferencia de aproximadamente 70 ng/g de las estaciones del norte con respecto a las estaciones del sur o cabeza de la laguna. Esta diferencia se puede deber a la presencia y cercanía que existe en la zona sur de la laguna con algunos ríos y arroyos que descargan en esa área, además de la afinidad que presentan estos compuestos por los sustratos ricos en materia orgánica, que como se puede observar en la figura 7 es donde hubo un mayor porcentaje de esta, asimismo, estos ríos y arroyos movilizan o transportan los agroquímicos que se utilizan en la zona montañosa adyacente cercana a esta región interna de la laguna, donde las modificaciones del uso del suelo han dado como resultado un mayor número de potreros, de esta manera los contaminantes se concentran con mayor facilidad (Uzcátegui *et al.*, 2011).

Tabla 9. Plaguicidas organoclorados en sedimentos superficiales de la Laguna de Sontecomapan, Ver. (octubre, 2019).

COMPUESTO	ESTACIONES												Me	D.S.
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	12			
Alfa-HCH	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD		
Beta-HCH	2.4	2.9	0.0	2.6	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD		
Gamma- HCH	1.6	1.7	0.9	0.9	0.9	1.0	0.9	1.1	0.9	0.9	0.9			
Delta-HCH	2.3	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	1.7								
∑ Alicíclicos	6.3	4.6	0.9	3.5	0.9	1.0	0.9	1.1	0.9	0.9	2.6	0	0.82	
<i>p,p'</i> - DDT	11.3	20.2	5.1	5.7	≤LD	≤LD	3.2	≤LD	≤LD	12.9	≤LD			
<i>p,p'</i> -DDD	≤LD	17.4	4.4	4.4	11.4	9.4	9.6	3.3	4.2	≤LD	≤LD			
<i>p,p'</i> - DDE	5.8	2.2	1.9	2.4	≤LD	1.9	1.9	7.5	2.0	≤LD	≤LD			
∑ Aromáticos	17.1	39.8	11.3	12.5	11.4	11.4	14.7	10.8	6.2	19.2	≤LD	3.24	5.25	
Heptacloro	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD			
Epóxido de heptacloro	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD			
Aldrín	3.2	2.1	1.8	≤LD	≤LD	2.9	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD			
Dieldrín	15.2	2.1	≤LD	2.2	1.7	3.1	3.6	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD			
Endrín	22.4	2.8	2.6	0.0	0.0	4.1	2.3	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD			
Endrín aldehído	10.5	1.5	≤LD	1.5	2.1	2.1	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD			
Endosulfán I	≤LD	1.3	≤LD	1.4	1.2	1.7	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD			
Endosulfán II	≤LD	≤LD	≤LD	1.4	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD			
Sulfato de endosulfán	2.3	≤LD	2.3	2.3	2.3	≤LD	2.3	2.3	2.3	2.2	2.3			
∑ Ciclodiénicos	53.6	9.8	6.7	8.7	7.2	14.0	8.1	2.3	2.3	2.2	2.3	0	2.98	
∑ POC	77.0	54.3	19.0	24.7	19.5	26.4	23.8	14.1	9.3	22.3	4.8			

Concentraciones en ng/g ≤LD: Concentraciones menores al Límite de detección

Criterio de calidad sedimentaria

 ≤ ERL

 > ERL < ERM

 ≥ ERM

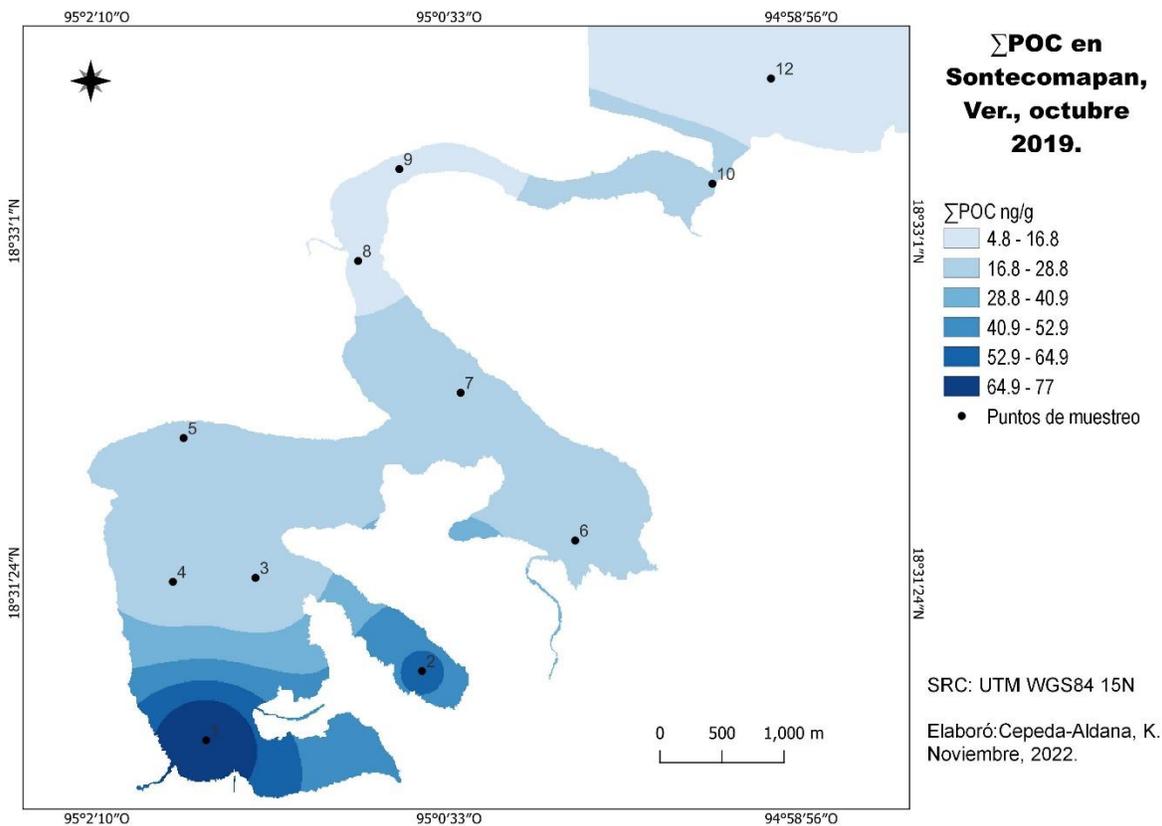


Figura 19. Distribución espacial de POC en sedimentos superficiales de la Laguna de Sontecomapan, Ver. (octubre, 2019).

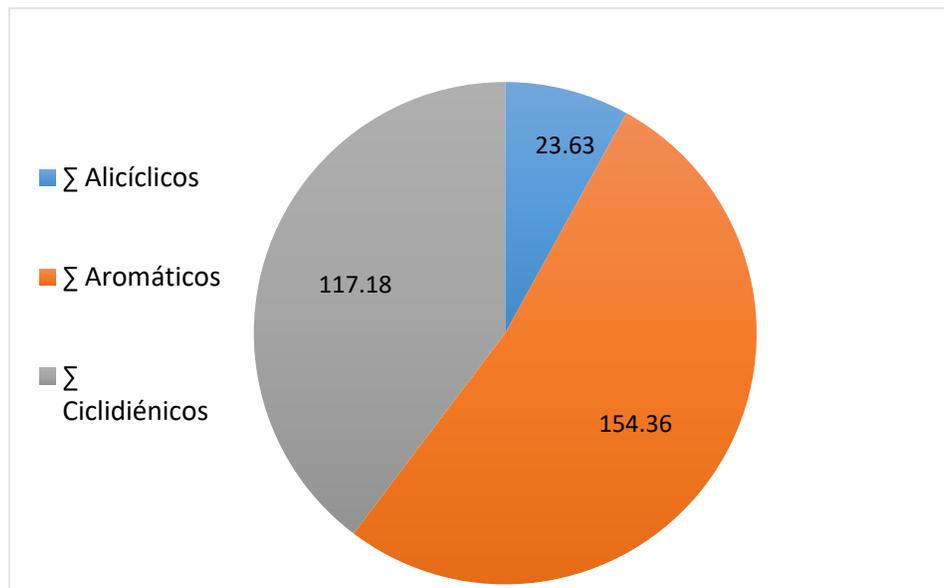


Figura 20. Concentración (ng/g) de POC por familia química en sedimentos de la Laguna de Sontecomapan, Ver. (octubre, 2019).

Estos 16 compuestos se agrupan en tres grupos o familias químicas que son: Alicíclicos, Aromáticos y Ciclodiénicos, de las sumatorias de estos, los Aromáticos tuvieron el dominio con 154.7 ng/g, seguido de los Ciclodiénicos con 117.2 ng/g, finalmente los Alicíclicos con 23.6 ng/g (Fig. 20). La distribución espacial de la familia de los Alicíclicos, su distribución espacial fue más heterogénea, las concentraciones de los analitos variaron poco, el Beta-HCH fue el compuesto de esta familia química que tuvo las concentraciones más altas, principalmente en los sitios 2, 4 y 1 con 2.9 ng/g, 2.6 y 2.4, ng/g respectivamente (Tabla 9). Gamma-HCH es el único compuesto que se detectó en todos los sitios de muestreo, sin embargo, solamente el Alfa-HCH que no superó los niveles del límite de detección (1.524 ng/g), por lo que no se obtuvieron concentraciones confiables de este xenobiótico, y se puede inferir que son muy bajas comparadas con Gamma-HCH y Beta-HCH, lo que indica que el uso de este plaguicida fue reciente, ya que este grupo se aplica en conjunto siendo Gamma-HCH el primero en degradarse y Beta-HCH el último (Fig. 19; Tabla 9) (Nayyar *et al.*, 2014). Cabe mencionar que los isómeros de este grupo representa a los componentes del Lindano comercial que está prohibido internacionalmente, no obstante, en el país es de uso restringido, a pesar de sus efectos principalmente en peces (pérdida de equilibrio, nado descoordinado, reducción en la reproducción y hemorragias periféricas) (DOF, 1991; ATSDR, 2003; Mendoza y León, 2005).

En cuanto a la distribución espacial de los Aromáticos siguió un patrón más homogéneo a lo largo de toda la laguna, excepto en la estación 12, por lo que se puede inferir que este grupo químico proviene de todos los alrededores de la laguna por medio de ríos, escorrentías y por pendientes de los terrenos elevados que se encuentran en los alrededores de la zona. En cuanto a las concentraciones de esta familia, se puede observar en la tabla 9 que los valores de *p,p'*-DDT fueron mayores comparadas con sus productos de transformación *p,p'*-DDD y *p,p'*-DDE, sin embargo, se registraron en los sitios 2 y 1 concentraciones altas de estos productos, esto refleja que hubo aplicaciones antiguas además de un uso reciente de este plaguicida. La mayor concentración la registró el *p,p'*-DDT en la estación 2 con 20.2 ng/g seguida a lo encontrado en los puntos 10 (norte de la laguna) y 1 (sur de la laguna) con 12.9 y 11.3 ng/g respectivamente (Fig. 20; Tabla 9).

En la familia de los Ciclodiénicos, como se muestra en la Tabla 9, hubo presencia de Aldrín, Dieldrín, Endrín junto con el producto de degradación del Endrín únicamente en las estaciones del sur de la laguna hasta el sitio 7; a pesar de estar prohibidos desde 1991, incluso Aldrín y Endrín están clasificados por la IARC como probables carcinógenos para humanos (2A); siendo el Dieldrín y Endrín los dominantes con 15.2 y 22.4 ng/g respectivamente seguido del Endrín aldehído con 10.5 ng/g, las tres concentraciones pertenecen al sitio 1. Por otro lado, el Heptacloro y su producto de degradación estuvieron por debajo del límite de detección analítico (3.123 y 0.824 ng/g) en toda la zona de estudio. Los isómeros del Endosulfán se presentaron solo en 4 puntos de muestreo (2, 4, 5 y 6) en concentraciones similares que van de 1.2 a 1.7 ng/g, mientras que el Sulfato de Endosulfán tuvo una distribución homogénea, se detectó en 10 de las 12 estaciones en valores alrededor de los 2 ng/g, por lo que, se puede inferir una mezcla temporal en el uso de este plaguicida, es decir, hay residuos antiguos y aplicaciones recientes del mismo (Betancur *et al.*, 2015; ATSDR, 2016; ECHA, 2016).

Por otra parte, en el muestreo de mayo de 2021, se analizaron 13 muestras de sedimentos superficiales, dos más que en la recolecta de octubre (Fig. 22). Como se puede observar en la figura 21, la familia dominante en este muestreo fueron los Ciclodiénicos con 246.6 ng/g, seguido de los Aromáticos con 139.6 ng/g, por último, el grupo de los Alicíclicos con 16.2 ng/g, registrando un aumento considerable de los Ciclodiénicos comparado con el primer muestreo. Como se observa en la tabla 10 y en la figura 22, se detectaron sumatorias que van de 8.8 a 111 ng/g, los cuales presentan una distribución espacial similar al primer muestreo, es decir, un gradiente que va del sur de la laguna hacia la descarga en el mar (zona norte), sin embargo, en este caso hay un aumento en las concentraciones en los sitios externos a la laguna, principalmente en la estación 11 (47.9 ng/g).

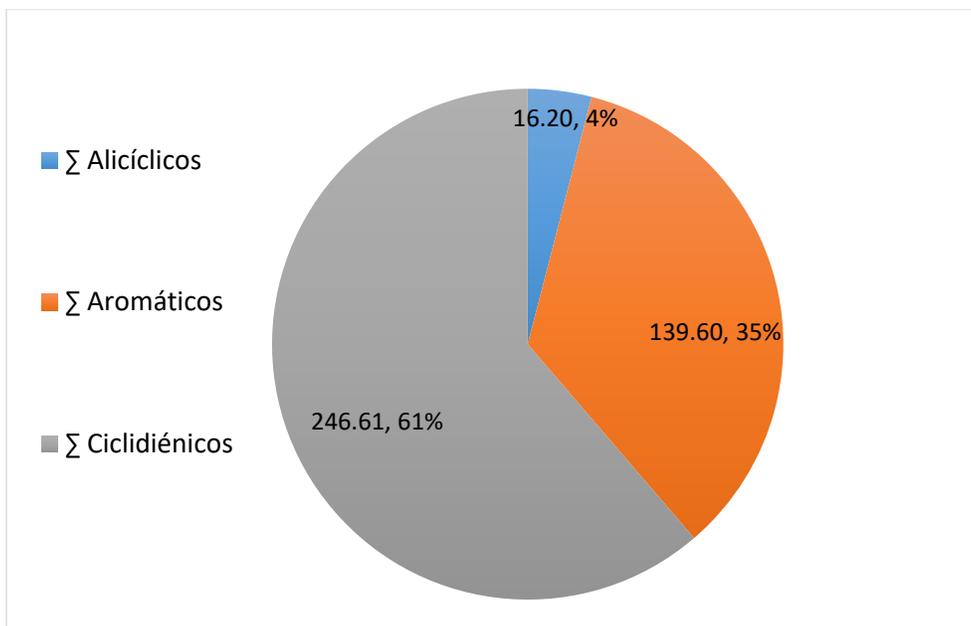


Figura 21. Concentración (ng/g) de POC por familia química en sedimentos de la Laguna de Sontecomapan, Ver. (mayo, 2021).

La concentración máxima se detectó en el sitio 1 con 37.4 ng/g, mientras que la mínima se registró en la estación 7 con 0.8 ng/g. Como en el caso del primer muestreo, hay una mayor concentración de contaminantes en las zonas con mayor índice de materia orgánica (Fig. 8) (Uzcátegui *et al.*, 2011).

Es importante mencionar que existe un aumento en la presencia de plaguicidas en la laguna, con respecto al primer muestreo que ocurrió en época de nortes, con una diferencia de 40 ng/g aproximadamente, en el sitio 1 que fue el más contaminado de toda el área de estudio. Rodríguez-Aguilar *et al.* (2019) y Sierra-Cortes y colaboradores también en el mismo año, reportan resultados similares con concentraciones mayores en época de secas, esto podría deberse a que las lluvias acarrear con mayor facilidad las partículas que adsorben estos xenobióticos, por lo que no se sedimentan de la misma manera que en época de secas.

Con respecto a la familia química que agrupa a los Alicíclicos, los analitos Delta-HCH y Alfa-HCH presentaron valores por debajo del límite de detección (1.524 y 2.290 ng/g respectivamente), mientras que Beta-HCH se registró únicamente en la estación 11, por otro lado Gamma-HCH se presentó en todas los puntos de

muestreo en concentraciones de 0.8 a 1.5 ng/g, al igual que en el primer muestreo, esto demuestra una aplicación reciente de este plaguicida (Tabla 10), por lo que se puede inferir un uso continuo en el tiempo de estos biocidas, que se utilizan principalmente como acaricidas en uso pecuario (ATSDR, 2016), por lo que podría provenir de los pastizales y rancherías de los alrededores de la laguna (principalmente la zona noreste) (Fig. 22).

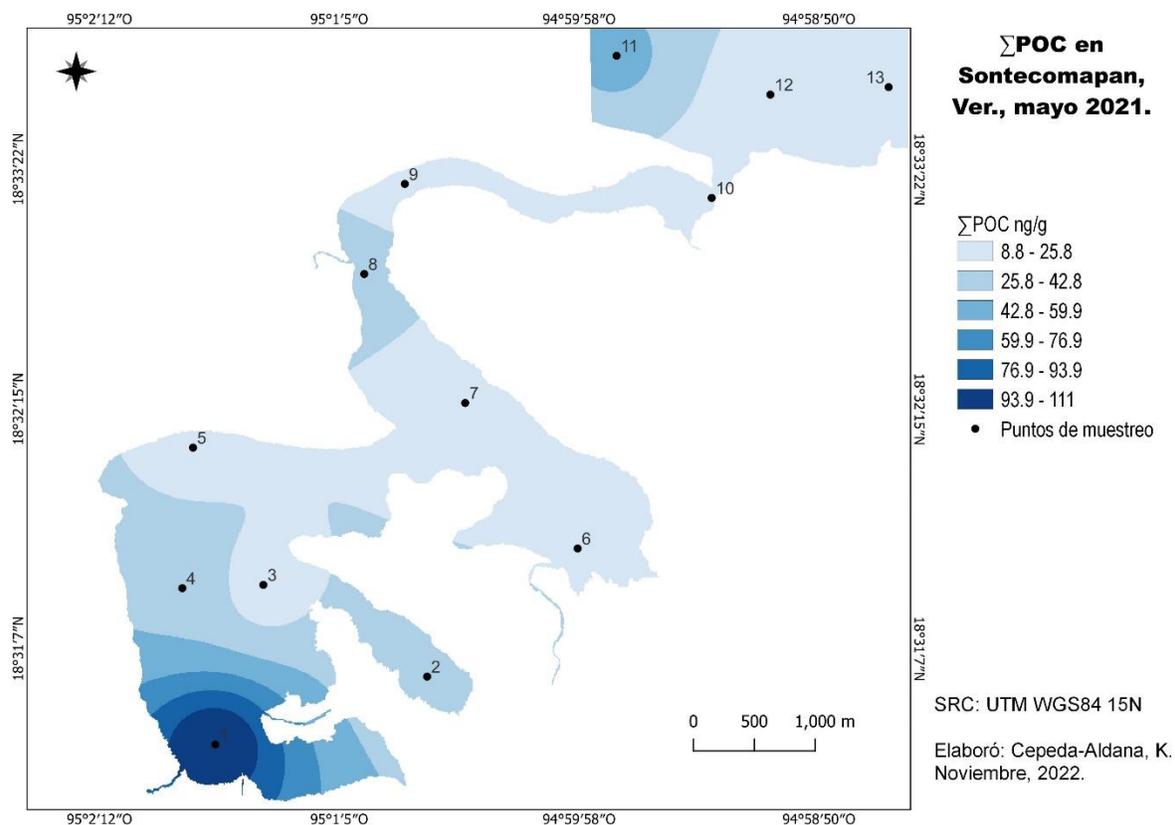


Figura 22. Distribución espacial de POC en sedimentos superficiales de la Laguna de Sontecomapan, Ver. (mayo, 2021).

Por otro lado, el grupo de los Aromáticos se detectó en 11 de las 13 estaciones de muestreo con un patrón espacial similar al reportado en octubre del 2019 (Fig. 22), sin embargo, en mayo de 2021, se detectó una mayor concentración de *p,p'*-DDT que de sus productos de transformación lo que demuestra una aplicación reciente de este. Las concentraciones obtenidas se presentaron en un intervalo de 1.7 (estación 7) a 17.9 ng/g (estación 2), la concentración máxima fue por parte del *p,p'*-DDT, mientras que la sumatoria más alta se reportó en el sitio 2 con 27.3 ng/g (Fig.

22; Tabla 10). Es importante recalcar que el uso de este xenobiótico está prohibido en otros países desde hace años ya que es considerado un plaguicida altamente peligroso por sus efectos adversos y su alta toxicidad (Tabla 2), sin embargo, en México hasta la fecha se sigue utilizado de manera continua (como se muestra en este trabajo), cuando solo debería de utilizarse para el control sanitario (DOF, 1991; ATSDR, 2016).

Tabla 10. Plaguicidas organoclorados en sedimentos superficiales de la Laguna de Sontecomapan, Ver. (mayo, 2021).

COMPUESTO	ESTACIONES													Me	D.S.
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13		
Alfa-HCH	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD		
Beta-HCH	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	3.6	≤LD	≤LD		
Gamma- HCH	1.3	0.8	0.8	0.9	0.9	0.9	0.8	0.9	0.9	0.9	1.5	1.0	0.9		
Delta-HCH	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD		
∑ Alicíclicos	1.3	0.8	0.8	0.9	0.9	0.9	0.8	0.9	0.9	0.9	5.1	1.0	0.9	0.0	0.6
<i>p,p'</i> - DDT	4.8	17.9	≤LD	≤LD	6.9	7.4	≤LD	6.2	4.7	6.5	6.9	5.2	≤LD		
<i>p,p'</i> -DDD	5.3	9.4	5.4	≤LD	5.2	10.5	4.0	4.2	5.1	≤LD	4.0	≤LD	≤LD		
<i>p,p'</i> - DDE	1.9	≤LD	3.2	≤LD	1.9	≤LD	1.7	2.7	2.0	≤LD	3.1	3.5	≤LD		
∑ Aromáticos	11.9	27.3	8.6	≤LD	14.0	17.9	5.7	13.1	11.8	6.5	14.0	8.8	≤LD	3.2	3.7
Heptacloro	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD		
Epóxido de heptacloro	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	1.3	≤LD	≤LD		
Aldrín	2.7	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	1.5	≤LD	4.1	3.5	1.9	≤LD		
Dieldrín	33.6	≤LD	1.2	13.8	≤LD	≤LD	≤LD	5.5	0.9	1.1	7.7	≤LD	3.7		
Endrín	37.4	≤LD	1.9	22.3	≤LD	2.1	≤LD	8.8	≤LD	≤LD	4.2	2.3	4.9		
Endrín aldehído	20.1	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	2.7	≤LD	≤LD	8.7	≤LD	≤LD		
Endosulfán I	1.7	≤LD	≤LD	1.2	2.2	1.4	≤LD	1.2	≤LD	≤LD	1.0	≤LD	10.3		
Endosulfán II	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD		
Sulfato de endosulfán	2.3	2.3	2.3	2.3	2.3	2.3	2.3	2.3	2.3	2.3	2.3	2.3	2.3		
∑ Ciclodiénicos	97.8	2.3	5.4	39.5	4.6	5.8	2.3	22.0	3.2	7.4	28.7	6.5	21.2	0.0	5.6
∑ POC	111.0	30.4	14.8	40.5	19.4	24.6	8.8	36.1	15.9	14.7	47.9	16.3	22.1		

Concentraciones en ng/g ≤LD: Concentraciones menores al Límite de detección

Criterio de calidad sedimentaria

-  ≤ ERL
-  > ERL < ERM
-  ≥ ERM

Los Ciclodiénicos en el segundo muestreo se detectaron en todas las estaciones, a diferencia del primero, siendo el sitio 1 con la mayor concentración con 97.8 ng/g, seguido del sitio 4 con 39.5 ng/g, los analitos registrados revelaron una distribución más homogénea, además de una mayor concentración en general (Tabla 10, Fig. 22). Con respecto al Heptacloro y su epóxido, no superaron el límite de detección excepto en la estación 12 (1.3 ng/g); en el caso del Aldrín se detectó en los sitios 2, 8, 10, 11 y 12 con un máximo de 4.2 ng/g en el punto 11, mientras que el Dieldrín y Endrín se presentaron en 8 estaciones, ambos con sus máximos en la estación 1 con 33.6 y 37.4 ng/g respectivamente. Por el contrario, el Endrín aldehído solo tuvo registro en tres estaciones, por lo que se puede inferir un uso reciente de este plaguicida. Por otra parte, el Endosulfán II no supero el LD (1.104 ng/g), no obstante, su producto de degradación se detectó en todos los sitios de muestreo en concentraciones alrededor de los 2 ng/g, por lo tanto, podría tratarse de una aplicación antigua. Es relevante recordar que algunos de estos contaminantes están clasificados como probables cancerígenos por la IARC (Aldrín y Endrín) (Fig. 22; Tabla 10) (ATSDR, 2016).

Como se puede observar en la información reportada anteriormente, es de suma importancia regular el uso de POC en México, ya que la última actualización oficial fue en 1991, sin embargo en el presente año están en proceso de aprobación una reformas a la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, donde se prohíbe el uso de plaguicidas altamente peligrosos o aquellas sustancias o compuestos prohibidos en tratados internacionales de los que México sea parte, no obstante no ha sido registrado en el Diario Oficial de la Federación para que puedan entrar en vigor estas reformas, por lo que sigue siendo una problemática muy importante.

Cambio de uso de suelo

Se encontró información de los cambios de uso de suelo y tipo de vegetación que han ocurrido en los alrededores de la laguna de Sontecomapan durante tres temporalidades diferentes (Figs. 23, 24 y 25), en las cuales se describen las transformaciones, principalmente por el uso agropecuario. Se observa que, para

2005 el uso de suelo para la actividad agropecuaria fue de 48.54%, mientras que en el 2010 aumentó a 58.47% y en el 2015 a 60.73%, notándose un incremento del 12.19% en quince años, por lo que es altamente probable un aumento en el uso de fertilizantes y plaguicidas en la zona (CONABIO, 2019).

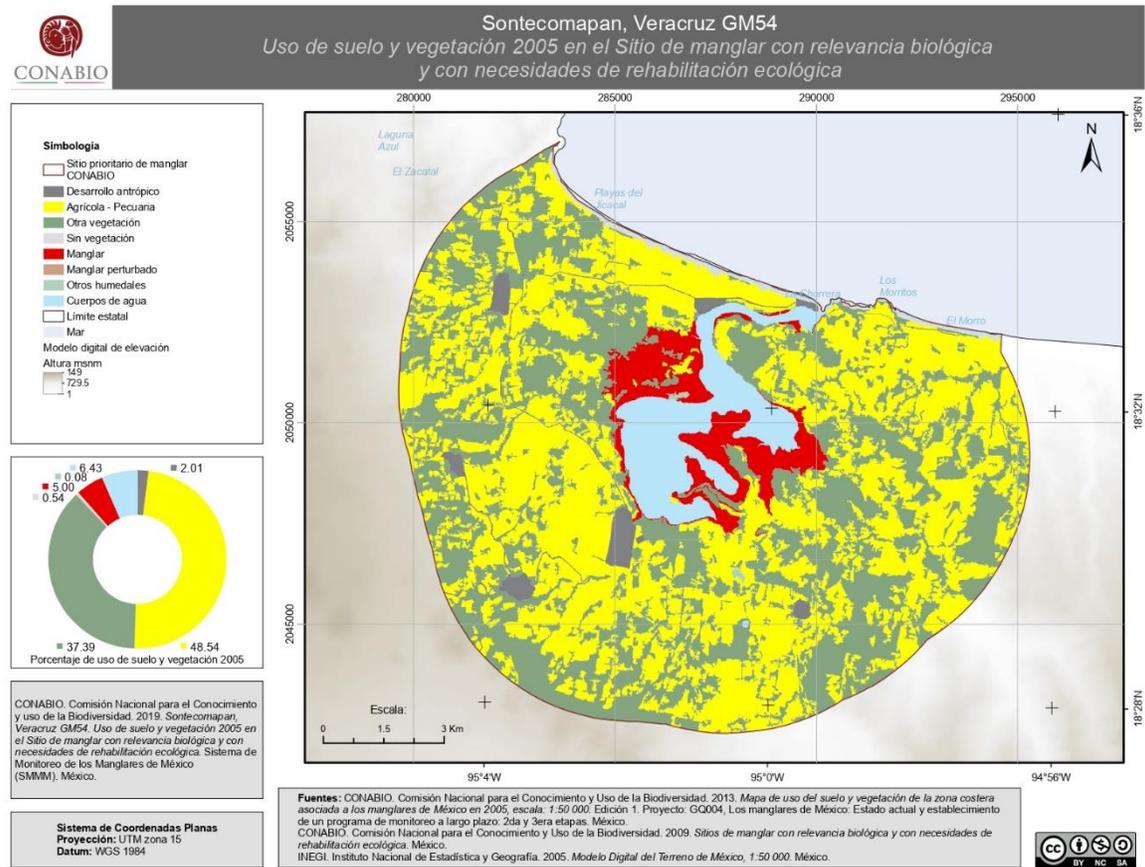


Figura 23. Cambio de uso de suelo de 2005 de la Laguna de Sontecomapan, Ver. (CONABIO, 2019).

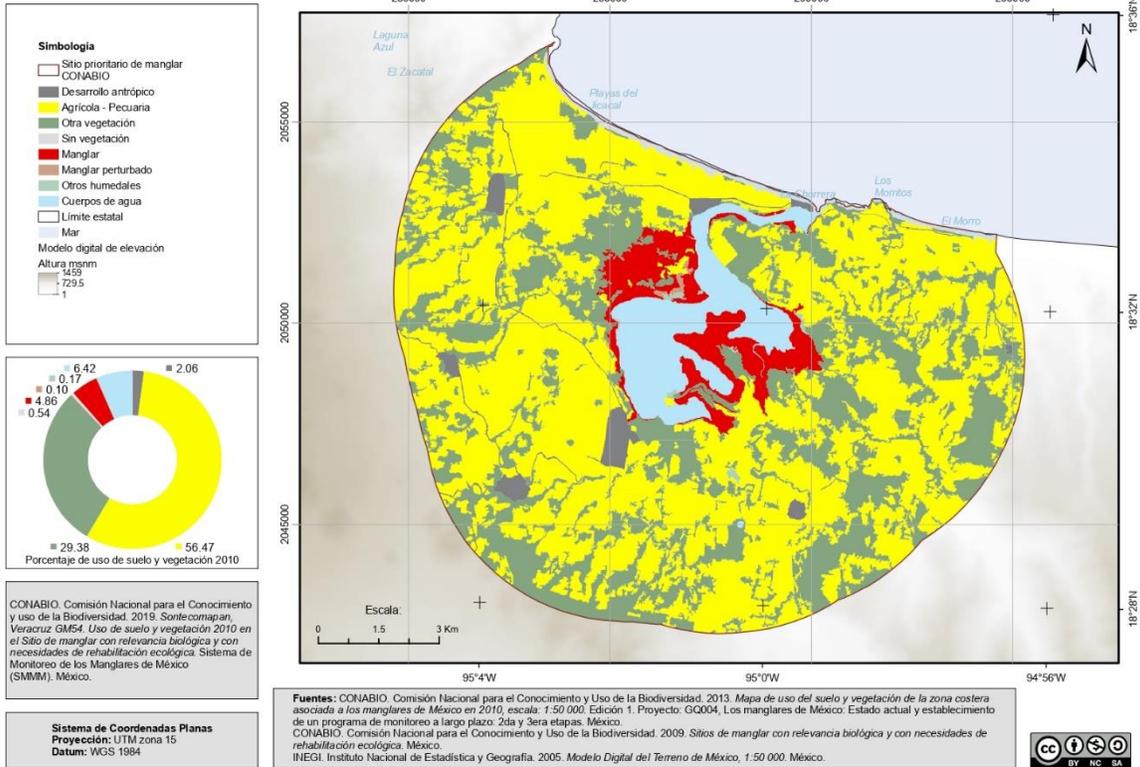


Figura 24. Cambio de uso de suelo de 2010 de la Laguna de Sontecomapan, Ver.
 (CONABIO, 2019).

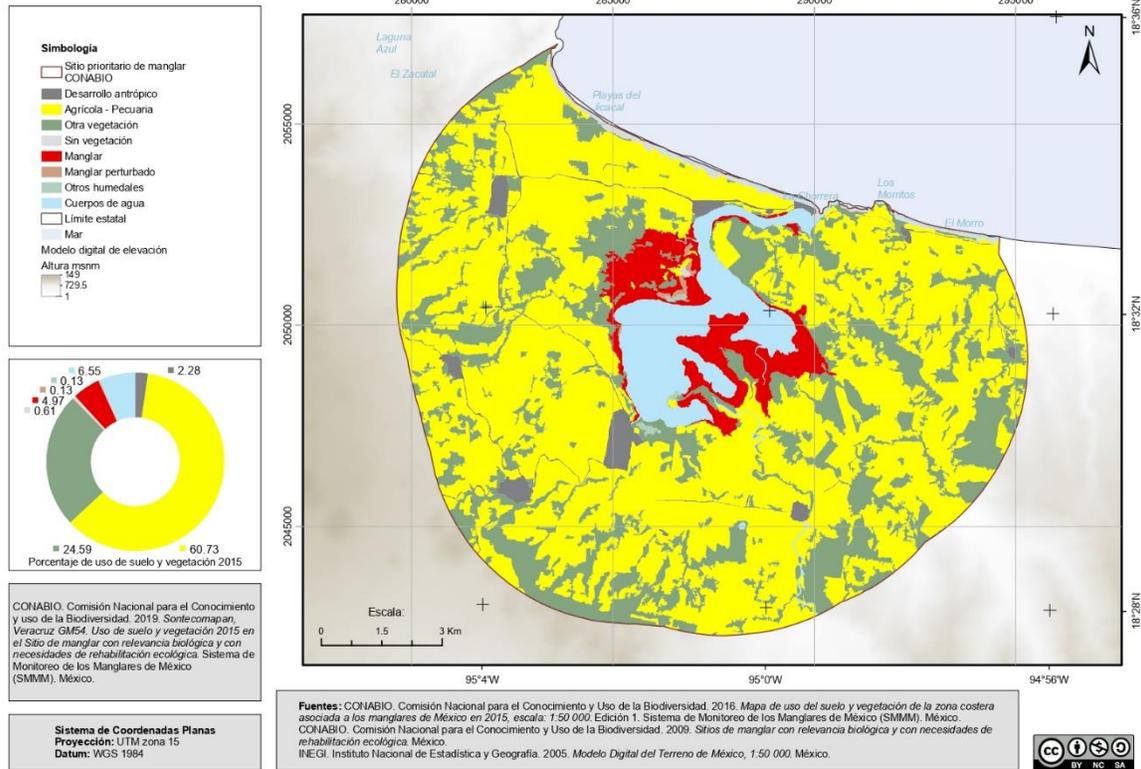


Figura 25. Cambio de uso de suelo de 2015 de la Laguna de Sontecomapan, Ver. (CONABIO, 2019).

La producción agrícola y pecuaria es una de las actividades económicas más importantes en el país, siendo el tercer lugar en el componente del PIB; esto se ve manifestado en la producción agrícola y en la superficie cosechada. Como se puede observar en la tabla 11, el número total de hectáreas de superficie cosechada en los trece distritos de riego que hay en el país es de 3,333,855.81, con una producción de 82,136.16 toneladas del 2017 al 2018. Veracruz pertenece a la región Golfo Centro, y la información registrada de superficie cosechada para esta zona es de 112,347.68 hectáreas y 5,091.75 toneladas, además de un rendimiento de 45.32 toneladas por hectárea que comparado con otros distritos mucho más extensos, el rendimiento de esta región es mucho mayor (CONAGUA, 2019; FAO, 2021).

Tabla 11. Superficie cosechada y producción agrícola en los distritos de riego de México (2017-2018) (CONAGUA, 2019).

Región hidrológico-administrativa	Superficie cosechada (ha)	Producción (miles de ton)	Rendimiento (ton/ha)
I Península de Baja California	43,121.26	1,001.65	23.23
II Noroeste	150,911.07	2,804.46	18.58
III Pacífico Norte	203,119.84	3,316.24	16.33
IV Balsas	383,294.85	10,805.20	28.19
V Pacífico Sur	124,789.80	2,085.98	16.72
VI Río Bravo	599,985.06	7,001.90	11.67
VII Cuencas Centrales del Norte	306,041.00	11,061.24	36.14
VIII Lerma Santiago Pacífico	943,860.07	24,651.81	26.12
IX Golfo Norte	254,878.70	8,824.35	34.62
X Golfo Centro	112,347.68	5,091.75	45.32
XI Frontera Sur	42,156.42	1,794.18	42.56
XII Península de Yucatán	102,969.14	1,837.28	17.84
XIII Aguas del Valle de México	66,380.92	1,860.13	28.02
Total	3,333,855.81	82,136.16	24.64

Los cultivos de mayor importancia en los diferentes distritos de riego (Tabla 12) presentan una superficie cosechada total de 2,897,226 hectáreas los cuales son: maíz, trigo, sorgo, alfalfa y caña de azúcar, y tienen un valor de producción de casi 200,000 millones de pesos mexicanos, esto en un periodo de un año (Tabla 5) (CONAGUA, 2019).

Tabla 12. Principales cultivos en los distritos de riego de México (2018-2019)
(CONAGUA, 2019).

Cultivo	Superficie cosechada (ha)	Participación (%)	Rendimiento (ton/ha)	Producción (ton)	Valor de producción (millones de pesos)
Maíz	1,069,723	36.9	93.6	13,300,543	45,992.57
Trigo	406,664	14.0	6.2	2,510,087	10,265.36
Sorgo	252,283	8.7	53.9	2,334,224	4,457.92
Alfalfa	159,066	5.5	73.3	11,658,746	13,177.58
Caña de azúcar	129,859	4.5	187.9	11,777,198	9,430.57
Otros principales	879,631	30.4	3,358.4	16,739,250	106,984.15
Total	2,897,226	100.0	20.1	58,320,048	190,308.16

A nivel nacional los tres principales cultivos en cuanto a superficie sembrada son, maíz de grano blanco, frijol y maíz de grano amarillo; en la cual solamente el maíz de grano blanco tiene una superficie de 6,672,098.2 hectáreas (esto en cultivos anuales), que va de la mano con la producción por cultivo; igualmente el maíz de grano blanco tiene la mayor producción con 25,811,328.1 toneladas, seguido de maíz de grano amarillo y el trigo grano con 5,400,839.4 y 3,735,122.9 respectivamente (Figs. 26 y 27). La información recabada de instituciones gubernamentales es únicamente a nivel nacional y regional, por lo que es recomendable conocer, explorar, indagar si existe información a nivel estatal y municipal para tener un mayor control y regulación del uso y comercialización de los plaguicidas y fertilizantes que se utilizan en los campos de cultivo tanto industriales como de campesinos. Esta información refleja la gran importancia de la producción agrícola en el país, tanto en lo económico como en lo social; sin embargo, la producción va en conjunto con el uso de fertilizantes y plaguicidas que se utilizan para el éxito en las cosechas, y esto conlleva a un escenario de impacto tóxico tanto ambiental como humano por lo que es relevante establecer alternativas factibles de producción agrícola que sean menos peligrosas y sostenibles (INEGI, 2019).



Figura 26. Superficie sembrada por cultivo en México (INEGI, 2019).

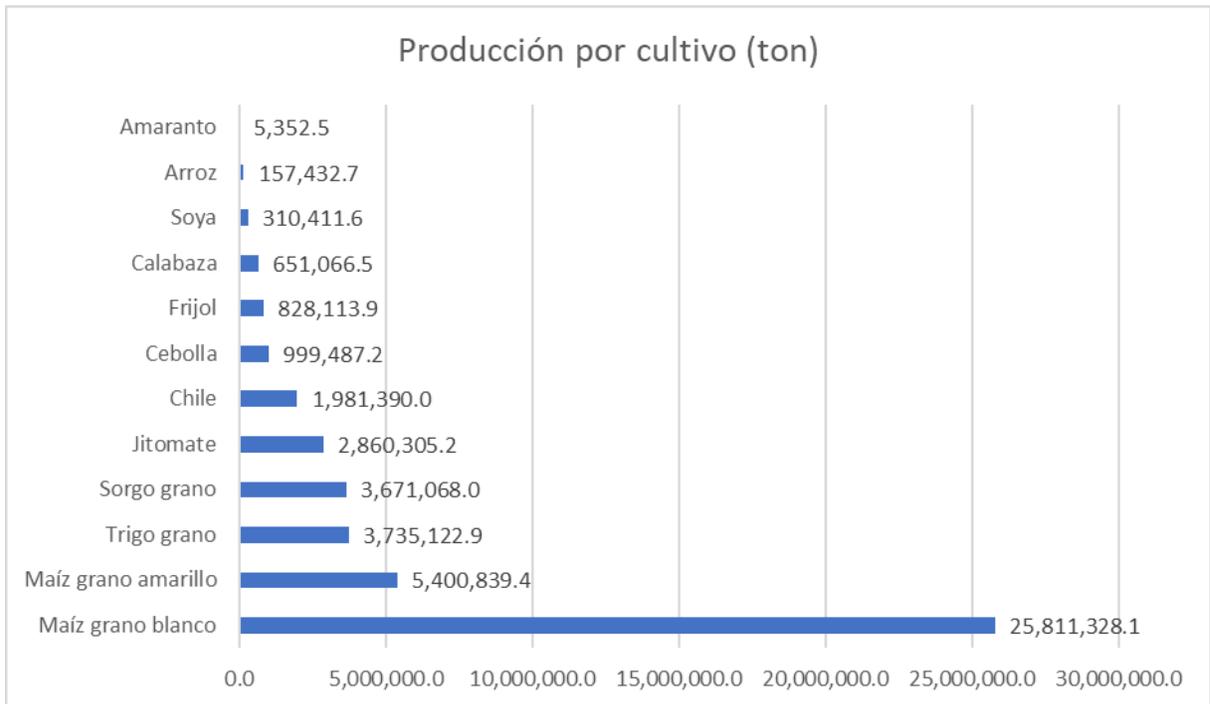


Figura 27. Producción por cultivo en México (INEGI, 2019).

En México, el uso de biocidas está regido por la agricultura industrial el cual posee una demanda y uso extensivo para el control de plagas, además del uso sanitario por parte del gobierno para el control de vectores de enfermedades. En México la regulación del uso, importación, exportación y elaboración de plaguicidas, está en el “Catalogo oficial de plaguicidas”, que es elaborado por las Secretarías que componen a la Comisión Intersecretarial para el Control del Proceso y Uso de Plaguicidas, Fertilizantes y Sustancias toxicas (CICOPLAFEST) y está regulada por la Comisión Federal para Protección contra los Riesgos Sanitarios (COFEPRIS), en el cual la última actualización es del 2016, sin embargo, para los compuestos del grupo de los organoclorados no hay ninguna actualización desde el diario oficial de la federación de 1991; donde únicamente se establecieron en categoría de prohibidos al Aldrín, Endrín y Dieldrín, mientras que el *p,p'*-DDT, Endosulfán y Lindano se clasificaron como de uso restringido; es importante recalcar que hay plaguicidas que se utilizan en el país de forma regular y que están prohibidos en otros países como el Endosulfán y *p,p'*-DDT (organoclorados) y de otros grupos como el Aldicarb, Carbofurán (carbamatos), Fosfamidón, Metamidofós (organofosforados), Alacloro (herbicida), entre otros (Arellano-Aguilar y Rendón von Osten, 2016; Mendoza e Ize, 2017; INECC, 2020).

En cuanto a las campañas de fumigación que se han dado en la zona, no se cuenta con documentos oficiales disponibles que avalen estas actividades; en las páginas electrónicas gubernamentales de los municipios de interés donde se encuentra el área de estudio así como en la entidad veracruzana como tal, únicamente se reportó en el 2019 una campaña en Catemaco en la página oficial del municipio en la sección de noticias; los reportes encontrados son de periódicos locales, los cuales informan que las fumigaciones las llevan a cabo los gobiernos municipales de manera anual en la época de lluvias (siendo esta actividad un deber estatal); en la cual la última campaña fue reportada para este municipio en junio del 2020. Esta falta de referencias demuestra un vacío en la información en cuanto al uso de estos agroquímicos, lo cual es relevante ya que debe de estar al acceso de todos (H. Ayuntamiento de la Ciudad y Puerto de Veracruz, 2019; Domínguez, 2020; Urbis, 2020).

El CENAPRECE (Centro Nacional de Programas Preventivos y Control de Enfermedades) perteneciente a la Secretaría de Salud del gobierno federal, es la instancia que actualmente tiene la facultad de autorizar cada año los plaguicidas que se van a utilizar para uso sanitario exclusivamente, esto por parte del Programa de Acción Específico, que tiene como objetivo principal *“Reducir la carga de enfermedad causada por las enfermedades transmitidas por vectores y la intoxicación por veneno de artrópodos entre la población más vulnerable de acuerdo con equidad y territorialidad”* (SSA, 2020); este programa tiene una duración de 4 años y vence en el 2024. En la lista de productos recomendados se detalla el nombre del compuesto, el registro en COFEPRIS, nombre de la empresa, vigencia de uso y por último la formulación. Este trabajo es un reflejo del uso de estos contaminantes, principalmente de aquellos con actividad insecticida y acaricida, de los cuales la mayoría están prohibidos en otros países, y en México, a pesar de que algunos de ellos están prohibidos o restringidos, siguen utilizándose no solamente para el control de vectores de forma doméstica sino también para actividades agrícolas sin ningún tipo de regulación real a pesar de las afectaciones tanto ambientales como para los humanos (Arellano-Aguilar y Rendón von Osten, 2016; Bejarano *et al.*, 2017; García-Hernández *et al.*, 2018).

Riesgo ecotoxicológico

La estimación del riesgo ecotoxicológico en la comunidad bentónica se evaluó por medio de los criterios de calidad sedimentaria internacionales para ambos muestreos. Esta estimación se realizó comparando los valores obtenidos en este trabajo con los correspondientes criterios ERL (Effects range low) y ERM (Effects range median) (Tabla 13). Estos índices de calidad pueden categorizarse en tres intervalos de concentración en un gradiente creciente de probabilidad para provocar efectos adversos a diversos organismos bentónicos (Long *et al.*, 1995).

Para ecosistemas de características marinas o con una influencia de esta naturaleza, se utiliza el ERL el cual es un criterio ecotoxicológico establecido donde las concentraciones tienen una baja probabilidad de tener un efecto sobre el bentos. El ERM es el criterio en el extremo alto de mayor probabilidad de daño biológico a

la comunidad bentónica; entre ambos criterios ($> \text{ERL} < \text{ERM}$), las concentraciones poseen una probabilidad intermedia de efectos adversos. Algunos de estos efectos reportados por estos autores son: disminución de riqueza y abundancia de especies, desordenes histopatológicos en peces demersales, entre otros (Long *et al.*, 1995; Long y MacDonald, 1998; Buchman, 2008). Los resultados de POC obtenidos de ambos muestreos en este trabajo son presentados en la tabla 13, incluyen un gradiente de color con base en la categorización en tres intervalos del riesgo de daño bentónico que se puede observar en la siguiente tabla:

Tabla 13. Concentraciones (ng/g) de los criterios de calidad sedimentaria en sedimentos (Long *et al.*, 1995; Buchman, 2008).

	COMPUESTO	ESTACIONES													ERL	ERM
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13		
Octubre 2019	<i>p,p'</i> - DDT	11.3	20.2	5.1	5.7	≤LD	≤LD	3.2	≤LD	≤LD	12.9	NR	≤LD	NR	1	7
	<i>p,p'</i> -DDD	≤LD	17.4	4.4	4.4	11.4	9.4	9.6	3.3	4.2	≤LD	NR	≤LD	NR	2	27
	<i>p,p'</i> - DDE	5.8	2.2	1.9	2.4	≤LD	1.9	1.9	7.5	2.0	≤LD	NR	≤LD	NR	2.2	20
	∑ Aromáticos	17.1	39.8	11.3	12.5	11.4	11.4	14.7	10.8	6.2	19.2	NR	≤LD	NR	1.58	46.1
	Dieldrín	15.2	2.1	≤LD	2.2	1.7	3.1	3.6	≤LD	≤LD	≤LD	NR	≤LD	NR	0.02	8
Mayo 2021	<i>p,p'</i> - DDT	4.8	17.9	≤LD	≤LD	6.9	7.4	≤LD	6.2	4.7	6.5	6.9	5.2	≤LD		
	<i>p,p'</i> -DDD	5.3	9.4	5.4	≤LD	5.2	10.5	4.0	4.2	5.1	≤LD	4.0	≤LD	≤LD		
	<i>p,p'</i> - DDE	1.9	≤LD	3.2	≤LD	1.9	≤LD	1.7	2.7	2.0	≤LD	3.1	3.5	≤LD		
	∑ Aromáticos	11.9	27.3	8.6	≤LD	14.0	17.9	5.7	13.1	11.8	6.5	14.0	8.8	≤LD		
	Dieldrín	33.6	≤LD	1.2	13.8	≤LD	≤LD	≤LD	5.5	0.9	1.1	7.7	≤LD	3.7		

Concentraciones en ng/g ≤LD: Concentraciones menores al Límite de detección NR: No recolectado

Criterio de calidad sedimentaria

	≤ ERL
	> ERL < ERM
	≥ ERM

Es importante mencionar que no existen criterios guía para los 16 plaguicidas que se estudiaron en este trabajo, solamente para los que están representados en la Tabla 13. Para el primer muestreo, en la familia de los Aromáticos, el *p,p'*-DDT se presentó en diferentes concentraciones y en seis sitios de muestreo con un determinado grado de riesgo bentónico; en las estaciones 3, 4 y 7 los resultados

obtenidos estuvieron entre el intervalo de ERL y ERM por lo que existe un riesgo intermedio de afectar a la comunidad bentónica; en los puntos 1, 2 y 10 de muestreo se registraron valores superiores al ERM, por lo tanto el daño al bentos es muy probable que ocurra, ya que, los efectos registrados tienen una conexión directa con la cantidad de contaminante que se presenta en los sedimentos, y estas fueron más altas comparadas con lo reportado por estos índices (CCME, 1995). El p,p' -DDD del sitio 2 al 9 se reportaron valores entre ERL y ERM (efecto negativo intermedio en el bentos). En el caso del p,p' -DDE en las estaciones 1, 4, 6, 7, 8 y 9 presentaron concentraciones entre ERL y ERM, por lo tanto hay una probabilidad media de daño hacia la comunidad. Asimismo, se registraron valores de las sumatorias de la familia de Aromáticos que se encuentran entre ERL y ERM. En cuanto al Dieldrín, en los sitios 2, 4, 5, 6 y 7 se reportaron concentraciones entre ERL y ERM (daño intermedio en la comunidad bentónica), mientras que en el punto 1 se superó el ERM, por lo que se podrían presentar diversos efectos negativos en los organismos del bentos (Tabla 13).

Por lo que se refiere al muestreo de 2021, en el grupo de los Aromáticos el p,p' -DDT se registró con valores entre ERL y ERM en las estaciones 1, 5, 8, 9, 10, 11 y 12, incluso superando el ERM en los sitios 2 y 6, por consiguiente, la probabilidad de daño hacia la comunidad bentónica es alto. En el caso del p,p' -DDE, en los puntos 1, 5, 7 y 9 se reportan valores similares al ERL por lo que existe un riesgo menor de impacto negativo, sin embargo se encontraron valores entre ERL y ERM en los sitios 3, 8, 11 y 12, en consecuencia la probabilidad de daño bentónico aumenta considerablemente. Por último, el p,p' -DDD, en todas las estaciones de muestreo, excepto en la 4, 10 y 12 se determinaron valores con probabilidad intermedia de daño, es decir, entre ERL y ERM. En cuanto a la sumatoria de este grupo químico se registraron valores entre ERL y ERM en todas las estaciones exceptuando dos. Finalmente, el Dieldrín superando ERL, pero no ERM están los sitios 3, 8, 9, 10, 11 y 13, no obstante, se superó por mucho el ERM en dos estaciones (1 y 4), en consecuencia, el daño bentónico es probable que sea alto (Tabla 13).

En función de la información presentada anteriormente, en ambos muestreos las probabilidades de que la comunidad bentónica de la zona de estudio presente un

daño o impacto es de media a alta, ya que en la mayoría de las estaciones de muestreo se encuentran valores superiores a los criterios guía, por lo tanto, podría existir un riesgo ecotoxicológico en la comunidad del bentos de la Laguna.

POC en organismos

Prueba de normalidad Shapiro-Wilk

Como se puede observar en la tabla 14, el análisis de normalidad de Shapiro-Wilk, arrojó que 11 de los 32 datos analizados presentan una distribución normal, es decir, que son datos paramétricos, por consiguiente, más de la mitad de los datos corresponden a una distribución no normal, por lo tanto, se analizaron los datos con pruebas no paramétricas.

Tabla 14. Prueba de normalidad Shapiro-Wilk para POC en organismos de la Laguna de Sontecomapan, Ver.(octubre, 2019; mayo 2021).

		Octubre 2019							Mayo 2021					
		Beta-HCH	Gamma-HCH	Delta-HCH	p,p'- DDT	p,p'-DDD	p,p'- DDE	Epóxido de heptacloro	Aldrín	Dieldrín				
		9	9	9	9	9	9	9	9	9				
Shapiro-Wilk W		0.7597	0.6489	0.7559	0.8862	0.955	0.6857	0.5466	0.8318	0.686				
p(normal)		0.007022	0.000358	0.006351	0.1822	0.745	0.0009653	2.26E-05	0.04678	0.0009725				
		Endrín	Endrín aldehído	Endosulfán I	Endosulfán II	Sulfato de endosulfán								
N		9	9	9	9	9								
Shapiro-Wilk W		0.7588	0.7474	0.8557	0.6715	0.4633								
p(normal)		0.006857	0.005056	0.08604	0.0006596	2.37E-06								
		Beta-HCH	Gamma-HCH	Delta-HCH	p,p'- DDT	p,p'-DDD	p,p'- DDE	Heptacloro	Epóxido de heptacloro	Aldrín	Dieldrín			
N		8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	
Shapiro-Wilk W		0.9639	0.9555	0.7463	0.8773	0.9142	0.9342	0.7353	0.8675	0.9337	0.8934			
p(normal)		0.8464	0.7666	0.007443	0.1773	0.3848	0.5549	0.005605	0.1425	0.5501	0.2515			
		Endrín	Endrín aldehído	Endosulfán I	Endosulfán II	Sulfato de endosulfán								
N		8	8	8	8	8								
Shapiro-Wilk W		0.9308	0.7199	0.8197	0.6827	0.7778								
p(normal)		0.523	0.003775	0.04633	0.001435	0.01649								

Se identificaron los organismos con ayuda de las claves de De la Cruz (2013) y FAO (2002a y b), donde los invertebrados están dentro de dos grupos (bivalvos y crustáceos), de los cuales se identificaron una especie en el grupo de los bivalvos siendo *Crassostrea rhizophorae* conocido comúnmente como ostión de mangle; por otro lado, para los crustáceos se identificaron las especies *Callinectes sapidus* y *Farfantepenaeus aztecus* conocidas comúnmente como jaiba azul y camarón café. En el caso de los vertebrados, todos pertenecieron al grupo de los peces, de los cuales se identificaron 9 especies dentro de 10 géneros que se presentan en la siguiente tabla:

Tabla 15. Especies de peces de la Laguna de Sontecomapan, Ver., y sus características morfo-biológicas para octubre 2019 y mayo 2021.

Nombre Científico	Nombre común	Talla (cm)	Peso (g)	Posición trófica	Hábito alimenticio
<i>Dormitatur maculatus</i>	Dormilón	28.7	202.9	Consumidor primario	Bentófago
<i>Mugil curema</i>	Chucumite o Lisa	27.4	198.9	Consumidor primario	Detritívoro vegetal
<i>Cichlasoma urophthalmus</i>	Mojarra rayada	16.6	81.2	Consumidor secundario	Omnívoro/ oportunista
<i>Diapterus rhombeus</i>	Mojarra plateada	16.7	45.8	Consumidor secundario	Carnívoro
<i>Eugerres plumieri</i>	Mojarra blanca	20	112.2	Consumidor secundario	Bentófago
<i>Elops saurus</i>	Malacho	37	103.1	Consumidor secundario	Bentófago
<i>Caranx hippos</i>	Jurel	20	88.8	Consumidor terciario	Depredador activo
<i>Sphyaena guachancho</i>	Tolete	35	184	Consumidor terciario	Depredador activo
<i>Centropomus parallelus</i>	Chucumite o robalo	29.6	284.7	Consumidor terciario	Bentófago
<i>Lutjanus spp</i>	Huachinango	24.9	214.8	Consumidor terciario	Carnívoro

En el grupo de organismos recolectados durante el muestreo del 2019, se identificaron 7 vertebrados (peces) y 2 invertebrados (bivalvo y crustáceo) (Tabla 15). En la tabla 16 se presentan los resultados de POC obtenidos del tejido completo suave de los invertebrados y del tejido muscular de los peces pertenecientes a esta época de muestreo, como se puede observar en la tabla 16 *C. rhizophorae* (ostión de mangle) es el que presentó mayor concentración de plaguicidas con 1060.9 ng/g, seguido de *C. sapidus* (jaiba azul) y *C. urophthalmus* (mojarra rayada) con 852.2 ng/g y 536.6 ng/g respectivamente. El Endosulfán I fue el analito dominante ya que se presentó en todos los organismos y con las concentraciones más altas, siendo *C. rhizophorae* (ostión de mangle) y *C. sapidus* (jaiba azul) los máximos con 890.7 y 583.2 ng/g respectivamente. El Dieldrín y Endrín también se reportaron en todos los grupos, en ambos xenobióticos los máximos se registraron en los invertebrados. En el caso del Dieldrín, en el crustáceo se determinó una mayor concentración con 68.2 ng/g, asimismo con el Endrín de 119.6 ng/g. Es importante mencionar que Alfa-HCH y Heptacloro no superaron el umbral del límite de detección, por lo que no se detectó en ningún ejemplar (1.524 y 3.123 ng/g).

C. rhizophorae (ostión de mangle) se puede considerar una especie de referencia para estimar la cantidad de contaminantes a la que pueden estar expuestos los organismos de este sistema lagunar, ya que son organismos sésiles y filtradores, que podrían estar cerca de las descargas de los ríos y la sedimentación de partículas, además se han registrado bancos ostrícolas en la laguna. Este bivalvo fue el organismo más contaminado por lo plaguicidas (1060.9 ng/g) y se puede deber a su naturaleza sésil ya mencionada y al contenido de lípidos que presenta el organismo (2-8%) (Calva *et al.*, 2005; Milano *et al.*, 2006; Betanzos-Vega *et al.*, 2016; Urrutia-Meza, 2019), a diferencia de las otras especies que migran entrando y saliendo de la laguna.

Tabla 16. Plaguicidas organoclorados en organismos de la Laguna de Sontecomapan, Ver. (octubre, 2019).

COMPUESTO	<i>C. urophthalmus</i>	<i>D. rhombeus</i>	<i>E. plumieri</i>	<i>C. hippos</i>	<i>M. curema</i>	<i>S. guachancho</i>	<i>E. saurus</i>	<i>C. sapidus</i>	<i>C. rhizophorae</i>
Alfa-HCH	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD
Beta-HCH	≤LD	≤LD	≤LD	5.8	≤LD	2.8	≤LD	4.3	5.5
Gamma- HCH	1.0	0.8	1.3	9.7	7.8	1.8	0.8	0.8	1.4
Delta-HCH	2.7	≤LD	≤LD	12.8	2.3	≤LD	≤LD	3.1	5.9
Σ Alicíclicos	3.8	0.8	1.3	28.3	10.2	4.7	0.8	8.2	12.9
<i>p,p'</i> - DDT	4.8	5.0	8.6	18.7	≤LD	13.7	4.6	9.9	30.9
<i>p,p'</i> -DDD	≤LD	18.3	22.0	10.7	13.4	21.0	37.7	34.9	3.5
<i>p,p'</i> - DDE	2.2	≤LD	≤LD	2.1	≤LD	7.3	≤LD	2.1	≤LD
Σ Aromáticos	7.0	23.3	30.6	31.6	13.4	42.0	42.3	46.9	34.4
Heptacloro	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD
Epóxido de heptacloro	1.2	≤LD	≤LD	1.1	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD
Aldrín	2.4	≤LD	7.4	≤LD	2.9	≤LD	2.5	3.7	11.7
Dieldrín	15.6	9.0	8.9	18.1	15.4	13.1	17.9	68.2	31.9
Endrín	17.3	15.9	15.1	35.2	26.3	24.0	41.6	119.6	64.8
Endrín aldehído	≤LD	≤LD	≤LD	6.1	≤LD	4.8	≤LD	20.0	10.6
Endosulfán I	486.9	83.8	164.7	266.0	85.3	74.1	11.8	583.2	890.7
Endosulfán II	≤LD	≤LD	≤LD	1.2	1.4	≤LD	≤LD	≤LD	1.6
Sulfato de endosulfán	2.4	2.3	2.3	2.4	4.7	2.6	2.4	2.4	2.3
Σ Ciclodiénicos	525.8	111.0	198.4	330.2	135.8	118.6	76.2	797.1	1013.6
Σ POC	536.6	135.1	230.4	390.1	159.4	165.3	119.3	852.2	1060.9

Concentraciones en ng/g <LD: Concentraciones menores al Límite de detección

En el caso de *C. sapidus* (jaiba azul) que fue el segundo más contaminado con 852.2 ng/g (ΣPOC) (Tabla 16), pasa gran parte de su ciclo de vida en lagunas costeras ya que la distribución de este género depende de la baja salinidad, los sistemas estuarinos les proporcionan refugio, además de ser el lugar donde se aparean, sin embargo, pueden salir a mar abierto a desovar y/o por alimento, sin embargo la alta concentración registrada puede ser por el alto contenido lipídico de esta especie que va de 7-9.5%, además la mayoría de los individuos recolectados fueron adultos, por lo que su porcentaje de lípidos totales aumenta (Ortiz-León *et al.*, 2007; Chirinos & Sangronis, 2013).

En los vertebrados, *C. urophthalmus* (mojarra rayada) es considerado una especie de agua dulce que tolera la salinidad marina, la alta concentración de Σ POC reportada (536.6 ng/g) puede ser por su hábito omnívoro y oportunista, ya que se alimenta de peces, pequeños crustáceos, insectos y detrito, por lo tanto, la probabilidad de ingesta de alimento contaminado aumenta, aunado a su constante salida a los ríos que son los que transportan los contaminantes; también es importante mencionar que los individuos recolectados eran todos adultos por lo que su contenido lipídico y su masa muscular es superior, por consiguiente existe mayor acumulación de POC (Rodríguez-Varela *et al.*, 2010; Ayala-Pérez *et al.*, 2015).

En el caso de *C. hippos* (jurel) se registró una concentración total de 390.1 ng/g, asimismo se reportaron 13 de los 16 plaguicidas analizados siendo el segundo más alto en cuanto a concentración de analitos de los peces (Fig. 28), esto podría ser debido a su dieta exclusivamente carnívora, sin embargo, consume desde peces, camarones y otros crustáceos pequeños, siendo un depredador activo, además de la posición trófica de tercer nivel que posee (Tabla 17) (Claro, 1994).

La mayoría de las especies restantes de peces, son bentófagas y/o carnívoras, en ellas se determinaron valores, entre 119.3 y 230.4 ng/g, que, aunque son menores que el resto de los organismos no son concentraciones pequeñas comparado con otros trabajos reportados en el Golfo de México (Ponce-Vélez y Botello, 2018) por lo que podrían tener efectos secundarios por la presencia de estos contaminantes (Tabla 2) (Zaragoza-Bastida *et al.*, 2016).

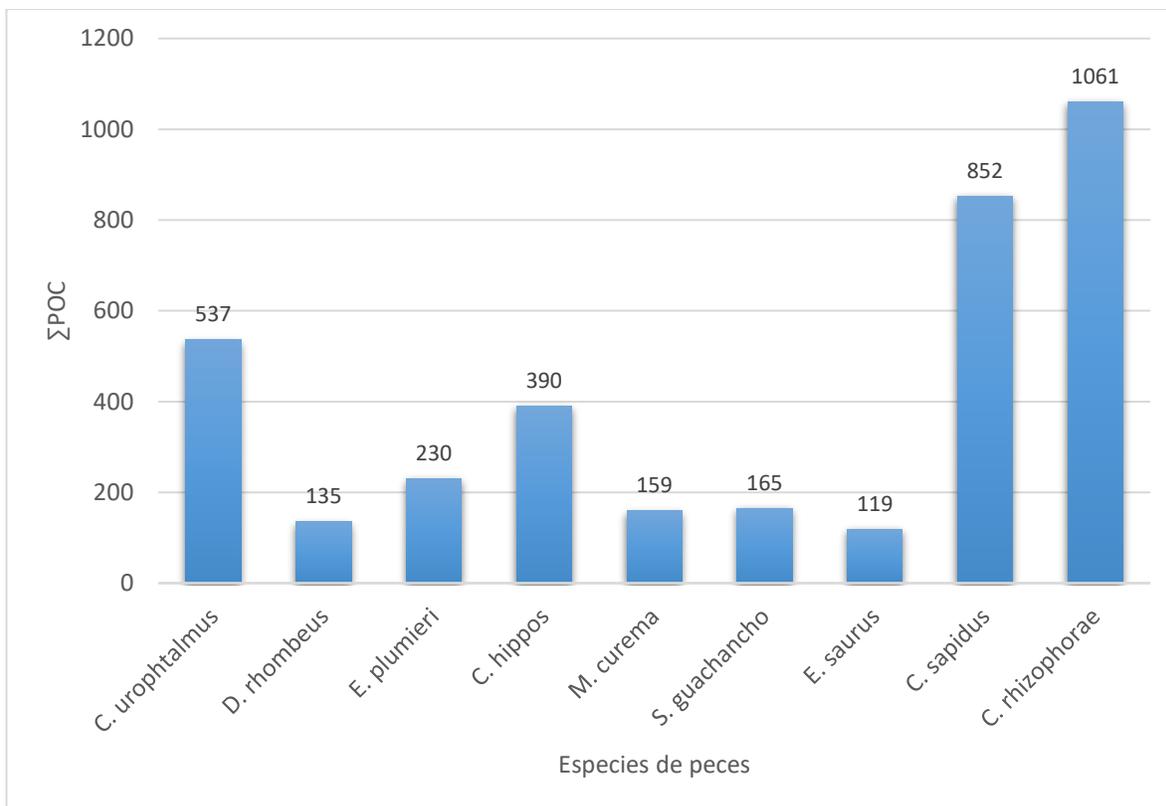


Figura 28. Concentración total (ng/g) de POC en organismos de la Laguna de Sontecomapan, Ver., (octubre, 2019).

En el muestreo de mayo de 2021, como se observa en la Tabla 17, la familia de los Clodiénicos tuvo mayor presencia ya que el grupo de los “drines”, Endosulfán I y el Sulfato de Endosulfán se registraron en todos los organismos recolectados, siendo, de nueva cuenta, el Endosulfán I el dominante, principalmente en *C. rhizophorae* (osti6n de mangle) y *D. maculatus* (dormil6n) con 1133.1 y 608.2 ng/g respectivamente. Se report6 nuevamente que el organismo con mayor nivel de xenobi6ticos fue *C. rhizophorae* (osti6n de mangle), sin embargo, en este caso se observ6 un aumento en la concentraci6n con 1723.6 ng/g, un incremento aproximado de 600 ng/g, con respecto al muestreo de octubre 2019, esto se debe a que tambi6n hubo un alza en las concentraciones en la laguna, por lo que los contaminantes a los que estuvo expuesto el bivalvo aumentaron considerablemente (Tablas 16 y 17; Fig. 29).

El segundo organismo más contaminado fue *D. maculatus* (dormilón) con 888.3 ng/g, esto se puede deber a que al igual que *C. rhizophorae* (ostión) vive en el bentos y se encuentra principalmente en donde descargan los ríos, además su alimentación consiste en detrito y algunos invertebrados pequeños, por lo tanto su exposición a los biocidas aumenta (Ayala-Pérez *et al.*, 2015) (Fig. 29).

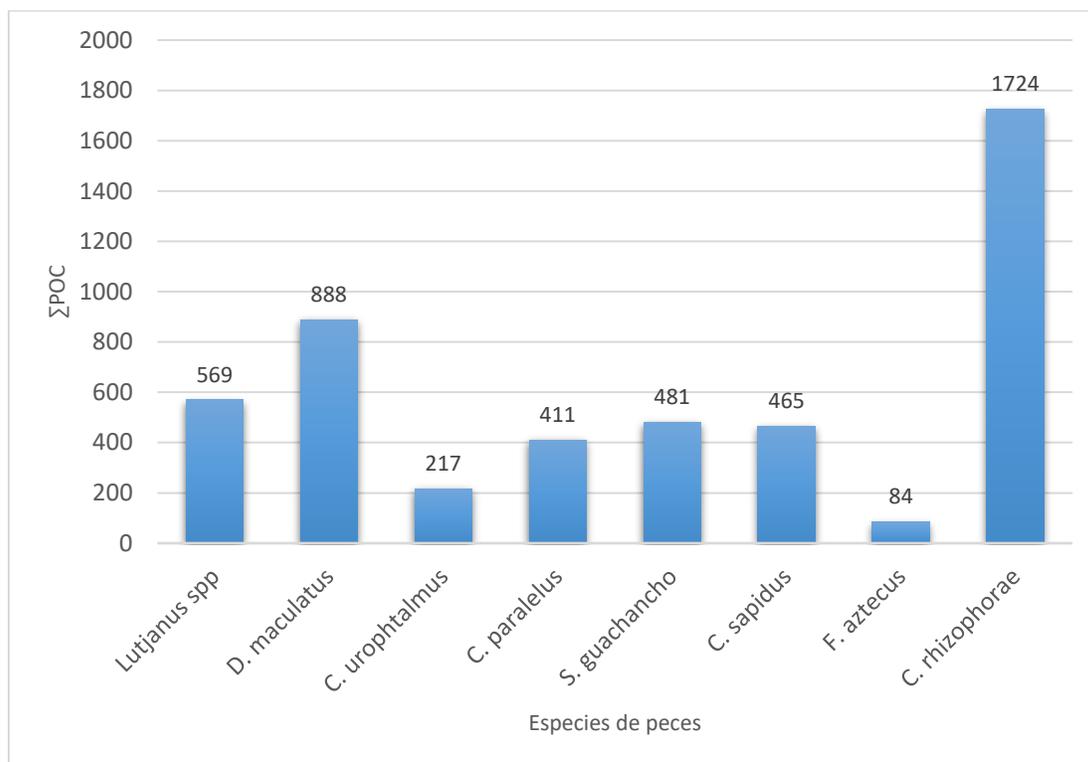


Figura 29. Concentración (ng/g) de POC en organismos de la Laguna de Sontecomapan (mayo, 2021).

Los ejemplares pertenecientes al género *Lutjanus* (huachinango), presentaron una concentración de 569.4 ng/g siendo la tercera más alta, esto puede deberse a que el género es un carnívoro que incluye en su dieta numerosos grupos como peces, crustáceos, moluscos, hasta plancton. Son organismos que se encuentran generalmente en el estrato supra-bentónico, además de moverse de aguas dulces a mar abierto, sin embargo, los juveniles prefieren las lagunas costeras, como es el caso de los individuos recolectados en este trabajo (Ayala-Pérez *et al.*, 2015; Aguirre-León *et al.*, 2018).

Por otra parte, en *C. paralelus* (chucumite) se determinó un valor de 410.5 ng/g, esto puede ser por la posición trófica de la especie (consumidor terciario), además es un bentófago que consume principalmente crustáceos y peces, conjuntamente migra constantemente a los ríos por su preferencia a las bajas salinidades (Tabla 17) (Claro, 1994; Ayala-Pérez *et al.*, 2015).

Tabla 17. Plaguicidas organoclorados en organismos de la Laguna de Sontecomapan, Ver. (mayo, 2021).

COMPUESTO	<i>Lutjanus spp</i>	<i>D. maculatus</i>	<i>C. urophthalmus</i>	<i>C. paralelus</i>	<i>S. guachancho</i>	<i>C. Sapidus</i>	<i>F. aztecus</i>	<i>C. rhizophorae</i>
Alfa-HCH	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD
Beta-HCH	2.7	4.0	5.4	5.6	4.4	3.7	≤LD	7.5
Gamma- HCH	2.7	4.1	4.6	2.6	5.7	1.9	6.2	3.6
Delta-HCH	≤LD	≤LD	2.4	2.8	12.8	4.2	≤LD	3.2
Σ Alicíclicos	5.4	8.1	12.4	10.9	22.9	9.8	6.2	14.2
<i>p,p'</i> - DDT	≤LD	13.3	15.1	14.4	31.1	17.6	12.0	15.6
<i>p,p'</i> -DDD	45.7	82.4	36.9	17.7	38.8	≤LD	≤LD	14.4
<i>p,p'</i> - DDE	2.8	≤LD	1.9	≤LD	2.9	4.7	2.1	4.0
Σ Aromáticos	48.5	95.8	53.9	32.1	72.8	22.3	14.1	34.0
Heptacloro	≤LD	≤LD	4.6	≤LD	9.7	6.9	≤LD	≤LD
Epóxido de heptacloro	0.7	0.8	≤LD	0.9	0.9	0.8	≤LD	1.5
Aldrín	2.0	6.2	3.8	5.1	5.6	1.3	9.7	2.3
Dieldrín	31.4	51.4	35.4	121.2	121.8	≤LD	7.7	165.6
Endrín	56.7	107.7	84.9	181.0	209.7	16.7	9.8	303.9
Endrín aldehído	19.9	8.1	9.2	17.5	26.1	7.3	5.9	66.9
Endosulfán I	402.5	608.2	10.6	37.9	7.7	395.6	27.9	1133.1
Endosulfán II	≤LD	≤LD	≤LD	1.2	1.3	1.4	≤LD	≤LD
Sulfato de endosulfán	2.2	2.1	2.1	2.9	2.1	3.2	2.5	2.1
Σ Ciclodiénicos	515.5	784.5	150.7	367.5	384.9	433.3	63.6	1675.3
Σ POC	569.4	888.3	216.9	410.5	480.6	465.4	83.9	1723.6

Concentraciones en ng/g *Concentraciones menores al Límite de detección

Es relevante mencionar que hubo especies que se obtuvieron en ambos muestreos y que presentan variaciones importantes en la presencia de POC, como es el caso de *C. sapidus* (jaiba azul), en la cual hubo una disminución de 400 ng/g aproximadamente con respecto al primer muestreo, otro ejemplo de depreciación de POC es el del vertebrado *C. urophthalmus* (mojarra rayada); por el contrario *S. guachancho* (tolete) tuvo un aumento de 300 ng/g aproximadamente. Esto

demuestra que la bioacumulación de estos contaminantes en los organismos, independientemente del grupo taxonómico al que pertenezcan, varía dependiendo de numerosos factores tanto de las características de los compuestos como los son el K_{ow} , la lipofilicidad y/o la persistencia, además de las particularidades que los organismos atraviesan a lo largo de su ciclo de vida como: el estado reproductivo, contenido lipídico, migración, hábito alimenticio, posición trófica, edad, talla, sexo, entre otros (Borga *et al.*, 2004; Letcher *et al.*, 2010).

En México, existía una normatividad para los residuos de plaguicidas en los productos pesqueros para consumo humano que agrupaba a los pescados, crustáceos y bivalvos ya sea frescos refrigerados y/o congelados, las cuales eran: NOM-027-SSA1-1993, NOM-029-SSA1-1993 y NOM-031-SSA1-1993, respectivamente, en estas se especificaba que en estos productos no debían contener ningún residuo de plaguicidas, en el caso de los organoclorados contemplaba a la familia de los “drines”, Heptacloro y otros prohibidos por el Catálogo oficial de plaguicidas. Sin embargo, en la normativa actual, que es la NOM-242-SSA1-2009, no se designan límites máximos permisibles de plaguicidas en los productos pesqueros, lo cual es un vacío de información importante para el control de residuos peligrosos en el consumo de estos alimentos (DOF, 1995 y 2011). Por consiguiente, para hacer una estimación del daño en la salud humana, se compararon los resultados obtenidos con los límites máximos permisibles de la FDA (2011) y la EPA (2000). La FDA estableció una guía con niveles de acción y de tolerancia en productos pesqueros de consumo humano, estos niveles indican las cantidades de residuos químicos (como los POC) que no se deben superar para que no exista un riesgo en la salud humana. Por otra parte, la EPA estableció límites máximos permisibles que se obtuvieron basados en estudios sobre efectos carcinogénicos de los contaminantes, que representan un riesgo en la salud a la población que consume productos contaminados. Los cuales se presentan en la siguiente tabla:

Tabla 18. Plaguicidas organoclorados en organismos de la Laguna de Sontecomapan, Ver., comparados con guías de calidad internacionales.

COMPUESTO	<i>Lutjanus spp</i>	<i>D. maculatus</i>	<i>C. urophthalmus</i>	<i>C. paralelus</i>	<i>S. guachancho</i>	<i>C. Sapidus</i>	<i>C. hippos</i>	<i>C. rhizophorae</i>	<i>E. plumieri</i>	FDA	EPA
<i>p,p'</i> - DDT	≤LD	13.3	15.1	14.4	31.1	9.9	18.7	15.6	8.6	5000	14
<i>p,p'</i> -DDD	45.7	82.4	36.9	17.7	38.8	34.9	10.7	14.4	22	5000	
<i>p,p'</i> - DDE	2.8	≤LD	1.9	≤LD	2.9	2.1	2.1	4.0	≤LD	5000	
Heptacloro	≤LD	≤LD	4.6	≤LD	9.7	≤LD	≤LD	≤LD	≤LD	300	
Epóxido de heptacloro Aldrín	0.7	0.8	≤LD	0.9	0.9	≤LD	1.1	1.5	≤LD	300	.307
Dieldrín	2.0	6.2	3.8	5.1	5.6	2.5	≤LD	2.3	7.4	300	
	31.4	51.4	35.4	121.2	121.8	17.9	18.1	165.6	8.9	300	0.54

Concentraciones en ng/g *Concentraciones menores al Límite de detección

En la Tabla 18 se puede observar que ninguna concentración superó los niveles establecidos por la FDA, sin embargo, para lo determinado por la EPA, el *p,p'*- DDT de lo reportado por este trabajo fue más alto en *C. urophthalmus* (mojarra rayada), *C. paralelus* (chucumite), *S. guachancho* (tolete), *C. hippos* (jurel) y *C. rhizophorae* (osti6n de mangle), por otro lado, el Ep6xido de Heptacloro fue m6s alto que el valor de la EPA en todos los organismos, excepto en dos que no superaron el LD. Finalmente, el Dieldr6n present6 concentraciones mucho mayores en todos los organismos, por lo tanto, si existe un potencial riesgo para las personas que consuman estos productos pesqueros.

Condici6n de salud de peces

Se determin6 la condici6n de salud de los peces obtenidos en ambos muestreos, para esto se tomaron en cuenta dos factores: 1) el Factor Condici6n, el cual es una medida que se utiliza para conocer el estado general del pez, donde se espera que las especies marinas presenten valores cercanos a 1; y el factor 2) es el 6ndice Hepatosom6tico, en el cual se consider6 la importancia del estado de h6gado del organismo, ya que ah6 es donde se ve reflejado el da6o por contaminantes (Arias *et al.*, 2019).

Tabla 19. Condición de salud de los peces de la Laguna de Sontecomapan, Ver. (octubre 2019; mayo 2021).

Especie	IHS	FC	
<i>Cichlasoma urophthalmus</i>	0.12	1.79	Octubre, 2019
<i>Diapterus rhombeus</i>	0.03	0.98	
<i>Eugerres plumieri</i>	0.15	1.40	
<i>Caranx hippos</i>	0.28	1.11	
<i>Mugil curema</i>	0.19	0.97	
<i>Sphyraena guachancho</i>	0.19	0.43	
<i>Elops saurus</i>	0.16	0.20	
<i>Dormitatur maculatus</i>	0.08	0.86	Mayo, 2021
<i>Centropomus parallelus</i>	0.18	1.10	
<i>Lutjanus spp</i>	0.16	1.38	
<i>Cichlasoma urophthalmus</i>	0.13	1.69	
<i>Sphyraena guachancho</i>	0.21	0.60	

Como se puede observar en la tabla 18, la condición de salud de los peces en general se puede considerar buena, a excepción de *S. guachancho* (tolete) y *E. saurus* (malacho), ya que el valor de FC fue muy bajo comparado con el resto (0.43 y 0.20). Es importante recordar que el IHS refleja el impacto de los contaminantes en los organismos, siendo que a mayor tamaño de hígado (que tiene una función de desintoxicación del cuerpo) por hipertrofia o hiperplasia, mayor es el valor de IHS. En cuanto a los valores obtenidos de IHS, las especies con mayor daño fueron: *C. hippos* (jurel) y *S. guachancho* (tolete) con 0.28 y 0.21 respectivamente, no obstante, el resto de las especies obtuvieron valores superiores a 0.10, por lo que también presentan daños considerables a los ejemplares, esto puede ser por las altas cantidades de plaguicidas que tuvieron en sus tejidos musculares y que evidencian la capacidad y persistencia de estos xenobióticos de resistir los mecanismos metabólicos de desintoxicación para que, a través del torrente sanguíneo, mediante la irrigación muscular puedan llegar a este reservorio final y almacenarse en los organismos, los cuales todos superaron la centena en ng/g.

Solo en dos especies (*D. rhombeus* o mojarra plateada y *D. maculatus* o dormilón) de las 10 se determinaron valores bajos de IHS. Esta información refleja los efectos negativos graves de la presencia de POC en peces y en la biota en general que habita en la Laguna de Sontecomapan, además de la continua utilización de estos.

Análisis estadístico

Correlación de Spearman

La correlación de Spearman es un método de análisis multivariado para información no paramétrica, el cual, se utiliza para obtener el coeficiente de correlación entre grupos de datos no normales y aleatorios. Se calculó la correlación entre los parámetros sedimentológicos y los valores de la Σ POC para ambos muestreos; fueron seis variables, a saber: MO, CO₃, arenas, limos, arcillas y contenido total de POC (Anexo 2 y 3).

Como se puede observar en el Anexo 2 en el primer muestreo sólo se obtuvieron dos fuertes correlaciones positivas entre los POC y MO, además de Arcillas y Limos ambos con un r de 0.8. Por otro parte, en las correlaciones negativas estuvieron Arenas y Limos ($r=-0.82$), por último, Arenas y Arcillas ($r=-0.98$). En la correlación de Arcillas y Limos, siendo positiva alta tiene sentido ya que estos dos tipos de partículas del sedimento se encuentran juntas, ya que conforman los llamados "lodos", que generalmente se encuentran en las zonas cercanas a las descargas de los ríos en las lagunas costeras (Salazar *et al.*, 2003), esto concuerda con este trabajo ya que sólo se presentó la textura limosa junto con las arcillas en el sur de la laguna. En este sentido, las correlaciones negativas de las arenas con los limos y las arcillas van de acuerdo con lo obtenido en este trabajo (Tabla 7). Mientras que la correlación positiva entre MO y POC concuerda con los resultados obtenidos en este trabajo, ya que se reportó mayor concentración de POC en zonas con un considerable registro de materia orgánica (Figs. 7 y 20), que como ya se había mencionado puede ser porque las moléculas de POC se adsorben a sedimentos ricos en MO.

En el muestreo de 2021, solo hubo dos correlaciones positivas altas, Arcillas y MO ($r=0.82$), junto con Arcillas y Limos dando un coeficiente de 0.76. En el primer caso, se debe a que la MO se asocia principalmente a sedimentos finos como limos y arcillas (Fuentes-Hernández, 2000), lo que concuerda con este trabajo, ya que la presencia y distribución de ambos parámetros sedimentológicos fue similar a lo largo del cuerpo de agua (Figs. 8 y 18). Esto coincide con la correlación alta negativa de Arenas y MO, ya que en las zonas donde se registró mayor porcentaje de arenas, es donde hubo menor cantidad de MO y Arcillas reportadas. En cuanto a la segunda correlación positiva (Arcillas y Limos $r=0.76$), y las correlaciones negativas de Arenas con los Limos y Arcillas, las tres, coinciden con lo reportado en el primer muestreo y se da por las razones ya mencionadas (Anexo 3).

Igualmente se realizó la prueba de correlación de Spearman entre los POC del muestreo de octubre de 2019, en conjunto con lo obtenido en el muestreo de 2021 (16 variables) (Anexo 3 y 4). Como se muestra en los Anexos 3 y 4, además de la Tabla 20, en ambos muestreos la gran mayoría de las correlaciones fueron positivas, en un intervalo de 0 a 0.94 (octubre, 2019) y de 0 a 0.78 (mayo, 2021), teniendo la mayoría un coeficiente de correlación menor a 0.5, siendo una correlación de media a baja positiva, lo cual está acorde con el presente trabajo, ya que muchas de estas sustancias están en diferentes familias químicas, además está la diferencia en la fecha de aplicación, la amplia discrepancia en las concentraciones reportadas y su distribución heterogénea, inclusive la estructura química entre grupos. Lo cual demuestra la diferencia en las mezclas elaboradas de estos compuestos. Las correlaciones más altas positivas de Aldrín y Endrín; Dieldrín y Endrín aldehído; y Endrín y Dieldrín son esperadas ya que todos estos compuestos pertenecen a la familia de los “drines” (SENASICA, 2013).

Tabla 20. Coeficientes de correlación de Spearman de mayor magnitud en POC (octubre, 2019; mayo, 2021).

Compuestos	Coeficiente de Spearman
Aldrín y Endrín	0.94
Dieldrín y Endrín aldehído	0.71
Endrín y Dieldrín	0.78

Prueba de Kruskal-Wallis

Se realizó esta prueba para comparar los parámetros sedimentológicos entre ambos muestreos, así como los POC obtenidos. Esta prueba se utiliza en estadística no paramétrica (equivalente a ANOVA), en la cual se busca determinar si las muestras provienen de la misma población, es decir, establecer si existen diferencias significativas entre las medianas. Se calcula el valor de H y p. En el caso de los parámetros sedimentológicos (MO, carbonatos y granulometría) se obtuvo lo siguiente:

H: 76.88

P (valor): 6.69E⁻¹³

Siendo H superior al valor de tablas, se establece que, sí existieron diferencias significativas entre al menos una mediana de las muestras, es decir, hubo diferencias entre al menos un parámetro sedimentológico obtenidos en los muestreos de octubre de 2019 y mayo de 2021.

Esta prueba se utilizó para la comparación de las medianas entre los datos totales obtenidos de POC en sedimentos de octubre contra las concentraciones totales de POC en sedimentos de mayo, obteniendo lo siguiente:

H: 124.2

P (valor): 1.31E⁻¹⁸

El valor de H resultante fue superior al valor de tablas, por lo tanto, se confirma que al menos una de las medianas presento diferencias significativas entre el resto de

las medianas de las muestras, es decir, sí se presentaron diferencias entre los resultados obtenidos de POC totales en ambos muestreos.

Las diferencias significativas tanto de los parámetros sedimentológicos como de POC están relacionados ya que, existen considerables diferencias en los resultados entre ambos muestreos principalmente en la parte granulométrica, carbonatos y los niveles de contaminantes. Esta diferencia en las medianas hace sentido, y se debe a que se obtuvieron las muestras en épocas climatológicas opuestas, por lo que existen condiciones ambientales diferentes entre ambas, especialmente en la sedimentación de las partículas; por ejemplo, en la época de nortes, acrecienta la lluvia, aumenta la descarga de ríos, que modifican el movimiento de las partículas sedimentarias, conjuntamente está la dilución de los contaminantes por el aumento de los volúmenes de agua que llega, contrario a lo que ocurre en temporada de secas; como ya se había mencionado anteriormente.

De la misma manera, se utilizó esta prueba para determinar si existen diferencias significativas entre las muestras de organismos de ambas campañas, donde se analizaron los resultados por grupo taxonómico, es decir observar las diferencias entre crustáceos, moluscos y peces por separados.

En el caso de *C. rhizophorae* (osti6n de mangle), el análisis arroj6 el siguiente resultado:

H: 0.259

P (valor): 0.609

Como se puede observar, el valor de H, no supera el valor de tablas, por lo que no se encontraron diferencias significativas en las medianas de estos datos, esto quiere decir que no existen diferencias en las concentraciones de POC en los moluscos de ambos muestreos. Esto tiene sentido, ya que en los dos muestreos se presentaron niveles muy altos de plaguicidas, siendo en ambos casos, los organismos m6s contaminados.

En los crust6ceos, *C. sapidus* (jaiba azul) y *F. aztecus* (camar6n caf6) se obtuvo lo siguiente:

H: 0.278

P (valor): 0.595

El valor de H es menor con respecto al valor de tablas, por lo que no se reportaron diferencias significativas en las medianas, en otras palabras, no se encontraron diferencias en los valores de POC en las especies de los muestreos de octubre 2019 y mayo 2021. Esto concuerda con lo registrado en este trabajo, ya que se obtuvieron concentraciones altas de POC, además *C. sapidus* (jaiba azul) fue la segunda especie más contaminada.

En el grupo de peces, el análisis se hizo comparando las medianas entre los organismos en la misma posición trófica, es decir, consumidor primario, secundario y terciario. Para los consumidores primarios se presenta lo siguiente:

H: 0.486

P (valor): 0.473

Como se observa, el valor de H no es superior al valor de tablas, por lo tanto, no existen diferencias significativas entre medianas, es decir, no existen diferencias en las concentraciones entre *M. curema* (chucumite) y *D. maculatus* (dormilón).

Para el grupo de consumidores secundarios, el resultado fue el siguiente:

H: 3.913

P (valor): 0.385

Siendo que el valor de H no supera el valor de tablas, por lo tanto, no existen diferencias significativas en las medianas, esto quiere decir que no existen diferencias en las concentraciones de POC entre las especies *C. urophthalmus* (mojarra rayada), *D. rhombeus* (mojarra plateda), *E. plumieri* (mojarra blanca) y *E. saurus* (malacho) en ambos muestreos.

Por último, los consumidores terciarios obtuvieron el siguiente resultado:

H: 2.609

P (valor): 0.620

Como se puede observar, el valor de H resultó menor al valor de tablas, por lo que no existen diferencias significativas entre las medianas de los datos, es decir, no se encontraron diferencias en las concentraciones de plaguicidas reportadas en *C. hippos* (jurel), *S. guachancho* (tolete), *C. paralelus* (chucumite) y *Lutjanus spp* (huachinango).

Los resultados del análisis estadístico concuerdan con lo presentado en este trabajo, ya que no hubo diferencias en las concentraciones con relación a la posición trófica de los organismos, además se encontraron concentraciones con poca diferencia entre las dos temporalidades, y como ya se había mencionado, en la bioacumulación intervienen diversos factores, no solo los climatológicos.

Bifenilos Policlorados

Los BPC son compuestos químicos que se utilizan principalmente en el sector eléctrico a nivel industrial, existen 209 congéneres y 130 mezclas comerciales diferentes, se clasifican químicamente por su nivel de cloración, es decir, el número de cloros presentes en la molécula, esto determina el comportamiento que el contaminante va a tener en el ambiente (como el nivel de persistencia) (INEEC, 2003); en este trabajo se analizaron 6 congéneres, pertenecientes a dos grupos: tetraclorados (BPC77 y 81) y pentaclorados (BPC118, 123, 114 y 105).

Se realizó el análisis y procesamiento de las muestras tanto de sedimentos como de organismos, sin embargo, una vez aplicados los criterios de calidad analíticos, como lo son el uso de un blanco de reactivos, los límites de detección y cuantificación del cromatógrafo, entre otros; en el caso de estos organoclorados no se cumplieron esos criterios. No obstante, se tiene información cualitativa de la señal cromatográfica que denota la presencia de estos compuestos tanto en organismos como en sedimentos, por lo que se elaboró un análisis cualitativo de la frecuencia de los contaminantes.

Tomando en cuenta la información obtenida de sedimentos y organismos, se determinó la presencia de los 6 congéneres que fueron: 77, 81, 118, 123, 114 y 105,

de los cuales, el BPC118 fue el más frecuente con 20 registros que representa el 65%, seguido del BPC 123 con 7 (23%), posteriormente el BPC77 y 81, ambos con 2 registros totales (2%). Finalmente, los BPC114 y 105 que no se reportaron en ninguna muestra (Fig. 30).

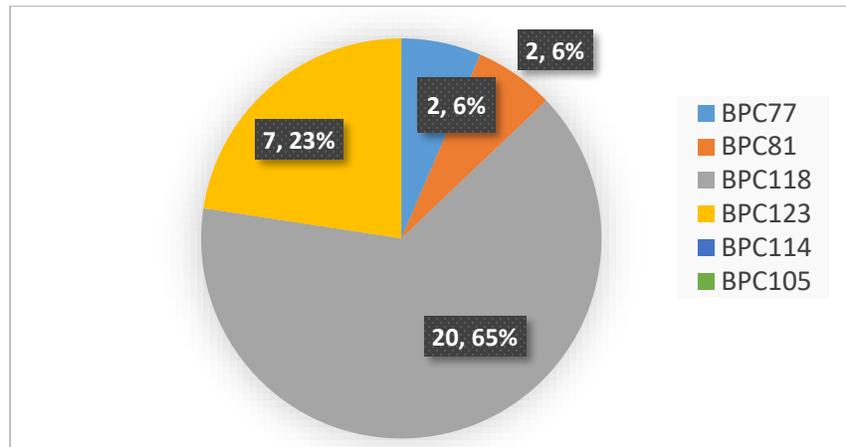


Figura 30. Presencia de BPC en muestras de sedimentos y organismos de la Laguna de Sontecomapan, Ver.

Como se puede observar en la figura 31, en el análisis de sedimentos del muestreo de octubre 2019, solo se reportó la presencia del BPC118, en todas las estaciones excepto en los sitios 2, 5 y 7 esto representa el 72.7% de las señales cromatográficas en este muestreo (Anexo 5).

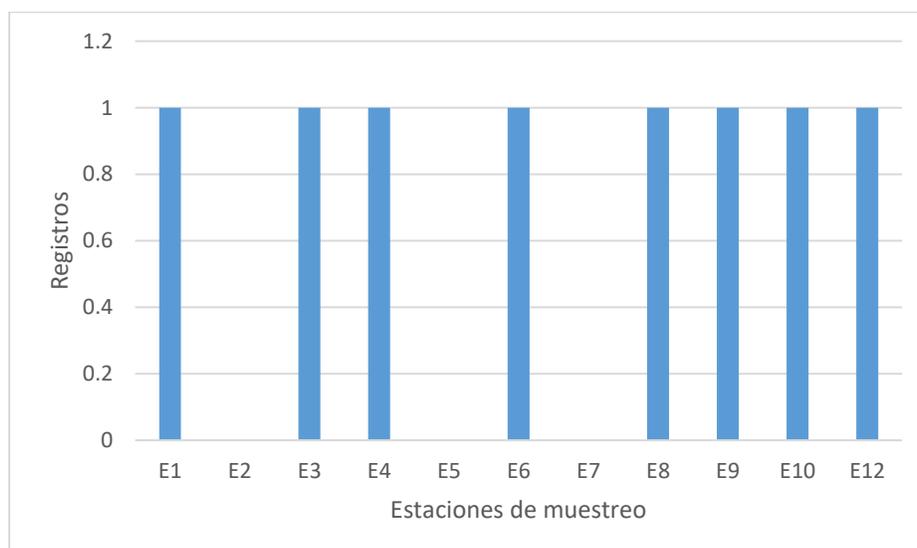


Figura 31. Presencia de BPC en sedimentos de la Laguna de Sontecomapan, Ver. (octubre, 2019).

Por otra parte, en el muestreo de mayo de 2021, hubo una mayor frecuencia, ya que se presentaron los BPC81, 118 y 123, siendo el 118 el más frecuente, dado que se presentó en todas las estaciones siendo el 84.6%, únicamente no se tuvo respuesta en las estaciones 10 y 13, mientras que el BPC81 y 123 solo tuvieron una presencia, ambos en el sitio 11, ambas representan el 7.6% del total de congéneres analizados (Anexo 5; Fig. 32).

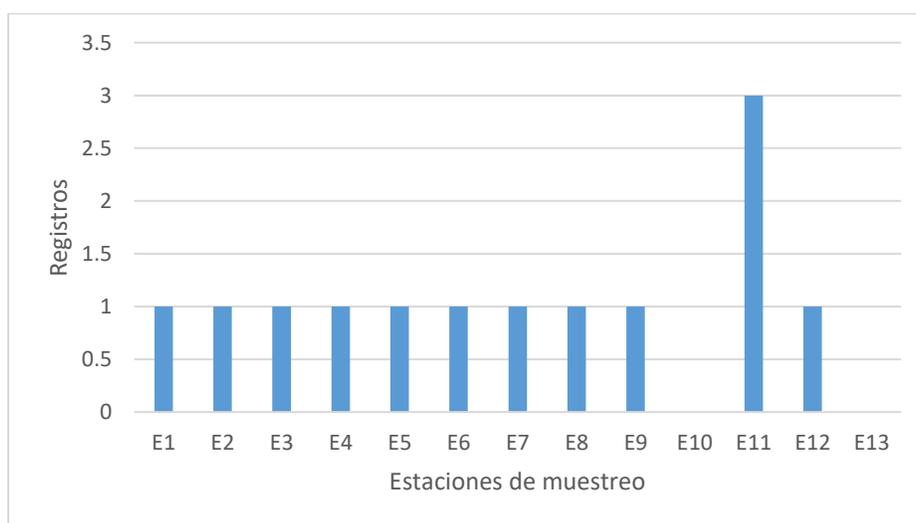


Figura 32. Presencia de BPC en sedimentos de la Laguna de Sontecomapan, Ver. (mayo 2021).

Por otra parte, en el análisis de organismos del primer muestreo, se determinaron 4 registros, de BPC118 que es el 33.3% y BPC123 con el 16.6% de la presencia de los 6 congéneres. Siendo *C. hippos* (juel) el pez dominante con 2, los BPC118 y 123, seguido de *E. plumieri* (mojarra blanca) donde se registró el BPC118 y, por último, *C. rhizophorae* (osti6n de magle) ambos con una se1al cromatogr1fica (Fig. 32).

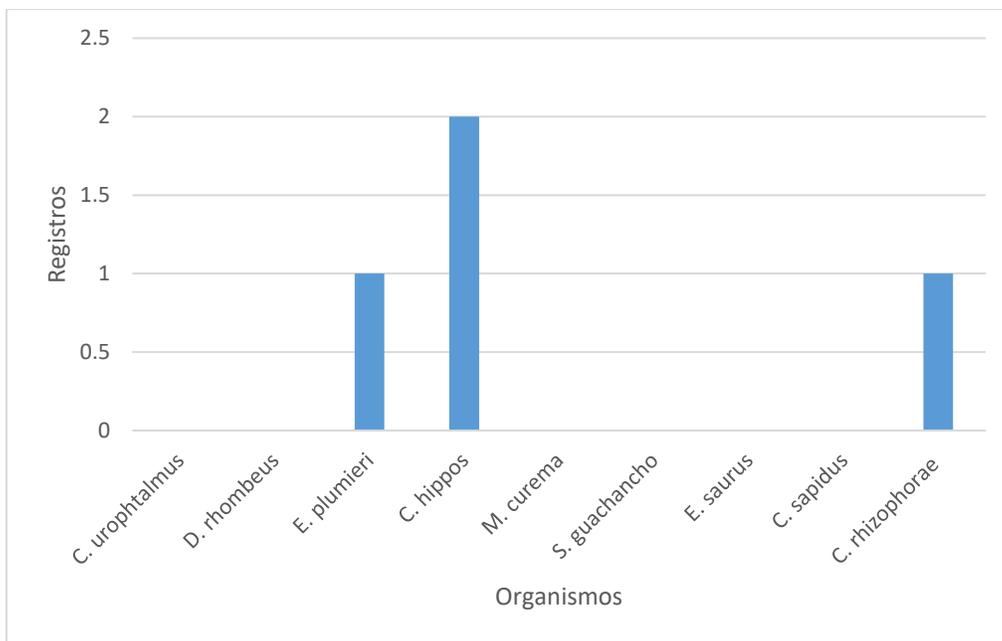


Figura 33. Presencia de BPC en organismos de la Laguna de Sontecomapan, Ver., (octubre, 2019).

Por otra parte, en el segundo muestreo la frecuencia disminuyó, como se puede observar en la figura 34, ya que solo se reportaron 3 repuestas cromatográficas, siendo *D. maculatus* (dormilón), *S. guachancho* (tolete) y *F. aztecus* (camarón café) los organismos contaminados con estos analitos, de los cuales los congéneres reportados son PCB77 (16.6%) en *S. guachancho* y PCB123 en *D. maculatus*. y *F. aztecus*, ambos registros representan el 33.3%.

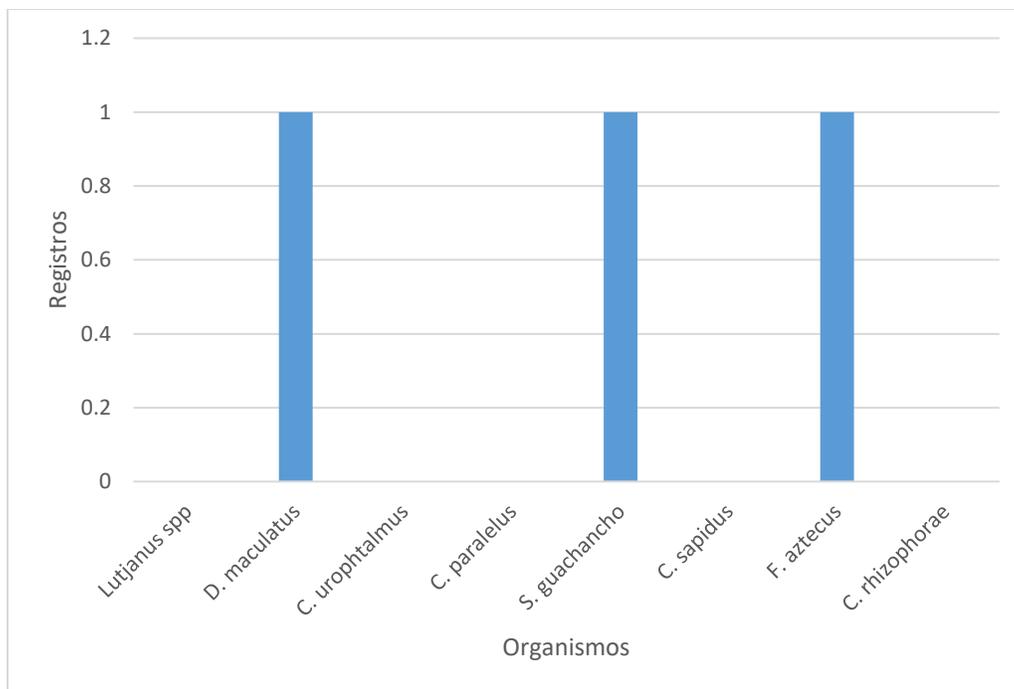


Figura 34. Presencia de BPC en organismos de la Laguna de Sontecomapan, Ver., (mayo, 2021).

Como ya se mencionó anteriormente, la clasificación química se hace basada en el número de átomos de cloro presentes en la estructura química de estos compuestos; en el presente trabajo se evaluaron dos grupos: tetraclorados (BPC77 y 81) y pentaclorados (BPC118, 123, 114 y 105), de los cuales el grupo dominante fue el de los pentaclorados con 27 registros (85%), seguido del grupo de los tetraclorados con 4 (12%) (Fig. 30). Esta información es relevante ya que, esta diferencia en el número de cloros determina su persistencia en el ambiente, es decir, cuando la cloración aumenta, disminuye la volatilidad de estos, y como se observa en los resultados presentados, se determinó una mayor presencia de los pentaclorados, esto se debe a que presentan mayor resistencia a la degradación, ya sea biológica o química (EPA, 2022). Los registros que se reportaron en este trabajo, es un reflejo del uso de estos compuestos en los alrededores de la Laguna, principalmente del BPC118 (65%), estos contaminantes ingresan a las lagunas costeras por medio aguas residuales, escurrimientos, ríos y efluentes industriales, sin embargo, su ingreso en el ambiente es por un uso y disposición negligente de estos, ya sea por derrames accidentales, incendios o fugas de contenedores de

residuos, inclusive por disposición inapropiada se desechan en cuerpos de agua de manera ilegal (SEMARNAT, 2009).

En este estudio no hubo diferencias significativas ($p < 0.05$) en la presencia de estos compuestos en las épocas climáticas diferentes, únicamente en la distribución espacial, al igual que lo reportado por Barreira y colaboradores en el 2004, donde no se encontraron diferencias en las concentraciones de BPC en las distintas temporalidades, solo variaciones espaciales. Por lo tanto, existe una descarga y derrama continua de estos contaminantes, además de un uso irresponsable.

Se determinaron 6 especies de organismos contaminados con BPC (Figs. 33 y 34), una de ellas fue *C. rhizophorae* (ostión de mangle) (16.6%), cabe recordar que este ejemplar es una especie de referencia para estimar los contaminantes que llegan a la laguna, por lo que existe un riesgo de interacción mínimo entre estos compuestos y los organismos que residen y/o que migran temporalmente a la Laguna de Sontecomapan, esta información concuerda con lo presentado por Uresti-Marín y colaboradores, que en el 2011 reportaron bajo índice de contaminación por BPC en especies de importancia pesquera.

Los efectos y su acumulación tanto en la biota como en humanos varían dependiendo de la estructura y las características fisicoquímicas de cada congénere, sin embargo, se ha reportado que se almacenan principalmente en el hígado y en los músculos; conjuntamente están clasificados por la IARC como cancerígeno en humanos (Grupo 1). En el caso de los habitantes de Sontecomapan y la biota de la Laguna, la exposición a estos compuestos proviene del mal procesamiento de residuos peligrosos, de los poblados aledaños (transformadores eléctricos) y de los aceites de embarcaciones pesqueras y de turismo, a pesar de que la presencia en los organismos fue menor comparada con la de sedimentos, la distribución de estos es homogénea en toda la laguna, ya que se detectaron en todos los sitios de muestreo, por lo que existe un riesgo en la región (AAP, 2003; ATSDR, 2014).

En México, no existe ninguna norma que determine una cantidad máxima permisible de BPC en los productos de consumo humano, conjuntamente, no existen leyes que

regulen el uso de estos, únicamente existe una norma que se publicó en el Diario oficial de la Federación en el 2001, que es la NOM-133-SEMARNAT-2000, en la cual se establecen que las empresas que produzcan equipos eléctricos deben verificar que no contengan BPC, en caso de que si se reporte. Esta norma cuenta con las especificaciones de manejo de residuos (etiquetado, procedimientos de limpieza y recolección), sin embargo, en el 2016 se publicó una serie de modificaciones, y se expidió la NOM-133-SEMARNAT-2015, siendo la que nos rige actualmente (DOF, 2016).

Es importante mencionar que, en el 2009, en México se inicia el proyecto “Manejo y Destrucción Ambientalmente Adecuados de BPC en México” en el cual el objetivo general del proyecto es “Minimizar el riesgo de exposición a Bifenilos Policlorados (BPC) de la población mexicana vulnerable y del medio ambiente, además de cumplir con los requerimientos de cumplimiento de la Convención de Estocolmo para el manejo y destrucción adecuados de BPC”. Sin embargo, con la información presentada por este trabajo y la de los autores citados, se manifiesta, una falta de compromiso para que se pueda cumplir el objetivo, ya que se siguen reportando trabajos que refieren la presencia de estos compuestos tanto en organismos como en sedimentos de las lagunas costeras (SEMARNAT, 2009).

Conclusiones

Se determinaron los contaminantes organoclorados en sedimentos y organismos de la Laguna de Sontecomapan, en el caso de los plaguicidas organoclorados se registraron 14 de los 16 (87.5%) compuestos prioritarios de riesgo en sedimentos, mientras que en organismos se reportaron 15.

Los bifenilos policlorados no superaron los criterios de calidad analítica, por lo tanto, se realizó un análisis cualitativo, el cual, mostró que solo hubo registro de 66.6% de los congéneres analizados, siendo el BPC118 el más frecuente con una distribución homogénea.

Los plaguicidas organoclorados representan un problema ambiental de mayor magnitud para la Laguna de Sontecomapan, Veracruz.

Hubo diferencias significativas ($p < 0.05$) en la concentración total de plaguicidas organoclorados en los sedimentos lagunares entre las dos épocas climáticas estudiadas. La época de secas fue donde se presentaron las concentraciones mayores de estos xenobióticos en toda el área de estudio, debido al aumento de la tasa de evaporación y la disminución en la descarga de ríos. El ensamblaje de los plaguicidas organoclorados analizados mostró una distribución geoespacial de sur a norte, la cabeza lagunar hacia la desembocadura.

Los parámetros sedimentológicos considerados en este trabajo presentaron un gradiente creciente de concentración similar al observado para los plaguicidas organoclorados.

La textura dominante fue la arcillo-arenosa, sin embargo, las arenas se presentaron en la desembocadura de la laguna y las estaciones situadas en el mar, mientras que los "lodos" se concentraron en la parte sur y centro de la laguna.

Se obtuvo una correlación entre la materia orgánica, los granos finos y la concentración de plaguicidas organoclorados, que también se vio reflejada en los análisis estadísticos y no se registró una relación directa de estos contaminantes con los carbonatos.

El estudio de la distribución espacial de plaguicidas organoclorados presentes en la Laguna mostró que la zona prioritaria de riesgo es el sur de la Laguna, particularmente el sitio 1, que se encuentra cerca del poblado de Sontecomapan.

Las concentraciones de plaguicidas organoclorados que se reportaron en los sedimentos sí representan un riesgo ecotoxicológico, ya que *p,p'*-DDT y Dieldrín presentaron concentraciones entre ERL y ERM, así como superiores a ERM, por lo que existe una mayor probabilidad de daño en la comunidad bentónica de la laguna.

La evaluación de la condición de salud de los peces contaminados por plaguicidas organoclorados arrojó que en la mayoría de las especies sí se ve comprometida su salud, esto porque el índice hepatosomático resultó alto, siendo *S. guachancho* y *C. hippos* los más afectados, sin embargo, también hubo peces de niveles tróficos inferiores que también se vieron afectados.

Las concentraciones de *p,p'*-DDT, Epóxido de Heptacloro y Dieldrín sobrepasaron los límites máximos permisibles en productos pesqueros establecidos por la EPA, por lo tanto, sí existe un posible impacto en la salud del consumidor.

REFERENCIAS

- AAP. (2003). Polychlorinated Biphenyls, Dibenzofurans, and Dibenzodioxins. *Handbook of Pediatric Environmental Health* (21):215-22.
- Addison, R.F., Hargrave, B.T., Harding, G. (2014). Organochlorine pollutants in marine ecosystems. *In: Voyage of Discovery*, Ch. 36, Publisher *The BIO-Oceans Association, Bedford Institute of Oceanography*, Dartmouth, NS. Nettleship, D.N., Gordon, C., Lewis, C.M.F, Latremouille, M.P. (Eds.). pp. 309-314.
- AEMET (2018). Meteoglosario visual. Disponible en: https://meteoglosario.aemet.es/es/termino/846_modelos-de-dispersion-de-contaminantes
- Aguirre-León, Arturo & Díaz-Ruiz, Silvia & Guillén Castrillo, Marissa. (2018). Fish community structure and its relationship with environmental behavior in Sontecomapan Lagoon, Los Tuxtlas Biosphere Reserve, Veracruz, Mexico. 10.4000/books.irdeditions.35534.
- ATSDR (Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades) (2003). *Reseña Toxicológica del Alfa-, Beta-, Gama- y Delta-Hexaclorociclohexano*. Atlanta, GA: Departamento de Salud y Servicios Humanos de los EE.UU., Servicio de Salud Pública.
- ATSDR (Agencia para Sustancias Toxicas y el Registro de Enfermedades) (2014). Disponible en: https://www.atsdr.cdc.gov/csem/polychlorinated-biphenyls/literature_cited.html
- ATSDR (Agencia para Sustancias Toxicas y el Registro de Enfermedades) (2016). Disponible en: <https://www.atsdr.cdc.gov/>
- Arellano-Aguilar, O. y Rendón-von Osten, J. GreenPeace. (2016). La huella de los plaguicidas en México. 10.13140/RG.2.2.11406.36168.
- Arias, A. H., Ronda, A. C., Oliva, A. L., & Marcovecchio, J. E. (2019). Evidence of microplastic ingestion by fish from the Bahía Blanca estuary in Argentina, South America. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 102, 750–756.
- Ayala-Pérez, L. A., Ramos-Miranda, J., Flores-Hernández, D., Sosa-López, A. y Martínez-Romero, G. E. (2015). Ictiofauna marina y costera de Campeche. San Francisco de Campeche, Campeche: Universidad Autónoma de Campeche/ Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco.
- Barreira, L., Bebianno, M., Mudge, S., Ferreira, A., Albino, C., & Veriato, L. (2005). Relationship between PCBs in suspended and settled sediments from a coastal lagoon. *Ciencias Marinas*, 31(1B), 179–195. <https://doi.org/10.7773/cm.v31i12.97>
- Bejarano, Fernando & Aguilera-Márquez, Daniela & José, Márquez & Álvarez-Solís, José & Eliakym, Solís & Meraz, Arámbula & Arellano-Aguilar, Omar & Jesús, Pedro & Bastidas, Pedro & Los, Victoria & Beltrán, Angeles &

- Héctor, Camacho & Bernardino, Ulises & Miguel, Hernández & Betancourt-Lozano, Miguel & Ligne, Carlos & Calderón-Vázquez, Carlos & Castillo, Julieta & Carmen, Cadena & Kubiak, Waliszewski. (2017). Los Plaguicidas Altamente Peligrosos en México.
- Betancur J. L. A., Ocampo C. R., & Rios V. L. A. (2015). La problemática del endosulfán: aspectos químicos, analíticos y ambientales. *Universidad de Caldas*, (40), 293-313. <https://doi.org/10.17151/luaz.2014.40.19>
 - Betanzos-Vega, Abel, Lodeiros, César, Espinosa-Sáez, José, & Mazón-Suástegui, José M.. (2016). Identificación del ostión americano *Crassostrea virginica* (Mollusca: Bivalvia: Ostreidae) como recurso natural en las Antillas Mayores: Cuba. *Revista mexicana de biodiversidad*, 87(4), 1342-1347. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2016.09.005>
 - Borga K., A. T. Fisk, P. F. Hoekstra y D. C.G. Muir (2004). Biological and chemical factors of importance in the bioaccumulation and trophic transfer of persistent organochlorine contaminants in Arctic marine food webs. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23: 10, 2367–2385.
 - Buchman, M. F. (2008). NOAA Screening Quick Reference Tables, NOAA OR&R Report 08-1, Seattle WA, Office of Response and Restoration Division, National Oceanic and Atmospheric Administration, 34p.
 - Wright, J., & Colling, A. (1995). Seawater: its composition, properties and behaviour.
 - Calderón Villagómez, Hilda E., & González Enríquez, Rodrigo, & Durán de Bazúa, Carmen (2001). Plaguicidas organoclorados en sedimentos y organismos acuáticos del lago de Catemaco, Veracruz, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 17(1),23-30. Última visita: 21 de mayo de 2021. ISSN: 0188-4999. Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=37017103>
 - Calva B., L. G., & V. Botello, A. (1). Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from Sontecomapan Lagoon, Veracruz, Mexico. *HIDROBIOLÓGICA*, 9(1), 45-52. Recuperado a partir de <https://hidrobiologica.izt.uam.mx/index.php/revHidro/article/view/774>
 - Calva, B. L. G. y Torres Alvarado, R. (2000). Distribución de carbohidratos, carbono y nitrógeno orgánico en sedimentos de tres lagunas costeras del Golfo de México. *Hidrobiológica* 10(2): 101-114.
 - Calva B. L. G., A. V. Botello & G. Ponce Vélez. (2005). Composición de hidrocarburos alifáticos en sedimentos de la laguna Sontecomapan, Ver., México. *Hidrobiológica* 15 (1): 97-108.
 - CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). (1995). Protocol for the derivation of Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life (Vol.). Canadian Council of Ministers of the Environment.
 - Carranza-Edwards, A., Gutiérrez-Estrada M., Rodríguez-Torres, R. (1975). Unidades morfo-tectónicas continentales de las costas mexicanas. *Anales*

Centro Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, 2 (1): 81-88.

- Castellanos-Páez, M. E., Esquivel Herrera, A., Aldeco-Ramírez, J., & Pagano, M. (Eds.) (2018). Ecology of the Sontecomapan Lagoon, Veracruz. IRD Éditions. doi:10.4000/books.irdeditions.35329
- Castillo-Rivera, M. & Lara-Dominguez, A.L. (2012). Fish species richness in the Sontecomapan Lagoon, Veracruz: A historic review. In: *Ecology of the Sontecomapan Lagoon Veracruz*. Castellanos-Páez, M.E., Esquivel H.A., Aldeco-Ramírez, J., Pagano, M. (Coord.). IRD Editions, UAM-X. 179-203.
- CENAPRECE (Centro Nacional de Programas Preventivo y Control de Enfermedades) (2020). Programa de Prevención y Control de Enfermedades Transmitidas por Vectores e intoxicación por Veneno de Artrópodos 2020-2024. Disponible en: https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/714138/PAE_VEC_cF.pdf
- Chirinos, J. & Sangronis, C. (2013). Determinación de lípidos totales y humedad del cangrejo azul *Callinectes sapidus* del Lago de Maracaibo. *Revista Expresión Tecnológica* 133/162. ISSN: 2244-8705. IUTC. Vol. 2 N° 1. 2013
- Cifuentes, R., González, J., Montoya, G., Jara, A., Ortíz, N., Piedra, P., & Habit, E. (2012). Weight-length relationships and condition factor of native fish from San Pedro River (Valdivia River basin, Chile). *Gayana (Concepción)*, 76(Supl. 1), 86-100. <https://dx.doi.org/10.4067/S0717-65382012000100009>.
- Claro, R. 1994. Ecología de los peces marinos de Cuba. Instituto de Oceanología. Academia de Ciencias de Cuba y Centro de Investigaciones de Quintana Roo. 525 p
- Cobos Gasca, V., Barrientos Medina, R., Navarro Alberto, J., Rendón-von Osten, J. (2014). "Plaguicidas Organoclorados: Contaminantes Persistentes en Cenotes de Yucatán." *Bioagrociencias* (7): 24-27.
- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad) Sitios de manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica, Sontecomapan GM54. (2019). Disponible en: <http://bioteca.biodiversidad.gob.mx/janium/Documentos/15021.pdf>. Última visita: 27 de diciembre de 2020.
- CONANP. (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas). (2017). Disponible en: http://conanp.gob.mx/conanp/dominios/ramsar/docs/sitios/FIR_RAMSAR/Veracruz/. Última visita 1 de abril de 2020.
- CONAPESCA (Comisión Nacional de Acuicultura y Pesca) Rehabilitación de la barra y laguna Sontecomapan, municipio de Catemaco, Veracruz. (2012). Disponible en: <http://sinat.semarnat.gob.mx/dgiraDocs/documentos/ver/estudios/2012/30VE2012H0016.pdf>

- Contreras, E. F., Castañeda L. O. 2004. La biodiversidad de las lagunas costeras. *Ciencias*, octubre-diciembre, número 076, Universidad Nacional Autónoma de México, pp. 46-56.
- De Bellabarba, Gabriela Arata. (2011). Contaminantes orgánicos persistentes (cops): qué son y cómo afectan el medio ambiente y la salud. *Revista Venezolana de Endocrinología y Metabolismo*, 9 (2), 34-36. Última visita: 22 de diciembre de 2020. ISSN: 1690-3110. Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=3755/375540227001>
- DOF (Diario oficial de la Federación). (1991). Disponible en: http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=4739545&fecha=19/08/1991
- DOF (Diario Oficial de la Federación) (1995). Norma Oficial Mexicana (NOM-027-SSA1-1993). Bienes y servicios. Productos de la pesca. Pescados frescos-refrigerados y congelados. Especificaciones sanitarias. México. 3 de marzo de 1995
- DOF (Diario Oficial de la Federación) (2011). Norma Oficial Mexicana NOM-242-SSA1-2009, Productos y servicios. Productos de la pesca frescos, refrigerados, congelados y procesados. Especificaciones sanitarias y métodos de prueba. Secretaría de Salud. México. 10 de febrero de 2011.
- DOF (2016). NORMA Oficial Mexicana NOM-133-SEMARNAT-2015, Protección ambiental-Bifenilos Policlorados (BPCs) Especificaciones de manejo. México. 23 de febrero de 2016.
- Domínguez, J. (29 de junio de 2020) Arranca descacharrización y fumigación en Catemaco. *El Demócrata*. <https://eldemocrata.com/arranca-descacharrizacion-y-fumigacion-en-catemaco/>.
- ECHA (2016). Guidance on information requirements and chemical safety assessment. Part B: Occupational exposure assessment. https://echa.europa.eu/documents/10162/13632/information_requirements_r14_en.pdf/bb14b581-f7ef-4587-a171-17bf4b332378.
- Estefan, G., Sommer, R., Ryan, J. (2013). *Methods of Soil, Plant, and Water Analysis: A manual for the West Asia and North Africa region*. 3rd Edition. 243p.
- EPA (Environmental Protection Agency). (2022). Learn about Polychlorinated Biphenyls (PCBs). Disponible en: <https://www.epa.gov/pcbs/learn-about-polychlorinated-biphenyls-pcbs#what>
- FAO (Organización de Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). (2002a). *Species Identification Guide for Fishery Purposes and American Society of Ichthyologists and Herpetologists Special Publication No. 5*. Rome, FAO. 2002. pp. 1-600.
- FAO (Organización de Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). (2002b). *Species Identification Guide for Fishery Purposes and American Society of Ichthyologists and Herpetologists Special Publication No. 5*. Rome, FAO. 2002. pp. 601-1374.

- FAO (Organización de Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). (2021). Capítulo 4. Los plaguicidas, en cuanto contaminantes del agua. Disponible en: <http://www.fao.org/3/w2598s/w2598s06.htm#destino%20y%20efectos%20de%20los%20plaguicidas>. Ultima visita: 13 de mayo de 2021.
- FAO (Organización de Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). (2021). Disponible en: <http://www.fao.org/mexico/fao-en-mexico/mexico-en-una-mirada/es/>. Ultima visita: 8 de mayo de 2021.
- FDA (2011). Fish and fishery products hazards and controls guidance. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Food and Drug Administration, Center for Food Safety and Applied Nutrition, Office of Food Safety. 4a. ed. E.U.. 476p
- FAOSTAT (Organización de Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). Disponible en: <http://www.fao.org/faostat/en/#data/RP/visualize>. Ultima visita: 18 de diciembre de 2020.
- Figueroa-Torres, M. G., Almanza-Encarnacion, S., Ferrara-Guerreo, M.J., & Pagano, M. (2016). Phytoplankton of the Sontecomapan Lagoon, Veracruz, Mexico. *In: Ecology of the Sontecomapan Lagoon Veracruz*. Castellanos-Páez, M.E., Esquivel H.A., Aldeco-Ramírez, J., Pagano, M. (Coord.). IRD Editions, UAM-X. 107-136.
- Fuentes-Hernandez, M.V. (2000). Nitrógeno, fósforo y cociente CIN en los sedimentos superficiales de la laguna de Chacopata, Sucre, Venezuela. *Rev. Biología Tropical*. 48 Supl. 1:261-268,2000
- García-Hernández, J., Leyva-Morales, J.B., Martínez-Rodríguez, I.E., Hernández-Ochoa, M.I., Aldana-Madrid, M.L., Rojas-García, A.E., Betancourt-Lozano, M., Pérez-Herrera, N.E. and Perera-Ríos, J.H. (2018) Estado actual de la investigación sobre plaguicidas en México. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 34, 29-60.
- González-Fierro, A., Ponce-Vélez, G. (2018). Metal pollution in aquatic ecosystems: a case study on Sontecomapan coastal lagoon (State of Veracruz) considered as a reference of pristine ecosystems. *In: Ecology of the Sontecomapan Lagoon Veracruz*. Castellanos-Páez, M.E., Esquivel H.A., Aldeco-Ramírez, J., Pagano, M. (Coord.). IRD Editions, UAM-X. 257-292.
- H. Ayuntamiento de la Ciudad y Puerto de Veracruz. (3 de octubre de 2019). Para combatir el dengue, impulsa alcalde Fernando Yunes Márquez campaña emergente de control larvario y fumigaciones en el municipio. <https://www.veracruzmunicipio.gob.mx/para-combatir-el-dengue-impulsa-alcalde-fernando-yunes-marquez-campana-emergente-de-control-larvario-y-fumigaciones-en-el-municipio/>
- Hesse, P.R. & Hesse, P. (1971). A textbook of soil chemical analysis. John Murray Publisher. London. p 255-293.

- IARC (International Agency for Research on Cancer). (2020). Disponible en: <http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/>. Última visita 22 de marzo de 2020.
- INECC (Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático). (2003). Diagnóstico Nacional de Bifenilos Policlorados en México. Disponible en: <http://www2.inecc.gob.mx/descargas/sqre/bpc%20final.pdf>
- INECC (Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático). (2007). Características fisicoquímicas de los plaguicidas y su transporte en el ambiente. Disponible en: http://www2.inecc.gob.mx/sistemas/plaguicidas/descargas/caracteristicas_fy_q_plaguicidas.pdf. Última visita 25 de diciembre de 2020.
- INECC (Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático). Martínez Arroyo A., Ruiz Suárez L.G., Gavilán García A., Mendoza Cantú A. 2020. Perspectivas de las importaciones y Exportaciones de Plaguicidas en México. México. pp. 56.
- INEEL (Instituto Nacional de Electricidad y Energías Limpias). (1997). Disponible en: <https://www.ineel.mx/publica/bolso97/tec2so97.htm>. Última visita 18 de diciembre de 2020.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). (2019). Disponible en: https://www.inegi.org.mx/temas/agricultura/#Informacion_general. Última visita: 8 de mayo de 2021.
- Juárez-Fonseca, M. (2015). Paleoproductividad primaria en la región sur de la corriente de California durante el último milenio. [Tesis de doctorado, Instituto Politécnico Nacional]. Centro Interdisciplinario De Ciencias Marinas.
- Lankford, R.R. 1977. Coastal lagoons of Mexico: Their origin and classification. En: M. Wiley (ed.). *Estuarine Processes, Circulation, Sediments and Transfer of Materials in the Estuary*. Academic Press, Inc., Nueva York, 2, pp. 182-215
- Leyva-Morales, J. B., García, L. M., Bastidas-Bastidas, P. de J., Astorga-Rodríguez, J. E., Bejarano-Trujillo, J., Cruz-Hernández, A., Martínez-Rodríguez, I. E., & Betancourt-Lozano, M. (2014). Uso de plaguicidas en un valle agrícola tecnificado en el noroeste de México. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 30(3), 247-261. Recuperado en 22 de mayo de 2021, de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-49992014000300002&lng=es&tlng=es.
- Libes, S. (2009) Introduction to marine biogeochemistry. Segunda ed. Editorial Academic Press.
- Letcher R. J., J. O. Bustnes, R. Dietz, B. M. Jenssen, E. H. Jørgensen, C. Sonne, J. Verreault, M. M. Vijayan y G. W. Gabrielsen (2010). Exposure and effects assessment of persistent organohalogen contaminants in arctic wildlife and fish. *Science of the Total Environment* 408, 2995–3043.

- Long, E. R., MacDonald, D. D., Smith, S. L., Calder, F. D. (1995). Incidence of adverse effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management* 19(1),81-97.
- Long, E. R., & MacDonald, D. D. (1998). Recommended uses of empirically derived, sediment quality guidelines for marine and estuarine ecosystems. *Human and Ecological Risk Assessment*,4(5), 1019–1039.
- Loring, D. H. y Rantala, R. T. T. (1992). Manual for the geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter. *Earth-Science Reviews* 32: 235-283.
- Mackay, Donald & Celsie, Alena & Powell, David & Parnis, J Mark. (2017). Bioconcentration, bioaccumulation, biomagnification and trophic magnification: a modelling perspective. *Environmental Science: Processes & Impacts*. 20. 10.1039/C7EM00485K.
- Mendoza Cantú, Ania, & Ize Lema, Irina Ana Rosa. (2017). Las sustancias químicas en México. Perspectivas para un manejo adecuado. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 33(4), 719-745.
- Mendoza PN, de León RJA. Prohibición del uso del lindano. *Rev Fac Med UNAM* . 2005;48(3):113-114.
- Milano, J, D'Armas, H, & Salazar, G. (2006). Perfil de ácidos grasos de *Crassostrea rhizophorae* proveniente de las lagunas de Chacopata y La Restinga (Venezuela), y el Pantano de Caroni (Trinidad y Tobago). *Ciencias marinas*, 32(2), 319-329. Recuperado en 18 de noviembre de 2022, de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0185-38802006000400011&lng=es&tlng=es.
- Miller M.E., Hamann M., & Kroon F.J. (2020). Bioaccumulation and biomagnification of microplastics in marine organisms: A review and meta-analysis of current data. *PLoS ONE* 15(10): e0240792. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0240792>.
- MITECO (El Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico). (2017). Introducción al conocimiento y prevención de los Contaminantes Orgánicos Persistentes. Disponible en: <https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/productos-quimicos/contaminantes-organicos-persistentes-cop/>
- Mendoza-Mojica, M., Martínez-Arroyo, A., Espinosa-Fuentes, M. L., Peralta-Rosales, O. & Castro-Romero, T. (2013). Caracterización de dos lagunas costeras del Pacífico Tropical Mexicano en relación con el contenido de carbono y la captura y emisión DE CH₄ y CO₂. *Revista Internacional de contaminación Ambiental* 29 (2) 145-154.
- Naik, S.S., Naidu, P.D., 2008, Possible factors that control calcite dissolution in the western tropical Indian Ocean: *Current Science*, 95, 22-23

- Narváez-Valderrama, J. F., Palacio-Baena, J. A., & Molina-Pérez, F. J. (2012). Environmental persistence of pesticides and their ecotoxicity: A review of natural degradation processes. *Gestión y Ambiente*, 15(3), 27-38.
- Nayyar, N., Sangwan, N., Kohli, P., Verma, H., Kumar, R., Negi, V., Oldach, P., Mahato, N. K., Gupta, V., & Lal, R. (2014). Hexachlorocyclohexane: persistence, toxicity and decontamination. *Reviews on environmental health*, 29(1-2), 49–52. <https://doi.org/10.1515/reveh-2014-0015>
- Ortiz-León, Héctor J, Navarrete, Alberto de Jesús, & Sosa Cordero, Eloy. (2007). Distribución espacial y temporal del cangrejo *Callinectes sapidus* (Decapoda: Portunidae) en la Bahía de Chetumal, Quintana Roo, México. *Revista de Biología Tropical*, 55(1), 235-245. Retrieved November 18, 2022, from http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442007000100025&lng=en&tlng=es.
- Ortiz-Lozano, L. D., Arceo-Biseño, P., Granados-Barba, A., Salas-Moreal, D., & Jiménez-Badillo, M. D. (2010). Zona costera, Atlas del patrimonio natural, histórico y cultural de Veracruz. En Florescano E. & Ortíz J. Veracruz: Gobierno del estado de Veracruz y Universidad Veracruzana. Pp. 123-146.
- Ortíz, L., Sánchez, E., Gutiérrez, E. (1993). Análisis de suelos, fundamentos y técnicas. Parte I. Universidad Autónoma del Estado de Morelos, México. 104p.
- Osorio Aparicio, O., Ferrara Guerrero, M. J., Aldeco, J. y Figueroa Torres, M. G. (2010). Producción del carbono del bacteriobentos fotótrofo en las biopelículas sedimentarias de una laguna costera del sur del Golfo de México. *Sociedades rurales, producción y medio ambiente*, Vol. 10, (núm. 20), 103-119.
- Páez-Osuna F. & Osuna-Martínez C.C. (2011). Biomonitores de la contaminación costera con referencia a las costas mexicanas: una revisión sobre los organismos utilizados. *Hidrobiológica* 21(3): 229-238.
- Plan nacional de implementación del convenio de Estocolmo, (2007). Disponible en: http://siscop.inecc.gob.mx/novedades/pni_resumen.pdf. Última visita 8 de abril del 2020.
- PNUMA. (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente) (2017). Informe del programa de la Asamblea de las Naciones Unidas para el Medio ambiente “Hacia un planeta sin contaminación”. Disponible en: <http://www.unep.org/assembly/backgroundreport> Última visita 25 de marzo de 2020.
- Ponce-Vélez, G. & Botello, A.V. (2018) Plaguicidas organoclorados en organismos costeros y marinos de los litorales mexicanos: Una Revisión. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 34, 81-98.
- Ponce-Vélez, G. & de la Lanza-Espino, G. (2019) Organophosphate Pesticides in Coastal Lagoon of the Gulf of Mexico. *Journal of Environmental Protection*, 10, 103-117.

- RAMSAR (Convención Relativa a los Humedales de Importancia Internacional especialmente como Hábitat de Aves Acuáticas). (2004). Disponible en: <http://www.ramsar.org/es>. Última visita 7 de abril del 2020.
- Rodríguez-Varela, Asela Del Carmen & Cruz-Gómez, Adolfo & Vázquez-López, Horacio. (2010). List Of the Ichthyofauna In the Sontecomapan Lagoon, Veracruz, Mexico. *Biocyt Biología, Ciencia y Tecnología*. 3. 107-121.
- Rodríguez Aguilar, Brian Arturo, Martínez Rivera, Luis Manuel, Peregrina Lucano, Alejandro Aarón, Ortiz Arrona, Claudia Irene, & Cárdenas Hernández, Oscar Gilberto. (2019). Análisis de residuos de plaguicidas en el agua superficial de la cuenca del Río Ayuquila-Armería, México. *Terra Latinoamericana*, 37(2), 151-161. <https://doi.org/10.28940/terra.v37i2.462>
- Ruiz-Aguilar, Graciela M. L. (2005). Biodegradación de Bifenilos Policlorados (BPCs) por Microorganismos. *Acta Universitaria*, 15(2),19-28. [fecha de Consulta 21 de abril de 2022]. ISSN: 0188-6266. Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=41615202>
- Ruiz-Barradas, A., Tejeda-Martínez, A., Miranda-Alonso, S. & FloresZamudio, R.H. (2010). Climatología. En: Atlas de la Flora de Veracruz. En Florescano, E. & Ortíz-Escamilla, J. Comisión del Estado de Veracruz para la Conmemoración de la Independencia y la Revolución Mexicana. México. Pp. 65-84.
- SAGARPA (Secretaría de agricultura, desarrollo rural, pesca y alimentación) (2011). Manifestación de impacto ambiental, modalidad particular, para el proyecto: Rehabilitación de la barra y laguna Sontecomapan, Municipio de Catemaco, Veracruz. Disponible en: <http://sinat.semarnat.gob.mx/dgiraDocs/documentos/ver/estudios/2011/30V E2011H0008.pdf>. Última visita: 8 de abril de 2020.
- Salazar L., Julio C., & Rosas C., Jesús A., & Rodríguez R., Julio C. (2003). Condiciones sedimentológicas de la laguna la restinga, Isla de Margarita, Venezuela. *Interciencia*, 28(1),44-50. [fecha de Consulta 1 de febrero de 2022]. ISSN: 0378-1844. Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=33907607>
- Sánchez, Alberto, González-Yajimovich, Oscar, Balart, Eduardo, López-Ortiz, B. Estela, Aguíñiga-García, Sergio, & Ortiz-Hernández, Ma. Concepción. (2013). Acumulación de carbono orgánico total y carbonato de calcio en la zona de oxígeno mínimo del Pacífico nororiental mexicano. *Revista mexicana de ciencias geológicas*, 30(1), 222-232. Recuperado en 06 de abril de 2022, de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1026-87742013000100017&lng=es&tlng=es.
- Sánchez-Campos, M. (2021). Contaminación por microplásticos en agua, zooplancton y sedimento de la laguna de Sontecomapan, Veracruz [Tesis de maestría, Universidad Nacional Autónoma de México]. Repositorio Institucional – TESIUNAM.

- SEMARNAT (Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales). (2009). Manejo y Destrucción Ambientalmente Adecuados de Bifenilos Policlorados en México. Disponible en: <https://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/libros2009/CD001283.pdf>
- SENASICA. (Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria). (2013). Catálogo de plaguicidas. Disponible en: <http://www.cofepris.gob.mx/AZ/Paginas/Plaguicidas%20y%20Fertilizantes/CatalogoPlaguicidas.aspx>. Última visita 20 de marzo de 2020
- Sierra-Cortés, Jesús Clemente, Vega y León, Salvador, Gutiérrez-Tolentino, Rey, Ortis-Salinas, Rutilio, Pérez-González, José Jesús, & Escobar-Medina, Arturo Camilo. (2019). PLAGUICIDAS ORGANOCOLORADOS EN AGUA DE LA LAGUNA NEGRA DE PUERTO MARQUÉS, ACAPULCO, GUERRERO, MÉXICO. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 35(2), 397-406. Epub 19 de febrero de 2020. <https://doi.org/10.20937/rica.2019.35.02.11>
- Solleiro-Rebolledo E., Cabadas-Báez H.V., Pi P.T., González A., Fedick S.L., Chmilar J.A., Leonard D. (2011). Genesis of hydromorphic Calcisols in wetlands of the northeast Yucatan Peninsula, Mexico. *Geomorphology* 135: 322–331.
- Sühring, Roxana & Chen, Chang-Er & McLachlan, Michael & MacLeod, Matthew. (2021). Bioconcentration of cedarwood oil constituents in rainbow trout. *Environmental Science: Processes & Impacts*. 23. 10.1039/D1EM00009H.
- Torres Velázquez, J. R., (2017). Estructura y funcionamiento del manglar y su relación con la producción secundaria de camarones (Decapoda: Penaeidae) en Laguna Mecoacán, Tabasco. [Tesis de doctorado, El Colegio de la Frontera Sur].
- EPA. (2000a). Guidance for assessing chemical contaminant data for use in fish advisories. Volume 2. Risk assessment and fish consumption limits. Third Edition. epa 823-b-00-008. Washington dc, eu. 383p.
- United States. Environmental Protection Agency. Office of Science and Technology (USEPA). (2000). Methodology for deriving ambient water quality criteria for the protection of human health (2000) technical support document vol. 1 risk assessment. [Washington, D.C.]: United States Environmental Protection Agency, Office of Water, Office of Science and Technology
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). (2001). Method 3546. Microwave Extraction, a Microwave-Assisted Process (MAPTM) Method for the Extraction of Contaminants Under Closed. Vessel Conditions. Paré, J.R.J., Bélanger, J.M.R., Lesnik, B., Turpin, R., Singhvi, R. Final Evaluation of US EPA Method 3546: Microwave Extraction, a Microwave-Assisted Process (MAPTM). Method for the Extraction of Contaminants

Under Closed-Vessel Conditions, Soil and Sediment Contamination: *An International Journal*, 10:4, 375-386.

- United States Environmental Protection Agency (USEPA). 1996. Method 3620B Florisil cleanup. 25 p.
- University of Hertfordshire. (2021). Pesticide Properties Database. <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/index.htm>. Ultima visita: 30 de octubre de 2021.
- Uzcátegui, Jorge, Araujo, Yelinda, & Mendoza, Luz. (2011). Residuos de plaguicidas organoclorados y su relación con parámetros fisicoquímicos en suelos del municipio Pueblo Llano, Estado Mérida. *Bioagro*, 23(2), 115-120. Recuperado en 10 de noviembre de 2022, de http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1316-33612011000200006&lng=es&tlng=es.
- Urbis Veracruz (24 de junio de 2020). Aumenta H. Ayuntamiento de Veracruz trabajos de fumigación contra el dengue, zika y chikungunya. *Urbis*. <https://urbisveracruz.com.mx/es/article/2360/aumenta-h-ayuntamiento-de-veracruz-trabajos-de-fumigacion-contra-el-dengue-zika-y-chikungunya>
- Urrutia-Meza, X., P. (2019). Análisis de metales pesados en el ostión *Crassostrea virginica* mediante la técnica de Espectroscopia de Plasma Inducido por Láser (LIBS) [Tesis de maestría, Instituto Politécnico Nacional].
- Velásquez, J. A. Márquez, I. Fermín, F. López, D. Hernández y W. Senior, 2016. Características geoquímicas de los sedimentos superficiales de la laguna de Restinga, Isla de Margarita, Venezuela. *Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela* 55(1):54-68.
- Wilcock, P., Pitlick, J., Cui, Y. (2009). Sediment transport primer: estimating bed-material transport in gravel bed rivers. USDA, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Colorado. 78pp.
- WHO (World Health Organization) (2000) Chapter 5: Polychlorinated biphenyls, Regulatory Toxicology and Pharmacology, Volume 20, Issue 1, Part 2, 1994, Pages S187-S307, ISSN 0273-2300. Disponible en: https://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0016/123064/AQG2ndEd_5_10PCBs.PDF
- Zaragoza-Bastida, Adrián, Valladares-Carranza, Benjamín, Ortega-Santana, César, Zamora-Espinosa, José, Velázquez-Ordoñez, Valente, & Aparicio-Burgos, José. (2016). Repercusiones del uso de los organoclorados sobre el ambiente y salud pública. *Abanico veterinario*, 6(1), 43-55. Recuperado en 17 de diciembre de 2020, de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2448-61322016000100043&lng=es&tlng=es.

Anexos

Anexo 1. Correlación de Spearman entre POC y parámetros sedimentológicos
(octubre,2019).

	<i>POC</i>	<i>%CaCO₃</i>	<i>%MO</i>	<i>%Arenas</i>	<i>%Limos</i>	<i>%Arcillas</i>
<i>POC</i>		-	-	-	-	-
<i>%CaCO₃</i>	0.44		-	-	-	-
<i>%MO</i>	0.80	0.21		-	-	-
<i>%Arenas</i>	-0.41	-0.07	-0.69		-	-
<i>%Limos</i>	0.29	0.13	0.44	-0.82		-
<i>%Arcillas</i>	0.34	0.10	0.64	-0.98	0.8	

Anexo 2. Correlación de Spearman entre POC y parámetros sedimentológicos
(mayo, 2021).

	<i>POC</i>	<i>%CaCO₃</i>	<i>%MO</i>	<i>%Arenas</i>	<i>%Limos</i>	<i>%Arcillas</i>
<i>POC</i>		-	-	-	-	-
<i>%CaCO₃</i>	0.12		-	-	-	-
<i>%MO</i>	0.30	0.67		-	-	-
<i>%Arenas</i>	-0.28	-0.53	-0.83		-	-
<i>%Limos</i>	0.12	0.54	0.68	-0.84		-
<i>%Arcillas</i>	0.27	0.50	0.82	-0.97	0.76	

Anexo 3. Correlación de Spearman entre POC (octubre,2019).

	Alfa-HCH	Beta-HCH	Gamma-HCH	Delta-HCH	p,p'-DDT	p,p'-DDD	p,p'-DDE	Heptacloro	Epóxido de heptacloro	Aldrin	Dieldrin	Endrin	Endrin aldehído	Endosulfán I	Endosulfán II	Sulfato de endosulfán
Alfa-HCH																
Beta-HCH	0.00															
Gamma-HCH	0.00	0.39														
Delta-HCH	0.00	0.18	0.02													
p,p'- DDT	0.00	0.69	0.40	0.04												
p,p'-DDD	0.00	0.08	0.27	-0.67	0.23											
p,p'- DDE	0.00	0.55	0.52	0.05	0.15	-0.30										
Heptacloro	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00									
Epóxido de Heptacloro	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00								
Aldrin	0.00	0.42	0.69	0.31	0.35	0.06	0.32	0.00	0.00							
Dieldrin	0.00	0.49	0.49	0.21	0.27	0.23	0.35	0.00	0.00	0.51						
Endrin	0.00	0.36	0.74	0.26	0.36	0.17	0.29	0.00	0.00	0.94	0.66					
Endrin aldehído	0.00	0.52	0.47	0.26	0.17	0.20	0.28	0.00	0.00	0.68	0.71	0.59				
Endosulfán I	0.00	0.44	0.16	-0.34	0.04	0.52	0.13	0.00	0.00	0.28	0.42	0.21	0.64			
Endosulfán II	0.00	0.51	-0.30	-0.15	0.21	-0.10	0.30	0.00	0.00	-0.23	0.21	-0.27	0.11	0.46		
Sulfato de Endosulfán	0.00	0.08	-0.03	0.44	0.09	-0.54	0.23	0.00	0.00	0.02	0.20	0.10	-0.12	-0.48	0.25	

Anexo 4. Correlación de Spearman entre POC (mayo, 2021).

	Alfa-HCH	Beta-HCH	Gamma-HCH	Delta-HCH	p,p'-DDT	p,p'-DDD	p,p'-DDE	Heptacloro	Epóxido de heptacloro	Aldrin	Dieldrin	Endrin	Endrin aldehído	Endosulfán I	Endosulfán II	Sulfato de endosulfán
Alfa-HCH	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Beta-HCH	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Gamma-HCH	0	0.46	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
-	0	0	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
p,p'-DDT	0	0.23	0.07	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
p,p'-DDD	0	-0.08	-0.30	0	0.47	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
p,p'-DDE	0	0.32	0.23	0	-0.11	0.03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Heptacloro	0	0	0	0	0	0	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Epóxido de Heptacloro	0	1	0.46	0	0.23	-0.08	0.32	0	-	-	-	-	-	-	-	-
Aldrin	0	0.44	0.63	0	0.24	-0.32	0.27	0	0.44	-	-	-	-	-	-	-
Dieldrin	0	0.32	0.62	0	-0.38	-0.23	0.05	0	0.32	0.39	-	-	-	-	-	-
Endrin	0	0.16	0.18	0	-0.28	-0.20	0.08	0	0.16	0.28	0.78	-	-	-	-	-
Endrin aldehído	0	0.52	0.65	0	0.13	0.12	0.32	0	0.52	0.62	0.67	0.61	-	-	-	-
Endosulfán I	0	0	0.43	0	0.07	0.07	-0.26	0	0	-0.09	0.34	0.54	0.32	-	-	-
Endosulfán II	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-	-
Sulfato de Endosulfán	0	-0.27	0.20	0	0.13	0.19	-0.07	0	-0.27	-0.25	0.06	0.27	0.17	0.49	0	-

Anexo 5. Frecuencia de BPC en las estaciones de muestreo.

Muestreo	BPC77	BPC81	BPC118	BPC123	BPC114	BPC105
Octubre 2019			72.7%			
Mayo 2021		7.6%	84.6%	7.6%		