



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología

**CONTAMINACIÓN POR MICROPLÁSTICOS EN AGUA, ZOOPLANCTON
Y SEDIMENTO DE LA LAGUNA DE SONTECOMAPAN, VERACRUZ**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS
(QUÍMICA ACUÁTICA)

PRESENTA:

Lic. en CT. Mitzi Ariadna Sánchez Campos

TUTORA PRINCIPAL:

Dra. Laura Elena Sanvicente Añorve
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM

COMITÉ TUTOR:

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

Dr. Omar Amador Muñoz

Centro de Ciencias de la Atmósfera, UNAM

Dr. Miguel Ángel Alatorre Mendieta

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM

Dr. Antonio Zoilo Márquez García

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa

Ciudad Universitaria, CD. MX., JUNIO, 2021



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.

*“Desde su nacimiento, el hombre lleva el peso de la
gravedad sobre sus hombros. Está atornillado a la Tierra.
Pero el hombre solo tiene que hundirse bajo la superficie y es libre.”*

Jacques-Yves Cousteau

AGRADECIMIENTOS

A mi alma mater la Universidad Nacional Autónoma de México, por mi formación académica y profesional. Particularmente, al Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología por la oportunidad de realizar mis estudios de maestría.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por la beca recibida durante el desarrollo de mis estudios de posgrado.

Al Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación (PAPIIT) por la beca otorgada para la obtención de grado, bajo el marco del proyecto IN206720 “Contaminación por microplásticos y sus principales marcadores químicos en agua y zooplancton de la laguna de Sontecomapan, Veracruz”.

A mi asesora de tesis la Dra. Laura Sanvicente Añorve, quien hace varios años me aceptó en su laboratorio y desde entonces ha sido mi guía, al siempre alentar mi desarrollo profesional. También, por brindarme la oportunidad de explorar una nueva área de investigación, que se convirtió en un emocionante reto.

A los miembros de mi comité tutorial:

A la Dra. Guadalupe Poncé Vélez, un pilar fundamental en esta investigación, por todo su apoyo y dirección en el trabajo de campo y laboratorio. Y por compartirme su pasión y entrega al desconocido mundo de la contaminación.

Al Dr. Omar Amador Muñoz, por todas las sugerencias brindadas que enriquecieron este trabajo y por su disposición a resolver cualquier duda que se presentó en el camino, junto con la Dra. Margarita I. Palacios Arreola.

Al Dr. Miguel Ángel Alatorre Mendieta por su apoyo en la expedición al campo y en el análisis de datos hidrológicos, así como por sus acertados comentarios y observaciones.

Al Dr. Antonio Zoilo Márquez García por sus atentas observaciones y aportaciones a este proyecto, así como por su ayuda técnica en la realización del análisis granulométrico.

Al Dr. Alfonso Vázquez Botello, por permitirme trabajar en su laboratorio para el análisis y cuantificación de microplásticos.

A la M. en C. Elia Lemus Santana por su ayuda incondicional en el procesamiento de las muestras de zooplancton para la detección de microplásticos.

Al M. en C. Faustino Zavala García, por el apoyo técnico en la digitalización de mapas geográficos.

Al M. en C. Eduardo A. Morales de la Garza por el material y espacio prestado en el laboratorio de Sedimentología, para la realización del proceso de tamizaje en la recolección de microplásticos.

A la técnico Susana Santiago Pérez, del laboratorio de Química acuática, por instruirme en la determinación de materia orgánica y carbonatos en sedimentos.

A la M. en C. Aura Briones Venegas, por su tiempo empleado en la revisión de la estimación de materia orgánica.

A la Biól. Rosamond I. Coates Lutes, responsable de la Estación de Biología Tropical “Los Tuxtlas”, por el apoyo brindado durante mi estadía en la estación, que permitió la recolección de muestras para el desarrollo de este proyecto.

A Edwin y Marco, del “team contaminantes emergentes” por su constante disposición a ayudarme en el procesamiento de muestras de agua y sedimento, así como por todas las tardes divertidas que pasamos en el laboratorio.

A mis profesores del posgrado, que enriquecieron y fortalecieron mis conocimientos científicos. En especial al grupo de docentes de la materia de Métodos de Muestreo en Investigación Oceanográfica, por la oportunidad de llevar a cabo la campaña oceanográfica POGOCA-19, que sin duda fue una experiencia inolvidable para mi vida profesional y personal.

A mis compañeros y amigos del laboratorio de Ecología de Sistemas Pelágicos (Sam, Marco y Elia) y del laboratorio de Contaminación Marina, por todo el apoyo brindado, a lo largo de este proceso.

DEDICATORIA

A mi madre, mi gran ejemplo a seguir, a quien no solo le debo la vida, si no la persona en que me he convertido. No encuentro palabras suficientes para agradecer todo lo que ha hecho por mí. Mi amor infinito.

A mi padre por la confianza que siempre ha depositado en mí y por alentarme a seguir adelante para cumplir mis metas.

A mi abuelita Chapis, quien siempre estará conmigo, a veces solo es cuestión de escuchar con atención los murmullos de los ángeles.

A mi hermana mayor Deri, por todas las aventuras vividas, por hacer realidad mi sueño de conocer un nuevo cachito del mundo y por todo el amor que me da.

Al resto de mi familia, de quien siempre he recibido apoyo, motivación y amor, para continuar con todo lo que me proponga.

A mis amigos del posgrado, que desde que llegaron a mi vida la han llenado de momentos divertidos, pijamadas, salidas a Six Flags y días a bordo de un crucero oceanográfico. Gracias por cruzar las olas del mar a mi lado.

A mi amiga Sam con quien comencé esta aventura desde hace tiempo atrás y de quien siempre he recibido ayuda invaluable. Mis mejores deseos en su futuro profesional.

A mis amigos, Diana y Rodolfo por todas las charlas, sesiones fotográficas y viajes fallidos.

A Ericka y Alejandro, mis amigos de toda la vida, que a pesar de los años transcurridos, nuestra amistad perdura.

A todas las personas cuya vida se entrelazo con la mía, aunque fuera por un breve tiempo y espacio, pero cuya presencia dejó grandes momentos y aprendizajes.

ÍNDICE

RESUMEN	8
ABSTRACT	9
Introducción	10
Justificación	13
Preguntas de investigación e Hipótesis	14
Objetivos	15
General	15
Particulares.....	15
Área de estudio	16
Materiales y métodos	18
Trabajo de Campo.....	18
Trabajo de Laboratorio.....	19
1. Sedimentos.....	19
2. Agua superficial	24
3. Organismos del zooplancton.....	24
4. Análisis de Datos.....	25
Resultados	29
1. Hidrología	29
1.1 Patrón horizontal de temperatura y salinidad.....	29
1.2 Patrón horizontal de pH y OD.....	30
1.3 Velocidad de las corrientes.....	32
2. Caracterización del fondo lagunar	33
2.1 Materia orgánica y carbonatos	33
2.2 Granulometría.....	35
3. Organismos del zooplancton	37
3.1 Biomasa	37
3.2 Composición faunística	39
3.3 Distribución y abundancia del zooplancton.....	40
3.4 Tolerancias halinas del zooplancton.....	41
4. Zonación de la laguna considerando matrices ambientales agua y sedimento	43
5. Zonación de la laguna considerando grupos faunísticos	50
6. Microplásticos.....	53
6.1 Agua superficial.....	53
6.2 Sedimentos	55
6.3 Zooplancton.....	57
6.4 Relación entre microplásticos en agua y sedimento con las variables ambientales	61
Discusión	63
Hidrología	63
Parámetros sedimentológicos.....	65
Tolerancias halinas del zooplancton.....	67
Zonación de la laguna.....	69
Microplásticos en la matriz ambiental sedimentaria.....	71

<i>Microplásticos en la matriz ambiental agua</i>	73
<i>Fuentes de procedencia, destino ambiental y zonas de acumulación de microplásticos</i>	75
<i>Relación entre microplásticos y variables ambientales</i>	80
<i>Microplásticos en grupos de zooplancton</i>	81
<i>Potenciales riesgos y afectaciones de microplásticos</i>	83
Conclusiones	86
Literatura citada	88
APÉNDICE	106

RESUMEN

En este estudio se abordó por primera vez la problemática de contaminación por microplásticos en sus tres vertientes, agua, zooplancton y sedimento de la laguna costera de Sontecomapan, Veracruz. A su vez, se integró un análisis ambiental de la laguna que incluyó variables hidrológicas, sedimentológicas, bióticas (zooplancton) y de contaminación plástica. Los muestreos se realizaron en junio de 2018, en diez estaciones dentro de la laguna y una externa de origen marino. Los sedimentos se obtuvieron con una draga tipo van Veen, el agua superficial con un recipiente con capacidad de 10 L, mientras que las muestras de zooplancton se tomaron con un par de redes cónicas de luz de malla de 333 y 505 μm . En cada estación de muestreo, se hicieron mediciones de parámetros fisicoquímicos con una sonda multiparamétrica y se estimó la velocidad de las corrientes mediante objetos a la deriva. En el laboratorio, se estimó la biomasa de zooplancton y se analizó la composición faunística. También, se procesaron las muestras de sedimento, agua y principales grupos de zooplancton para estimar la concentración de microplásticos. Una fracción de los sedimentos se utilizó para analizar el contenido de materia orgánica, carbonatos y composición granulométrica. Los datos resultantes de las tres matrices ambientales (sedimento, agua y zooplancton) se trataron mediante métodos multivariados a fin de caracterizar ambientalmente a la laguna. La caracterización del entorno ambiental mostró un fuerte gradiente desde el mar hacia el interior de la laguna. En agua, dicho gradiente estuvo en función de la salinidad y temperatura; en el fondo lagunar, por el contenido de materia orgánica, tipo de sedimento y concentración de microplásticos; en zooplancton, por los copépodos, larvas de decápodos y huevos de pez. La restringida distribución de organismos marinos (salpas, doliólidos y anfípodos) en la laguna son un reflejo del grado de intrusión del agua marina; otros grupos, como copépodos y luciféridos tuvieron una amplia tolerancia halina, indicio de su éxito en el ecosistema. La concentración de microplásticos en sedimento varió entre 0 y 11 items/500 g, compuestos principalmente por fibras (95.7%) y bajas proporciones los fragmentos. El sitio de máxima concentración de microplásticos corresponde a un recoveco de la laguna de baja velocidad de corrientes. En agua, los microplásticos se detectaron en todas las muestras, con valores de 7 a 26 items/L, representados por fragmentos (57.8%), fibras (41.5%) y espumas (0.7%). Los sitios con mayor exposición de este contaminante estuvieron próximos al Ejido el Real y desembocaduras de los riachuelos Coxcoapan, Sontecomapan y Chuniapan. En zooplancton, la ingesta de microplásticos se examinó en tres grupos: copépodos, organismos principalmente herbívoros (0.01 ± 0.01 items/ind); luciféridos, considerados como omnívoros (0.03 ± 0.03 items/ind); quetognatos, organismos carnívoros por excelencia (0.02 ± 0.02 items/ind). Entre estos grupos, se detectaron dos formas de microplásticos: fibras y fragmentos. El grado de contaminación por este contaminante en sedimento y zooplancton fue bajo comparado con otras áreas del mundo; en agua, el grado de afectación fue mayor comparado con otros sitios de aparente mayor impacto antrópico, debido probablemente a diferencias en los métodos usados para su determinación. Los hallazgos de este estudio demuestran que los microplásticos en Sontecomapan son un problema real, que puede tener implicaciones en el zooplancton, organismos en la base de la cadena trófica, por lo que se recomienda el monitoreo continuo de este sistema, con miras de una legislación para este contaminante. Se propone un esquema hipotético del origen y destino ambiental de microplásticos en la laguna de Sontecomapan.

ABSTRACT

This study addressed for the first time the problem of microplastic pollution in its three aspects, water, zooplankton and sediment in the coastal lagoon of Sontecomapan, Veracruz. In turn, an environmental analysis of the lagoon was integrated that included hydrological, sedimentological, biotic (zooplankton) and plastic pollution variables. Sampling was carried out in June 2018, at ten stations inside the lagoon and one external station of marine origin. Sediments were obtained with a van Veen dredge, surface water with a 10 L capacity container, while zooplankton samples were taken with a pair of conical nets of 333 and 505 μm mesh size. At each sampling station, measurements of physicochemical parameters were made with a multiparameter probe and current velocity was estimated using drifting objects. In the laboratory, zooplankton biomass was estimated and faunal composition was analyzed. Also, samples of sediment, water and major zooplankton groups were processed to estimate the concentration of microplastics. A fraction of the sediments was used to analyze organic matter content, carbonates and grain size composition. The resulting data from the three environmental matrices (sediment, water and zooplankton) were processed using multivariate methods in order to characterize the lagoon environment. The environmental characterization showed a strong gradient from the sea towards the interior of the lagoon. In water, this gradient was a function of salinity and temperature; in the lagoon bottom, by organic matter content, sediment type and microplastic concentration; in zooplankton, by copepods, decapod larvae and fish eggs. The restricted distribution of marine organisms (salps, doliolids and amphipods) in the lagoon is a reflection of the degree of seawater intrusion; other groups, such as copepods and luciferids had a wide haline tolerance, an indication of their success in the ecosystem. The concentration of microplastics in sediment ranged from 0 to 11 items/500 g, composed mainly of fibers (95.7%) and low proportions of fragments. The site of maximum microplastic concentration corresponds to a nook of the lagoon with low current velocity. In water, microplastics were detected in all samples, with values ranging from 7 to 26 items/L, represented by fragments (57.8%), fibers (41.5%) and foams (0.7%). The sites with the highest exposure to this contaminant were near Ejido el Real and the mouths of Coxcoapan, Sontecomapan and Chuniapan creeks. In zooplankton, microplastic ingestion was examined in three groups: copepods, mainly herbivorous organisms (0.01 ± 0.01 items/ind); luciferids, considered omnivorous (0.03 ± 0.03 items/ind); chaetognaths, carnivorous organisms par excellence (0.02 ± 0.02 items/ind). Among these groups, two forms of microplastics were detected: fibers and fragments. The degree of contamination by this pollutant in sediment and zooplankton was low compared to other areas of the world; in water, the degree of affectation was higher compared to other sites of apparent greater anthropogenic impact, probably due to differences in the methods used for its determination. The findings of this study demonstrate that microplastics in Sontecomapan are a real problem, which may have implications for zooplankton, organisms at the base of the food chain, so continuous monitoring of this system is recommended, with a view to legislation for this pollutant. A hypothetical scheme of the origin and environmental destination of microplastics in the Sontecomapan lagoon is proposed.

Introducción

Los plásticos, o polímeros sintéticos, son uno de los materiales más utilizados por el hombre debido a sus propiedades físicas y químicas que les otorgan durabilidad, ligereza y longevidad, aunado a un bajo costo, y que hacen de ellos un contaminante de preocupación para los ecosistemas acuáticos (Pruter, 1987; Anderson *et al.*, 2016), particularmente aquellos con un tamaño menor a cinco milímetros, denominados microplásticos (Abidli *et al.*, 2018).

Los microplásticos pueden diferenciarse en función de su origen en primarios y secundarios. Los primarios se fabrican intencionalmente de tamaño microscópico para productos de limpieza, como pellets de resina (lágrimas de sirena), así como fibras sintéticas procedentes de la ropa (Browne, 2015; Salvador *et al.*, 2017; Abidli *et al.*, 2018). Los secundarios son el resultado de la continua fragmentación de plásticos de mayor tamaño por procesos físicos, químicos y biológicos, como radiación solar, fuerza mecánica y acción microbiana (Andrady, 2011; Cole *et al.*, 2011; Choi *et al.*, 2018). Diversos tipos de polímeros conforman el universo de plásticos, siendo los más frecuentes el polietileno (PE), polipropileno (PP), poliestireno (PS), cloruro de polivinilo (PVC), polimiadina (PA) y tereftalato de polietileno (PET) (Avio *et al.*, 2016).

Debido a su tamaño, los microplásticos pueden ser ingeridos fácilmente por una amplia variedad de organismos desde zooplancton, peces, aves marinas, tortugas hasta mamíferos marinos (Amélineau *et al.*, 2016; Nelms *et al.*, 2018), consumidos de manera directa por alimentadores no selectivos, que filtran grandes cantidades de agua o sedimento (Browne *et al.*, 2008; Cole *et al.*, 2013; Carbery *et al.*, 2018) o de forma indirecta como resultado de la transferencia trófica por depredadores que consumen presas contaminadas (Farrell y Nelson, 2013; Nelms *et al.*, 2018). Esto hecho puede tener efectos negativos en la supervivencia de los organismos, el estado físico, metabolismo, crecimiento y reproducción (Rodrigues *et al.*, 2018).

En los ecosistemas acuáticos, la biodisponibilidad de los microplásticos depende de la densidad específica de las partículas las cuales tienden a acumularse en distintos hábitats. Así, aquellas con una densidad menor que la del agua, por ejemplo, el PE y PP permanecen flotando (Van Cauwenberghe *et al.*, 2013; Karlsson *et al.*, 2017) lo cual representa un riesgo para el zooplancton, grupo clave en la trama trófica de los ecosistemas pelágicos,

pues representan la conexión principal entre los productores primarios y consumidores mayores (Keister y Bonnet, 2012; Brito *et al.*, 2016). Se ha documentado que la ingesta de microplásticos en el zooplancton puede causar daño u obstrucción en el tracto intestinal de los organismos, lo que a su vez afecta la capacidad de ingerir y digerir alimentos. Una reducción en la tasa de ingestión conduce a una disminución en el crecimiento del individuo, su fecundidad y probablemente un decremento en la producción de huevos, como se ha observado en algunas especies de copépodos marinos (Cole *et al.*, 2013; Lee *et al.*, 2013). Además, la presencia de partículas plásticas adheridas a los apéndices de los organismos puede afectar la locomoción, ingestión, apareamiento y mecanorrecepción del animal (Cole *et al.*, 2013). Por el otro lado, los plásticos con una densidad más alta a la del agua, como el PVC y el PET pueden hundirse y acumularse fácilmente en los sedimentos, causando un riesgo para los organismos bentónicos (Andrady, 2011; Van Cauwenberghe *et al.*, 2013; Karlsson *et al.*, 2017).

Se sabe también que debido a la capacidad de adsorción de los microplásticos, estos representan un riesgo químico para los organismos al actuar como vectores de contaminantes orgánicos e inorgánicos, tales como hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP), metales pesados, plaguicidas organoclorados, entre otros, que se pueden bioacumular o biomagnificar en los organismos (Teuten *et al.*, 2009; Wang *et al.*, 2016).

Recientemente los microplásticos han sido catalogados dentro del grupo de los contaminantes emergentes, que son productos químicos sintéticos cuya liberación en el medio ambiente no necesariamente es reciente, pero si la preocupación por sus posibles efectos adversos a nivel ecológico y/o de salud humana, cuya dificultad en su estudio se centra en el desarrollo de métodos de detección (Geissen *et al.*, 2015). Cabe destacar que los estudios enfocados en la presencia de microplásticos en el medio marino iniciaron en la década de los años 2000 y han demostrado la ubicuidad de estas partículas (Auta *et al.*, 2017), que debido a su capacidad de flotación y persistencia se dispersan fácilmente a través de procesos hidrodinámicos y corrientes marinas (Ng y Obbard, 2006).

Entre los ecosistemas costeros del país destacan las lagunas costeras, conocidas como cuerpos de agua someros, considerados geomorfológicamente como depresiones topográficas de la zona costera, con presencia de una conexión permanente o efímera con el mar, a través de una o más bocas, protegidas por algún tipo de barrera. Su conformación

estructural es resultado de la interacción de diversos ecosistemas como manglares, ríos, el mar, manantiales, entre otros (Lankford, 1977; Herrera-Silveira y Morales-Ojeda, 2010; Lara-Domínguez *et al.*, 2011). Las lagunas son zonas de elevada productividad primaria, que cumplen funciones de asimilación y purificación de contaminantes y que actúan como zonas de protección, alimentación y reproducción de una amplia variedad de especies acuáticas, además de ser áreas de descanso y anidación de aves locales y migratorias (Contreras y Castañeda, 2004; Newton *et al.*, 2018). Destaca también su importancia económica y estética, al ser zonas donde se realiza pesca artesanal y actividades recreativas, inclusive asentamientos humanos (Lara-Domínguez *et al.*, 2011). A pesar de la importancia ecológica y económica que las lagunas costeras revisten, en México el estudio de los microplásticos en estos cuerpos de agua es aún incipiente (Botello *et al.*, 2020; Quesadas-Rojas *et al.*, 2021). En este estudio, se aborda por primera vez el análisis de partículas plásticas en sedimento, agua y zooplancton de la laguna de Sontecompan, ubicada en la zona sur del Estado de Veracruz.

Justificación

Este trabajo será pionero en abordar la contaminación por microplásticos y sus afectaciones en el zooplancton, por lo que es valioso conocer su presencia y grado de contaminación de la laguna de Sontecomapan, Veracruz, un área rodeada por uno de los manglares mejor conservados de la costa del Golfo de México catalogado como sitio Ramsar, cuyas inmediaciones no están exentas de actividades humanas como la pesca, agricultura, ganadería y el turismo, así como la presencia de pequeños asentamientos humanos que comprenden restaurantes, cabañas y hoteles, donde se podrían generar desechos plásticos.

Además, cabe destacar que no existen trabajos asociados a este contaminante en la zona de estudio y por si fuera poco, escasos trabajos de otras partes del mundo evalúan simultáneamente dos o más compartimientos ambientales, lo cual permitirá conocer la trayectoria que siguen estas partículas desde que ingresan al cuerpo de agua en donde permanecerán flotando, hasta que accedan a la cadena alimentaria o se acumulen en los sedimentos.

Por ello, en este trabajo se llevará a cabo el diagnóstico base sobre la abundancia y distribución de los microplásticos en una laguna costera influenciada por la descarga de ríos y entrada de agua marina. Esto permitirá dar un paso a la resolución de una de las problemáticas actuales de contaminación que aquejan a México y al mundo.

Preguntas de investigación e Hipótesis

Se plantean las siguientes interrogantes para el desarrollo de esta investigación:

1. ¿En qué matriz ambiental (agua, biota, sedimento) se encuentra la mayor concentración de microplásticos?
2. ¿Los microplásticos son un problema real en la laguna de Sontecomapan? ¿En qué magnitud?
3. ¿Los microplásticos representan un riesgo para los organismos que habitan la zona de estudio?
4. ¿Cuál es la calidad ambiental del ecosistema lagunar de Sontecomapan?

Hipótesis asociadas a los cuestionamientos anteriores:

1. La concentración de microplásticos estará en función del tipo de polímeros presentes, considerando que las partículas más densas se acumularán en los sedimentos y las más ligeras permanecerán flotando, disponibles para los organismos planctónicos.
2. Al ser un sitio Ramsar, incluido dentro de la zona de amortiguamiento de la Reserva de la Biósfera de los Tuxtlas, se esperaría que los microplásticos no fueran un problema realmente grave.
3. El riesgo para los organismos acuáticos que habitan el sitio dependerá de los niveles de contaminación existente. Sin embargo, su ingestión podría constituir un riesgo potencial sobre su alimentación, comportamiento y reproducción.
4. La calidad ambiental procedente de la presencia de microplásticos evaluados, estará en función del número de partículas de microplásticos registradas.

Objetivos

General

Evaluar la presencia de microplásticos en agua superficial, fauna planctónica y sedimento superficial de la laguna costera de Sontecomapan, Veracruz.

Particulares

- Cuantificar las partículas de microplásticos en los distintos compartimentos ambientales: agua, biota y sedimento de la laguna de Sontecomapan.
- Establecer una zonación de la laguna en función de las variables ambientales.
- Establecer las fuentes de procedencia de los microplásticos, así como las posibles zonas críticas y con baja o nula contaminación.
- Estimar la biomasa de zooplancton en la laguna de Sontecomapan como una medida de la productividad secundaria del sitio.
- Distinguir los principales grupos de zooplancton en un gradiente de salinidad, a fin de evaluar sus tolerancias halinas.
- Determinar el tipo de organismos más susceptibles a almacenar microplásticos.

Área de estudio

La laguna de Sontecomapan es una laguna costera ubicada en la porción sur del Estado de Veracruz, permanentemente conectada al Golfo de México a través de un canal de 137 m de ancho. El sitio está limitado entre los paralelos 18° 29' - 18° 35' N y los meridianos 94° 54' - 95° 02' W (Figura 1). El área estimada es de 8.9 km², con una longitud de 12 km de largo y 1.5 km de ancho, y una profundidad promedio de 1.5 m, con un máximo de 7 m en la boca (Calva y Botello, 1999, 2005; Benítez-Díaz *et al.*, 2014).

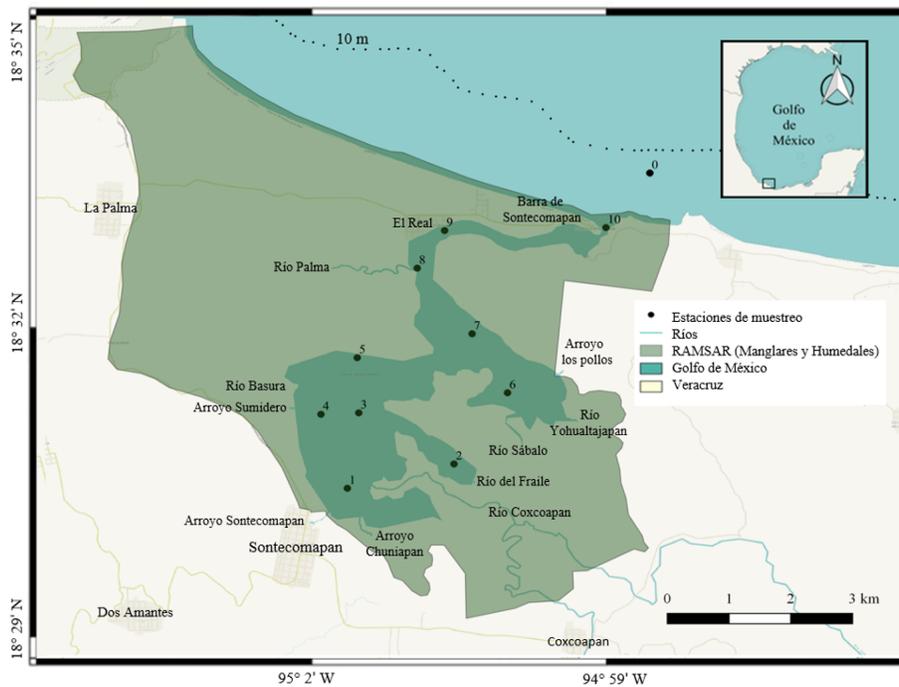


Figura 1. Área de estudio y ubicación de las estaciones de muestreo efectuado durante junio de 2018.

El lugar fue acreditado como sitio internacional Ramsar bajo el número 1342, en febrero de 2004 con el nombre “Manglares y Humedales de la laguna de Sontecomapan”, que forma parte de la Zona de Amortiguamiento de la Reserva de la Biósfera de los Tuxtlas dentro de la subzona de Aprovechamiento sustentable de los Recursos Naturales y la subzona de Aprovechamiento Sustentable de los Ecosistemas (Carmona-Díaz *et al.*, 2004; Calva *et al.*, 2005; CIMAR, 2012).

El clima de la región es de tipo cálido y húmedo, con una precipitación anual de más de 4500 mm (EBTuxtlas, 2006). La hidrología del sitio se encuentra influenciada por varios ríos y arroyos de la cuenca que forman el volcán San Martín Tuxtla y el volcán

Sierra Santa Marta, tales como la Palma, Sumidero, Basura, Sontecomapan, Chuniapan, Coxcoapan, río Viejo Coxcoapan, del Fraile, Sábalo, Yahualtajapan, de los Pollos y de la Boya (Gómez-Marín, 2003).

A lo largo del año la laguna muestra una alta fluctuación salina por la intrusión diferencial de agua dulce y agua de mar. Se presentan tres estaciones hidrológicas: “lluvias” de junio a octubre, con un flujo continuo de agua dulce procedente de los pequeños ríos que alimentan a la laguna, durante época de “secas” de enero a mayo muestra salinidades marinas, mientras que de noviembre a diciembre en el periodo de “nortes” presenta condiciones intermedias y se comporta como un cuerpo de agua salobre (Aké-Castillo y Vázquez 2008, 2011; Benítez-Díaz *et al.*, 2014).

Entre las principales actividades económicas que predominan en la región se encuentran la pesca, ganadería, agricultura y turismo (Lara-Domínguez *et al.*, 2009). Los recursos pesqueros de esta zona son de suma importancia; de acuerdo con los informes del periodo 2000 a 2002, en promedio se capturaron 671 Tm relacionadas a 5 especies principales: langostino, jaiba, cangrejo, lebrancha y mojarra, a través de distintas artes de pesca como las atarrayas y los tendales, la nanza y los aros. Aunado a ello la producción pesquera de la laguna equivale al 0.5 % de la producción acuícola de peces del Estado de Veracruz y se posiciona como la principal actividad económica del sitio (Gómez-Marín, 2003).

En zonas adyacentes a la laguna se desarrolla la agricultura de temporada y la ganadería extensiva que tiene un gran aporte económico en la población de la región, sin embargo, ha propiciado la deforestación del manglar y ecosistemas adyacentes (Carmona-Díaz *et al.*, 2004). Otra derrama económica de la zona se da a través del turismo, donde se ofrece servicio de paseo en lancha, actividades de kayak, canoa y avistamiento de aves. Además los turistas pueden hospedarse en cabañas u hoteles ubicados a la orilla de la laguna y donde existen restaurantes y palapas sobre la barra (Gómez-Marín, 2003). Dicho desarrollo turístico tiene incidencia en la generación de residuos sólidos como plásticos, provenientes del sector hotelero, restaurantero o directamente de los turistas que visitan la zona. La presencia de asentamientos humanos próximos a la laguna, entre ellos los municipios de Sontecomapan, Coxcoapan, La Palma y Dos Amantes, son también fuente de contaminación por plásticos (Figura 1).

Materiales y métodos

Trabajo de Campo

El muestreo se realizó el 19 de junio de 2018, con 10 sitios distribuidos a lo largo de la laguna de Sontecomapan y un sitio cercano a la boca de índole marino.

Las muestras de agua superficial se recuperaron con un recipiente de 10 litros, el contenido se agitó manualmente y con ayuda de una probeta se transfirió sólo un litro de agua a un frasco. Por otro lado, las muestras de sedimento superficial se obtuvieron con una draga tipo van Veen, se retiró el sedimento con una pala de metal y se almacenó ~1 kg en bolsas de plástico debidamente etiquetadas.

Ambos tipos de muestras se almacenaron a baja temperatura para evitar la degradación de la materia orgánica hasta su posterior análisis en el laboratorio.

Los arrastres de zooplancton se realizaron con un par de redes cónicas de 50 cm de diámetro, con aperturas de mallas de 333 y 505 μm , siguiendo una trayectoria circular. En la boca de cada red se colocó un flujómetro calibrado con el fin de estimar el volumen de agua filtrada. El material biológico se fijó con formol al 4% neutralizado con borato de sodio.

El registro de los parámetros fisicoquímicos como temperatura, pH, salinidad, oxígeno disuelto y conductividad en la columna de agua se realizó con una sonda multiparamétrica Hanna HI9828 como marco de referencia de las condiciones ambientales imperantes durante el muestreo.

Adicionalmente en este estudio se determinó la velocidad de las corrientes internas de la laguna, a partir de un objeto a la deriva que fue arrojado a distintas horas del día. Dicho experimento consistió en colocar en el agua una boya, tomar las coordenadas del punto inicial con un GPS y dejar al objeto libre durante un cierto tiempo para permitir que las corrientes lo arrastraran. Finalmente la boya fue recuperada y su ubicación geográfica fue obtenida mediante el GPS. Los puntos inicial y final de la boya se graficaron con ayuda de Google Earth, y posteriormente se calculó su velocidad. En la boca y parte interna de la laguna fueron colocados dos sensores de presión, a fin de detectar el mínimo y máximo de marea. Por razones logísticas, estos sensores permanecieron sumergidos menos de 24 horas. La laguna de Sontecomapan presenta una marea diurna, por lo que es necesario que los sensores permanezcan colocados al menos 24 horas.

Trabajo de Laboratorio

1. Sedimentos

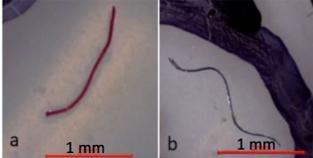
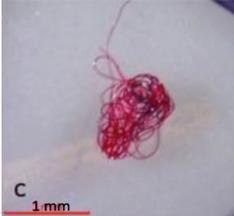
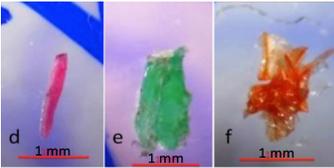
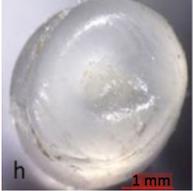
Las muestras de sedimento se secaron a 40 °C en un horno, posteriormente se calculó la relación peso húmedo/peso seco. Los sedimentos secos se dividieron en tres partes para la determinación de microplásticos, carbono orgánico (CO) y carbonatos (CO_3^-). Exceptuando las muestras destinadas al análisis de microplásticos, los sedimentos se maceraron en un mortero de porcelana y se tamizaron con una malla de 250 μm para el análisis de los dos parámetros sedimentológicos restantes. A continuación se describen de forma general los métodos que se utilizaron para cada análisis específico.

1.1 Microplásticos

El procesamiento del sedimento consistió en la homogeneización de la muestra con una espátula para la obtención de 500 g en peso húmedo. El sedimento se secó a 40°C en un horno durante tres días, se colocó en un frasco de vidrio y se procedió a la disgregación del mismo con 400 ml de hexametáfosfato de sodio (5.5 g L^{-1}) y se agitó en un agitador orbital durante 1 h a 80 rpm. Después los sedimentos se tamizaron a partir del empalme de dos tamices de diferente tamaño de malla (4.75 y 0.053 mm), de tal forma de obtener tamaño de grano mayor a 0.053 mm pero menor a 4.75 mm. El sedimento se colocó en un vaso de precipitado y se agregó 10 mL de una solución salina sobresaturada de cloruro de sodio (266 g L^{-1}) y se dejó reposar durante un día para extraer con una pipeta el sobrenadante. Para eliminar la materia orgánica, el sobrenadante se colocó en un vaso de precipitado y se le agregó 5 mL de peróxido de hidrógeno (30% de H_2O_2) y se calentó en una estufa a 75°C durante 5 a 15 minutos, hasta que comenzó a hervir. El vaso se tapó y el proceso continuó a temperatura ambiente durante 24 horas. Transcurrido el tiempo la muestra se filtró a través del tamiz de 0.053 mm; lo retenido en el tamiz se colocó en un vaso de precipitado y se procedió a separar por densidad a los microplásticos de acuerdo al método de Rodrigues *et al.* (2018). Esto consiste en agregar 10 mL de cloruro de zinc (933.3 gL^{-1}) y reposar durante 4 horas para permitir que las partículas plásticas floten. Transcurrido ese tiempo y separación de la mezcla, el sobrenadante se vació a través de un filtro de microfibra de vidrio de tamaño de poro de 1.6 μm , mediante un sistema de filtrado al vacío. Luego, el papel filtro se colocó en una caja Petri cubierta y se secó en el horno a 40°C durante una

semana (Thompson *et al.*, 2004; Di y Wang, 2018; Rodrigues *et al.*, 2018). Las partículas recolectadas fueron analizadas con un microscopio estereoscópico considerando las principales características morfológicas, forma y color (Cuadro 1) (Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012; Rochman *et al.*, 2019). Las concentraciones de microplásticos se reportaron como el número de partículas por kg de sedimento húmedo para permitir la comparación con otros estudios (Claessens *et al.*, 2011; Jiang, 2018).

Cuadro 1: Descripción de diferentes formas de partículas plásticas (recuperado de Rochman *et al.*, 2019).

	<p>Las fibras son flexibles, con el mismo grosor y extremos de corte limpio, puntiagudos o deshilachados. Típicamente, son extensibles y resistentes a la rotura. Las fibras están presentes en una gama de colores.</p>
	<p>Los haces de fibras comprenden 20 o más fibras individuales firmemente enrolladas en una masa que no puede estar desenredada. Los paquetes de fibra solo deben clasificarse como tales cuando es demasiado difícil para cuantificar fibras individuales o cuando desenredar la masa puede provocar la ruptura de fibras individuales.</p>
	<p>Los fragmentos tienen una estructura rígida y a veces de forma irregular. Pueden ser redondos, angulares o subangulares. No siempre son igual de gruesos y pueden aparecer retorcidos o rizados. Los fragmentos pueden ser de cualquier color o combinación de colores.</p>
	<p>Las esferas son de forma redonda con superficies lisas. Por lo general, varían en tamaño entre 100 μm y 2 mm.</p>
	<p>Los pellets son similares a las esferas, pero tienden a ser más grandes, generalmente entre 3 y 5 mm. Los pellets suelen ser redondos o de forma cilíndrica.</p>
	<p>Las películas son planas, delgadas y maleables. Las películas pueden doblarse o arrugarse, pero no se rompen fácilmente. Suelen ser parcial o totalmente transparentes.</p>
	<p>Las espumas son suaves y compresibles. Suelen ser blancos y/u opacos, pero pueden ser de cualquier color.</p>

1.2 Carbono Orgánico (CO)

De los sedimentos tamizados por la malla de 250 μm , se pesaron por duplicado 0.2 g y se colocó en un matraz. El carbono orgánico presente en los sedimentos se oxidó con 5 mL de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ (1.0 N) y 10 mL de H_2SO_4 conc. La mezcla se calentó en una parrilla durante 30 minutos a 140°C ; se dejó enfriar y posteriormente se agregaron 250 mL de H_2O tridestilada, 5 mL de H_3PO_4 conc., 0.1 g de NaF y 15 gotas de indicador difenilamina (Walkley, 1947; Ortiz *et al.*, 1993). La disolución resultante se tituló con $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ (0.5 N) a vire verde brillante. Finalmente la materia orgánica presente en los sedimentos se cuantificó con base a las siguientes ecuaciones (Gaudette y Flight, 1974; Loring y Rantal, 1992):

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

donde:

T = mL de $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ necesarios en la titulación de la muestra

S = mL de $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ necesarios en la titulación del blanco

0.003 = $12/4,000$ = peso miliequivalente del carbono

1.0N = normalidad de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$

5 = volumen de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ en mL

W = peso de la muestra de sedimento (g)

1.73 = factor de conversión

Como control de calidad, se analizaron blancos de reactivos y como estándar, dextrosa para cuantificar el porcentaje de recuperación.

1.3 Carbonatos (CO_3^{2-})

La determinación de carbonatos de calcio se basó en una titulación por retroceso, que consistió en pesar por duplicado 0.35 g de sedimento seco previamente tamizado por la malla de 250 μ m; el sedimento fue depositado en un tubo de centrifuga. Se adicionaron 10 mL de HCl 0.1 N (estandarizado con carbonato de sodio); los tubos se colocaron durante 3 min en el ultrasonido y posteriormente se centrifugaron por 10 min a 350 rpm. El sobrenadante se decantó a un matraz. Al sedimento del tubo se le adicionaron 30 ml de agua destilada y nuevamente se centrifugó. Los sobrenadantes del tubo se mezclaron en el matraz. Finalmente, la muestra del matraz se tituló con una solución de NaOH 0.3 N usando 3 gotas de fenolftaleína como indicador hasta que la solución viró a rosa. Se realizaron blancos con el mismo procedimiento y se cuantificó el coeficiente de variación y el porcentaje de recobro con carbonato de sodio como estándar (Hesse, 1971; Estefan *et al.*, 2013). El cálculo del porcentaje de carbonatos se realizó mediante la siguiente formula:

$$\% CaCO_3 = \frac{(V_{blanco} - V_{muestra}) \times N_{NaOH} \times meq CO_3^{2+}}{W} \times 100$$

V_{blanco} = volumen de hidróxido de sodio (NaOH) gastado en el blanco (mL)

$V_{muestra}$ = volumen de hidróxido de sodio (NaOH) gastado en la muestra (mL)

N_{NaOH} = normalidad de la solución de hidróxido de sodio (NaOH)

meq CO_3^{2+} = miliequivalentes de carbonato = 0.05

W = peso de la muestra de sedimento (g)

1.4 Granulometría

Para el análisis de granulometría sedimentaria, realizado únicamente para los 10 sitios distribuidos dentro de la laguna, se utilizó el método por volumetría, que consistió en obtener una submuestra de 25 ml de sedimento húmedo en un vaso de precipitado. Para obtener la fracción arenosa el sedimento fue tamizado en húmedo con una malla de 63 μ m (4 ϕ) y una piseta de 250 ml de agua. El sedimento lodoso que logró pasar el tamiz (limos y arcillas) fue recuperado con una charola y acto seguido se colocó en una probeta de 250 ml, se agitó por 30 segundos y se dejó sedimentar por 63 minutos y 58 segundos, según lo

reportado en la tabla de tiempos de sedimentación de Folk (1974). El volumen sedimentado correspondió al limo, en tanto que el contenido de arcillas se calculó a partir de la siguiente fórmula:

$$V_{arcilla} = V_{inicial} - (V_{arena} + V_{limo})$$

donde:

$V_{inicial}$ = volumen de sedimento analizado = 25 mL

V_{arena} = volumen de arena

V_{limo} = volumen de limo

Finalmente, para clasificar el tipo de sedimento, se calcularon los porcentajes correspondientes para cada fracción y se utilizó el triángulo de nomenclatura de Shepard (1954) (Figura 2).

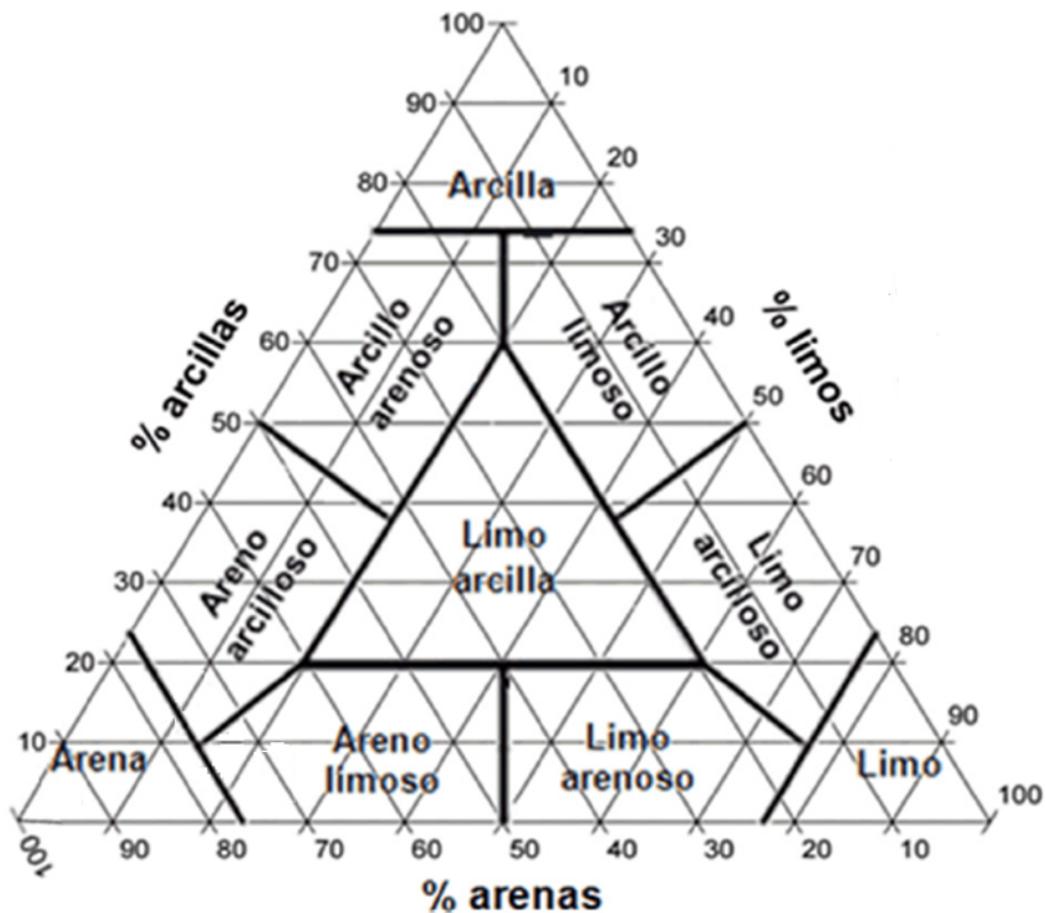


Figura 2. Diagrama triangular de clasificación textural de sedimentos, propuesto por Shepard (1954) (recuperado de Velásquez *et al.*, 2016).

2. Agua superficial

2.1 Microplásticos

Los microplásticos en agua fueron extraídos aplicando un método que consiste en un tamizado, oxidación de materia orgánica con peróxido de hidrógeno, separación por densidad con adición de cloruro de zinc y filtración al vacío. Las muestras de agua (1 L) se tamizaron con un par de tamices ensamblados (-2.25 y 4.25 ϕ), cuyas partículas retenidas con un tamaño <4.75 mm y ≥ 0.053 mm se enjuagaron con agua tridestilada. Las partículas retenidas se colocaron en un vaso de precipitado y se sometieron a una oxidación de materia orgánica al adicionar hasta 5 mL de peróxido de hidrógeno (30% de H_2O_2), y se calentaron a $\sim 75^\circ C$ en una parrilla durante 5 a 10 min, hasta que comenzaron a hervir. Después se mantuvieron a temperatura ambiente durante 24 h para que la reacción siguiera su curso. Las muestras fueron tamizadas con el tamiz de 0.053 mm a fin de quitar el peróxido de hidrógeno y después se realizó una separación por densidad. La muestra recuperada del tamiz se colocó en un vaso de precipitado y se agregaron 10 mL de una solución saturada de cloruro de zinc (933 gL^{-1}); después de 4 h el sobrenadante se pasó a través de un sistema de filtración al vacío (papel de microfibras de vidrio (GF/A); Whatman: 47 mm, tamaño de poro: $1,6 \mu\text{m}$, utilizando un embudo Buchner y un matraz al vacío). Cada filtro se colocó en una caja Petri y se secó en el horno a $40^\circ C$ durante una semana (Ng y Obbard, 2006; Rodrigues *et al.*, 2018). Luego, con microscopía estereoscópica se realizó la descripción de la forma y color de las partículas (Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012). Las concentraciones de microplásticos se reportaron como el número de partículas por un litro de agua para su posterior comparación con otros estudios (Zhang *et al.*, 2018).

3. Organismos del zooplancton

3.1 Biomasa

La biomasa zooplactónica de las muestras de malla de $333 \mu\text{m}$ se determinó a partir de dos métodos: *i*) peso húmedo, mediante un sistema de vacío y filtrado que quita el exceso de agua de la muestra, para después ser pesada en una balanza analítica, *ii*) volumen desplazado, que consiste en separar la muestra con una malla fina y después verterla en una probeta graduada con un líquido de volumen conocido para observar el volumen que

desplaza. Los resultados de ambas mediciones (peso y volumen) fueron estandarizados a 100 m³ de agua filtrada.

3.2 Microplásticos

La muestra de zooplancton de la malla de 333 µm se utilizó para el análisis biológico y determinación de microplásticos. Para este último se aislaron hasta 1000 organismos (copépodos, quetognatos y luciféridos) según la abundancia de los mismos, los cuales se enjuagaron repetidas veces con agua desionizada. Los individuos fueron revisados en el microscopio para extraer cualquier microplástico adherido a su cuerpo. Posteriormente se colocaron en un vial de 20 ml para el proceso de digestión de los tejidos (Desforges *et al.*, 2015). Este proceso consiste en añadir ácido nítrico (100%, 5 ml) a cada vial, a fin de que los organismos quedaran completamente cubiertos, se taparon y calentaron a baño María aproximadamente a 80 °C durante 65 a 120 minutos hasta que el tejido se digirió completamente. Después, las muestras se filtraron a través de membranas de microfibras de vidrio de 0.45 µm para corroborar con microscopios estereoscópico y óptico la presencia de microplásticos (Sun *et al.*, 2018). Los datos de microplásticos en animales se expresaron como número de partículas por individuo. Los microplásticos observados fueron fotografiados y medidos con ayuda de un microscopio digital y el software HiView.

4. Análisis de Datos

La determinación de la tolerancia halina de los taxones descritos en el sistema lagunar, se definió a partir de diagramas de caja y bigote (Tukey, 1977), que permiten visualizar el valor mínimo, cuartil inferior, mediana, cuartil superior y máximo del conjunto de datos de salinidad para cada taxón registrado. De igual manera, para los grupos más abundantes de zooplancton se aplicaron diagramas de este tipo, en términos de densidad de organismos (ind/100 m³) para cuatro intervalos de salinidad, con la finalidad de definir los sitios de mayor afinidad para estos grupos.

Los datos cuantitativos obtenidos en este estudio en las dos matrices ambientales (agua y sedimento) fueron analizados mediante un análisis cluster a fin de determinar grupos homogéneos de estaciones de muestreo que potencialmente pudieran describir un

gradiente en la laguna. Para este propósito, se utilizó el coeficiente de distancia euclideana para construir las matrices de similitud, de acuerdo a la siguiente fórmula:

$$D_{ij} = \sqrt{\sum_{k=1}^n (x_{ki} - x_{kj})^2}$$

donde:

D_{ij} = distancia entre las estaciones i y j

x_{ki} = valor de la variable k para la estación i

x_{kj} = valor de la variable k para la estación j

n = número de variables

Los resultados obtenidos en la matriz de datos se graficaron por medio de dendrogramas mediante el método de ligamiento.

Para la matriz ambiental agua se consideraron cinco variables: pH, temperatura (°C), salinidad (UPS), oxígeno disuelto (mg/L) y densidad de microplásticos en agua superficial (items/L). Para la matriz ambiental sedimentaria se analizaron los valores de materia orgánica (%), carbonatos (%), arenas (%), limos (%), arcillas (%) y densidad de microplásticos (items/Kg).

Debido a que las variables tienen unidades diferentes, cada una de ellas fue estandarizada, es decir que su media fue cero y su desviación estándar unitaria, de acuerdo a la siguiente fórmula:

$$z = \frac{x - \mu}{\sigma}$$

donde:

x = valor real

μ = media del conjunto de datos

σ = desviación estándar de los datos

Este proceso permite que las variables contribuyan de manera igualitaria a la definición de grupos, al eliminar las diferencias de escala entre las mismas (Ketchen y Shook, 1996).

En particular, para establecer una zonación considerando grupos faunísticos se aplicó el complemento de la medida de disimilitud Bray-Curtis (Bray y Curtis, 1957), basada en la diferencia de densidades (ind/100 m³) de cada taxón identificado, por cada par de estaciones de muestreo. Los datos de abundancia fueron previamente transformados a \sqrt{x} para la construcción de una matriz de similitud. En términos generales el índice Bray-Curtis es expresado a partir de la siguiente ecuación:

$$BC_{jk} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^S |X_{ij} - X_{ik}|}{\sum_{i=1}^S (X_{ij} + X_{ik})}$$

donde:

BC_{jk} = valor de similitud entre las estaciones j y k

X_{ij} = densidad de organismos del taxón i en la estación j

X_{ik} = densidad de organismos del taxón i en la estación k

S = número total de taxones

Es decir, que la similitud máxima es uno y la mínima cero, análogamente en porcentajes, el valor máximo es 100% y el mínimo cero. De igual forma que en el tratamiento previo para las matrices ambientales, se generó un dendrograma con del método de ligamiento promedio.

El nivel de significancia de los grupos definidos en el cluster se probó a través del análisis de perfiles de similitud (SIMPROF) descrito por Clarke *et al.* (2008). El método consiste en calcular un valor de $Pi(\pi)$ observado, y otros 999 valores nulos resultantes de aleatorizar la matriz rectangular de datos. Si al comparar el valor de $Pi(\pi)$ observado con la distribución de valores aleatorios, éste cae fuera del 95% de la distribución de valores nulos, ello significa que los grupos definidos son diferentes. Este procedimiento se desarrolló con el software PRIMER v7 (Clarke *et al.*, 2008).

La evaluación de las variables ambientales y biológicas responsables en la diferenciación de los grupos formados en el cluster, se realizó a partir de la rutina SIMPER (Porcentaje de Similitud) (Clarke, 1993) de PRIMER v7. En el caso de los datos ambientales, la prueba se aplicó a las matrices de similitud construidas a partir de datos normalizados y la medida de similitud euclidiana, en tanto que, para los datos biológicos se

utilizó la matriz de similitud de Bray-Curtis, con datos transformados a \sqrt{x} , particularmente para identificar los taxones responsables de la zonación descrita.

Finalmente, para determinar una posible asociación entre las variables ambientales y la densidad de microplásticos encontrados en agua y sedimento, se utilizó el coeficiente de correlación de Spearman. La prueba de Spearman es un método no paramétrico basado en la estimación de rangos de cada una de las observaciones de cada variable. El coeficiente de correlación de Spearman es definido a partir de la siguiente ecuación:

$$\rho = 1 - \frac{6 \sum_{i=1}^n d_i^2}{n^3 - n}$$

donde:

d = diferencia entre los rangos de x_i y y_i

n = número de pares de datos

Los valores de ρ oscilan entre -1 y 1; valores cercanos a 1 y -1 indican una fuerte correlación positiva o negativa, respectivamente, mientras que 0 significa que no existe correlación entre las variables (Zar, 2005). Estos cálculos se desarrollaron con el software STATISTICA, con un intervalo de confianza del 95%.

Resultados

1. Hidrología

1.1 Patrón horizontal de temperatura y salinidad

En superficie la temperatura presentó un intervalo de 25.35 a 30.07 °C. Se observó un incremento de este parámetro ambiental en sentido de la estación marina hacia dentro de la laguna (Figura 3).

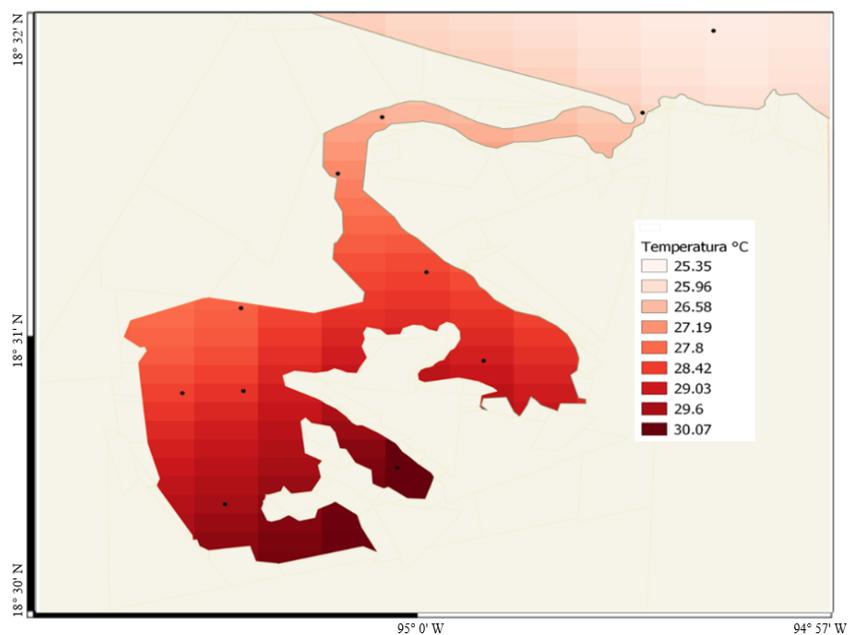


Figura 3. Patrón de temperatura en agua superficial de la laguna de Sontecomapan, Veracruz, en junio de 2018.

Por su parte, la salinidad registró un decremento hacia el interior de la laguna, con valores que oscilaron entre 17.8 y 33.5 UPS (Figura 4), lo cual es un reflejo de la influencia del aporte de agua marina.

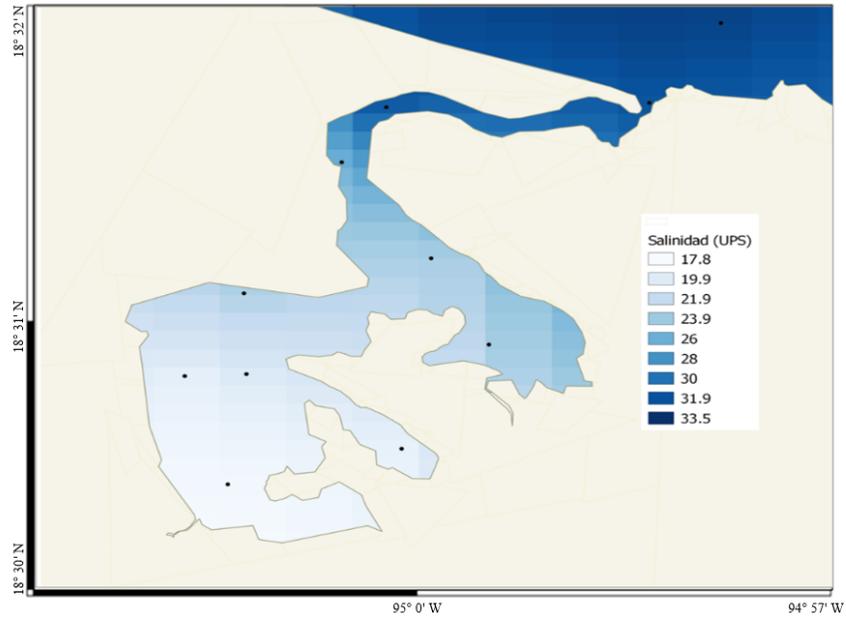


Figura 4. Patrón de salinidad en agua superficial de la laguna de Sontecomapan, Veracruz, en junio de 2018.

1.2 Patrón horizontal de pH y OD

Potencial de hidrógeno

El pH en la zona de estudio varió de 7.5 a 8.2. Los valores más bajos se presentaron en la zona próxima a la boca y la región central de la laguna (Figura 5).

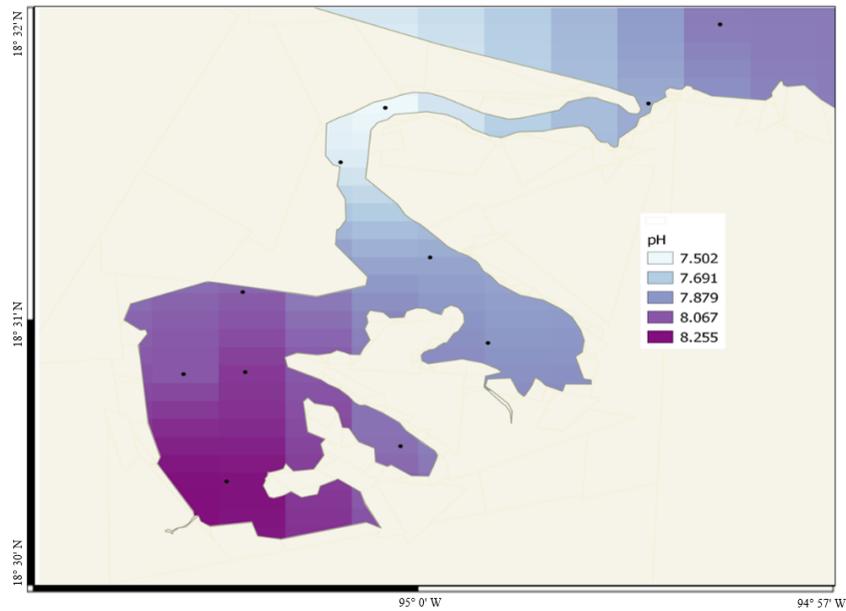


Figura 5. Patrón de pH en agua superficial de la laguna de Sontecomapan, Veracruz, en junio de 2018.

Oxígeno Disuelto

La distribución de oxígeno muestra que en la parte sur de la laguna, se ubican las estaciones con mayores concentraciones de oxígeno (>7.43 mg/L), mientras que en la sección norte, se observan las más bajas concentraciones (<6.97 mg/L), con un ligero incremento en aguas marinas (Figura 6).

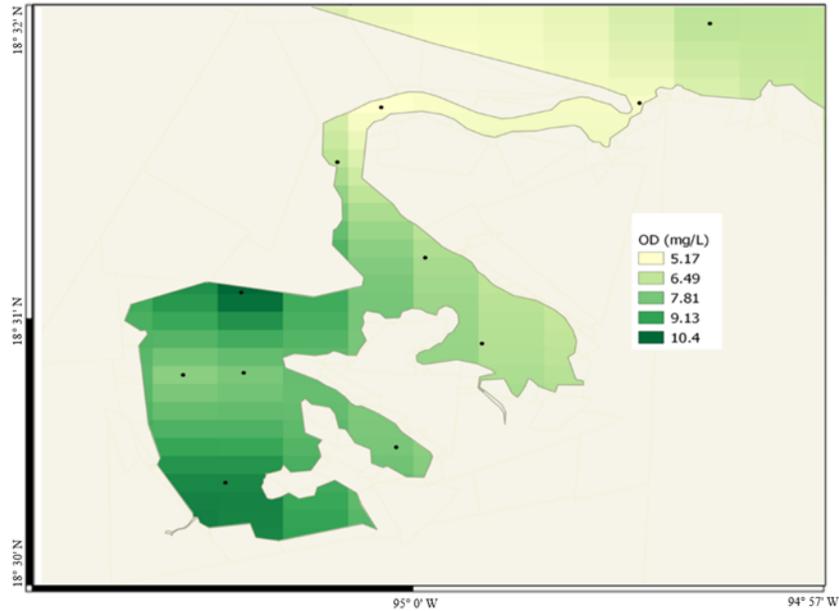


Figura 6. Patrón de oxígeno disuelto en agua superficial de la laguna de Sontecomapan, Veracruz, en junio de 2018.

1.3 Velocidad de las corrientes

Las corrientes en la laguna costera experimentaron poca variación en velocidad, pero no en dirección. Sin embargo, ambas mediciones, tanto dirección como magnitud dependen del momento de marea. De acuerdo con la posición registrada para cada experimento donde se lanzó el cuerpo a la deriva, éste tuvo una velocidad de movimiento que osciló entre los 0 a 0.1 m/s. La mayor velocidad registrada (0.1 m/s) se ubicó frente al ejido El Real con dirección Este, en tanto que hubo dos sitios donde las boyas no se desplazaron, próximos a la desembocadura de los ríos Sábalo y del Fraile. El resto de los experimentos proporcionaron valores muy homogéneos que van de 0.06 a 0.08 m/s, este último cercano al arroyo Sumidero (Figura 7).

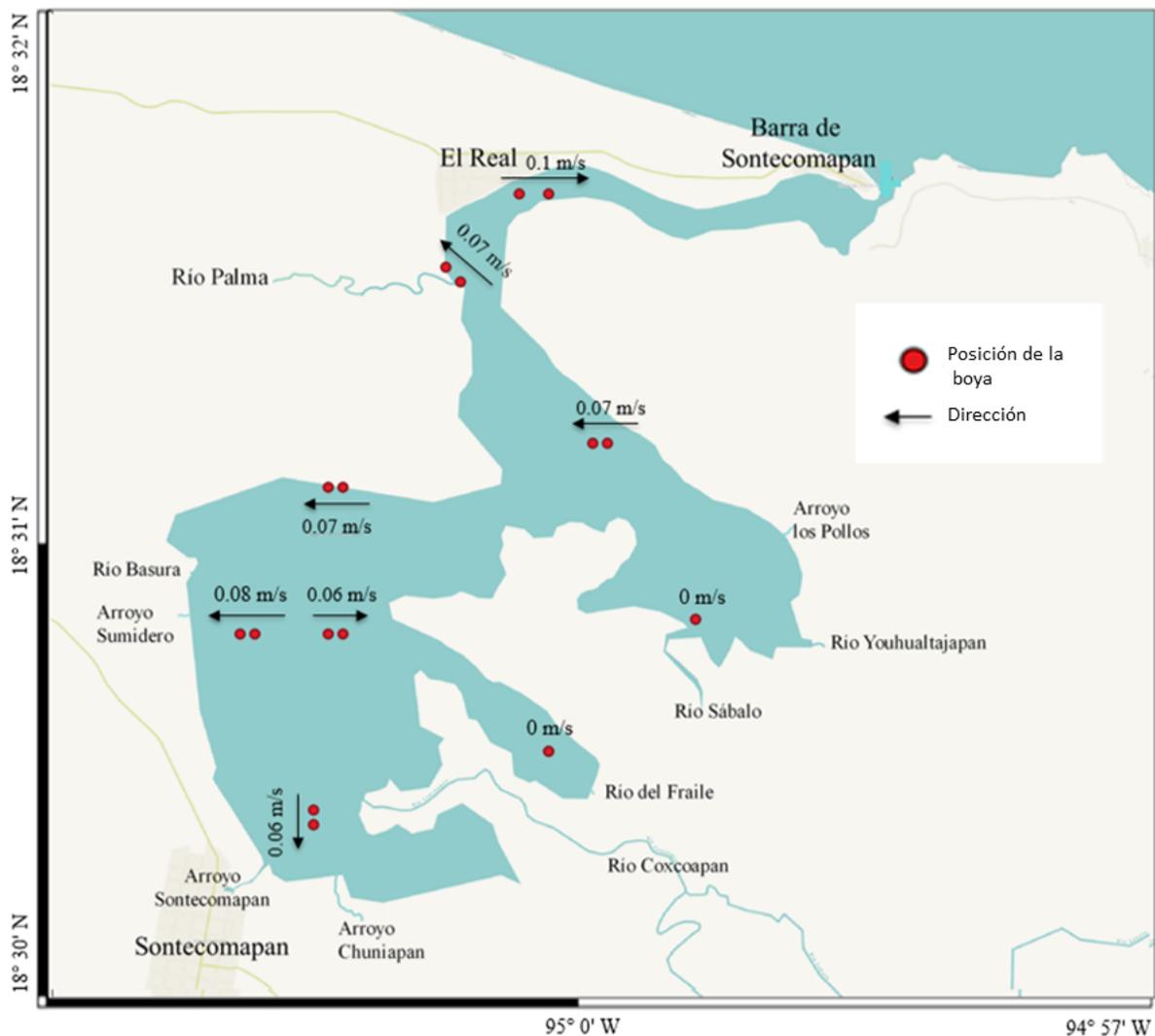


Figura 7. Dirección y velocidad de transporte de los cuerpos de deriva en la laguna de Sontecomapan, Veracruz, en junio de 2018.

2. Caracterización del fondo lagunar

2.1 Materia orgánica y carbonatos

Se determinó la composición de materia orgánica y carbonatos en sedimento para cada una de las estaciones de muestreo en términos de porcentaje.

En relación con el contenido de materia orgánica, los valores oscilaron entre el 0 y 7.1%. El máximo porcentaje se ubicó en la estación 1, ubicada en la porción sur, donde confluyen el río Coxcoapan y los arroyos Sontecomapan y Chuniapan. El resto de los valores a lo largo de la laguna fue muy homogéneo (Figura 8).

El porcentaje de carbonatos fue muy bajo. Las estaciones 8 y 10, localizadas frente a la descarga del río Palma y la Barra de Sontecomapan, fueron las que presentaron el valor más bajo (1.1%), a diferencia de la estación 1 asociada al río Coxcoapan y a los arroyos Sontecomapan y Chuniapan, que tuvo un valor máximo de 4.3%. Es decir, el patrón general es una disminución de carbonatos del interior a la boca de la laguna (Figura 9).

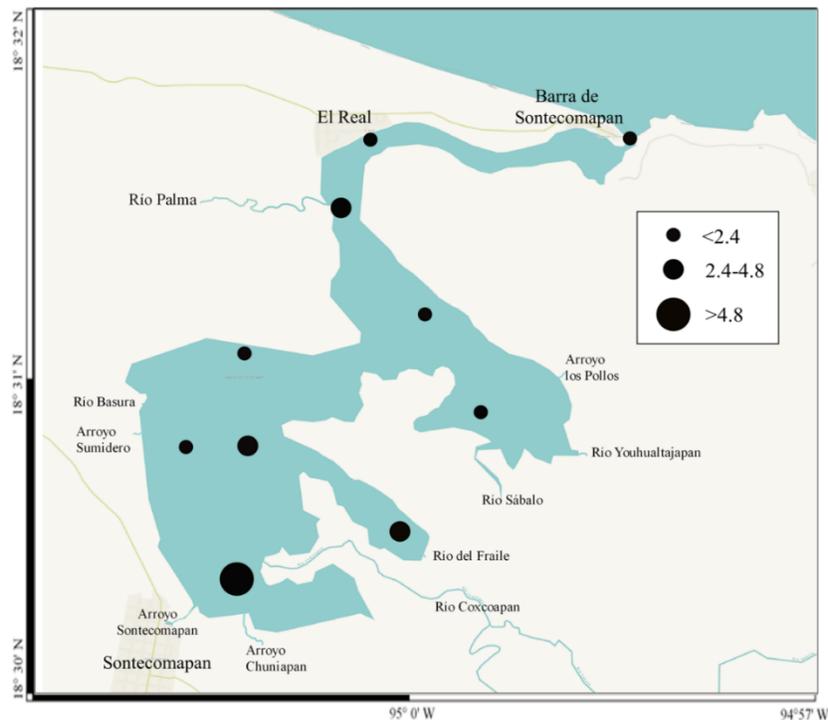


Figura 8. Distribución de porcentaje de materia orgánica en la laguna de Sontecomapan, Veracruz, en junio de 2018.

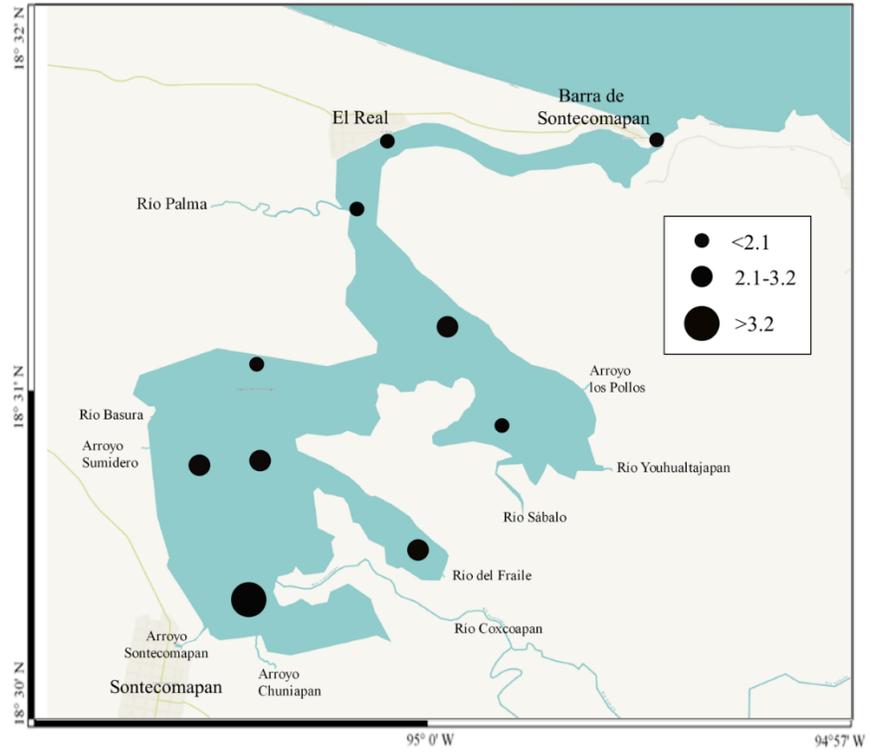


Figura 9. Distribución de porcentaje de carbonatos en la laguna de Sontecomapan, Veracruz, en junio de 2018.

2.2 Granulometría

El sedimento superficial de la laguna de Sontecomapan presentó un alto porcentaje de partículas finas (Tabla 1), es decir de limos y arcillas. En las estaciones ubicadas al sur de la laguna los valores oscilaron entre 62 y 84%. Sin embargo, en las estaciones cercanas a la boca la fracción predominante fueron las arenas con un porcentaje de hasta 98% (Tabla 1).

De acuerdo al sistema de clasificación textural de Shepard (1954) la mayoría de los sedimentos del sitio de estudio tienen una clasificación textural de tipo limo arcilla, seguido de areno limoso y en menor medida de arcillo arenoso, arcilla y arena (Figura 10).

Tabla 1. Tipos de partículas sedimentarias en términos de porcentaje y su clasificación textural.

Estación	Arenas (%)	Limos (%)	Arcillas (%)	Clasificación textural
1	28.0	4.8	67.2	Arcillo arenoso
2	16.0	4.0	80.0	Arcilla
3	24.0	26.0	50.0	Limo arcilla
4	36.0	30.0	34.0	Limo arcilla
5	42.0	24.0	34.0	Limo arcilla
6	79.2	20.8	0.0	Areno limoso
7	38.0	24.0	38.0	Limo arcilla
8	72.0	18.0	10.0	Areno limoso
9	78.0	14.0	8.0	Areno limoso
10	98.0	0.0	2.0	Arena

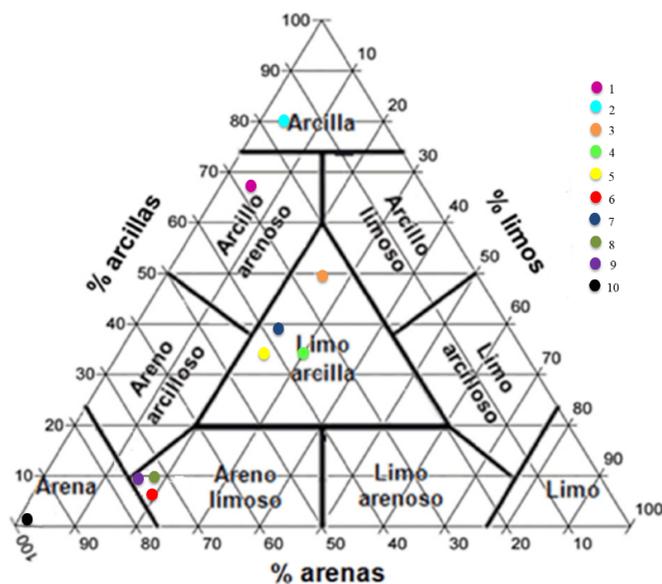


Figura 10. Clasificación textural del sedimento de la laguna de Sontecomapan, Veracruz, en junio de 2018.

Espacialmente, se observó un decremento de arenas hacia dentro de la laguna, por lo que la estación ubicada en la boca presentó un sedimento de tipo arena, en respuesta de la estrecha relación con el medio marino. Las estaciones próximas al ejido El Real, el río Palma y el río Sábalo presentaron un sedimento de tipo arena limoso, con un alto contenido de arena de entre 72 y 79.2%, en tanto que los limos presentes fueron de 14 a 28.8% (véase Tabla 1 y Figura 11). Por otro lado, la textura predominante “limo arcilla” se encontró en la región central de la laguna, y se caracterizó por presentar proporciones similares de arena, limo y arcilla. Los sedimentos más finos (arcilla y arcillo arenoso) se ubicaron en la región sur, con valores altos de arcilla (67.2 a 80%) (Figura 11).

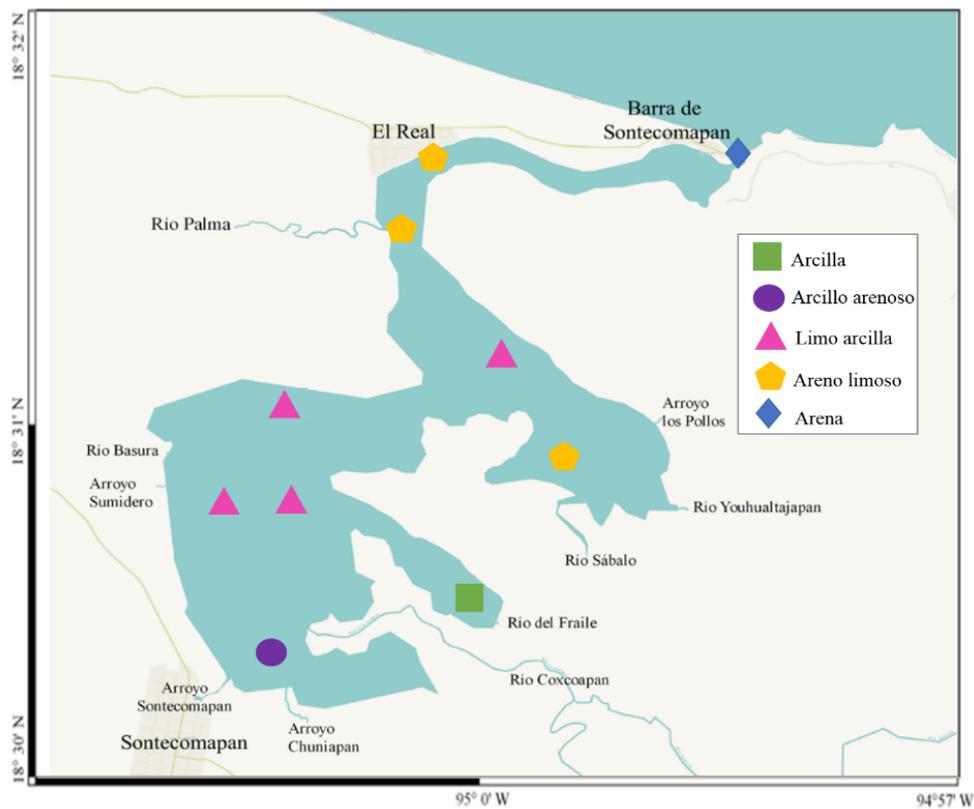


Figura 11. Variación textural del sedimento superficial de la laguna de Sontecomapan, Veracruz, en junio de 2018.

3. Organismos del zooplancton

3.1 Biomasa

Los valores de biomasa de zooplancton, estimados mediante el método de peso húmedo, variaron entre 0.92 a 2.71 g/100 m³. Los valores más altos (2.21 a 2.71 g/100 m³) se encontraron en las estaciones aledañas al ejido “El Real” y el río Palma, mientras que en la parte central de la laguna y la boca se registraron valores bajos, que oscilaron entre 0.92 y 1.50 g/100 m³ (Figura 12).

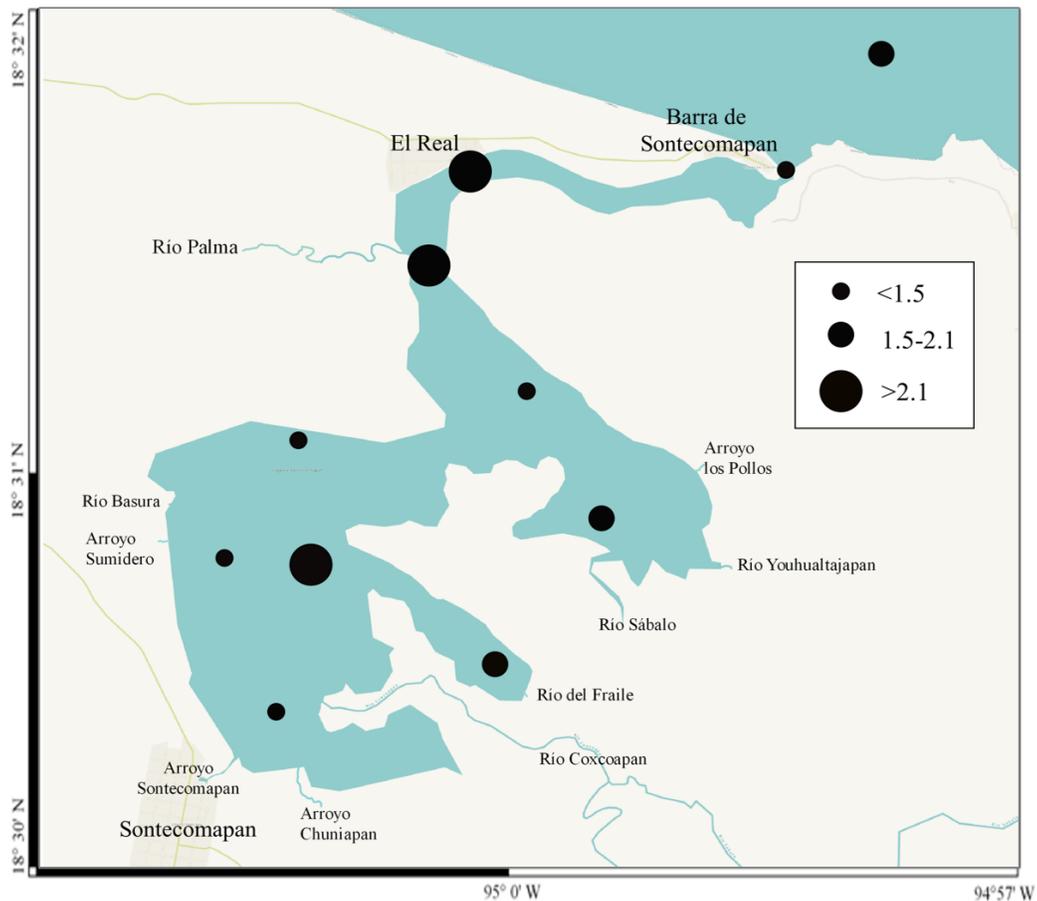


Figura 12. Biomasa de zooplancton (g/100 m³) en la Laguna de Sontecomapan, Veracruz, en junio de 2018.

La biomasa, estimada mediante el método de volumen desplazado, corroboró el patrón descrito (Figura 13).

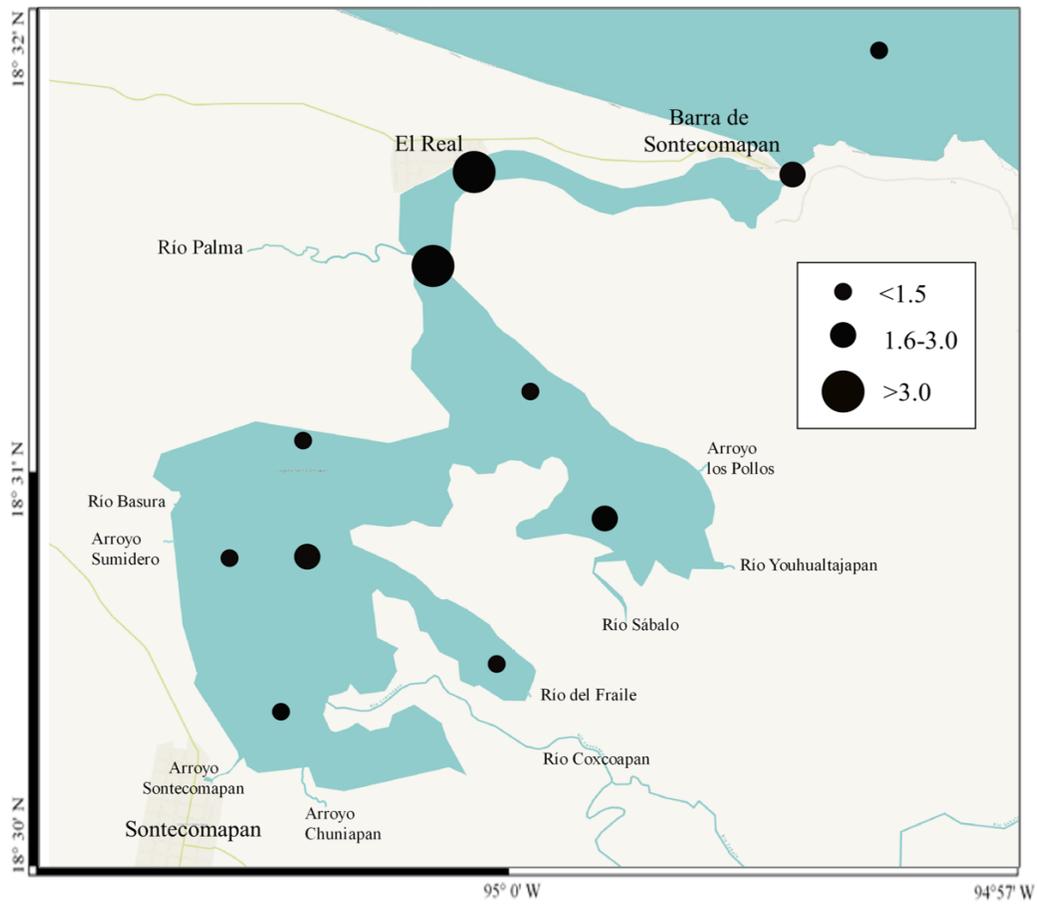


Figura 13. Biomasa de zooplancton (mL/100 m³) en la laguna de Sontecomapan, Veracruz, en junio de 2018.

3.2 Composición faunística

En total se extrajeron 239,164 individuos pertenecientes al zooplancton, los cuales se encuentran representados en 10 phyla, 8 clases, 8 órdenes, 4 familias y 2 géneros (Apéndice: Tabla 2). De ellos, el phylum más abundante fue Arthropoda con un 78.39% (187,490), seguido de Chordata con 19.23%, el resto de los phyla tuvo un valor menor al 1.10%.

Los taxones más abundantes fueron los copépodos con 43.53% de la abundancia total, seguido de las larvas de decápodo (21.10%) y los huevos de pez (17.00%). Cinco taxones registraron entre el 1.16 y el 6.84% de la abundancia total: cladóceros, luciféridos, larvas de luciféridos, quetognatos y apendicularios. El resto de los taxones presentaron una abundancia porcentual menor a 1 (Tabla 3)

Tabla 3. Abundancia relativa (AR, %) y densidad promedio (\bar{X} , ind/100 m³) de organismos zooplanctónicos registrados en la laguna de Sontecomapan, Veracruz, en junio de 2018.
F = número de veces que aparece el taxón en 11 estaciones muestreadas.

Categoría taxonómica	Taxón	AR	\bar{X}	F
Subclase Copepoda	Copépodos	43.53	6343.57	11
Orden Decapoda	Larvas de decápodo	21.10	3074.29	11
Superclase Osteichthyes	Huevos de pez	17.00	2479.94	11
Superorden Cladocera	Cladóceros	6.84	996.04	10
Familia Luciferidae	Larvas de luciféridos	5.08	740.19	10
Familia Luciferidae	Luciféridos	2.05	298.86	11
Phylum Chaetognatha	Quetognatos	1.24	181.06	11
Clase Appendicularia	Appendicularios	1.16	168.36	8
Phylum Nematoda	Nemátodos	0.56	81.33	2
Orden Pteropoda	Pterópodos	0.42	61.47	5
Clase Ostracoda	Ostrácodos	0.41	59.53	6
Orden Salpida	Salpas	0.16	22.75	3
Superclase Osteichthyes	Larvas de pez	0.10	14.65	10
Familia Atlantidae	Heterópodos	0.10	14.25	5
Phylum Bryozoa	Larvas cifonauta	0.09	12.48	8
Clase Polychaeta	Poliquetos	0.09	12.41	9
Phylum Brachiopoda	Larvas Brachiopoda	0.01	1.63	3
Orden Mysida	Miscidáceos	0.01	1.59	4
Phylum Echinodermata	Larvas de equinodermos	0.01	1.13	3
Orden Amphipoda	Anfípodos	0.00	0.59	2
Orden Stomatopoda	Larvas de estomatópodo	0.00	0.56	4
Phylum Cnidaria	Medusas	0.00	0.51	3
Orden Doliolida	Doliólidos	0.00	0.32	1
-	Indeterminados	0.03	3.97	8

3.3 Distribución y abundancia del zooplancton

En el área de estudio, los grupos que presentaron una amplia distribución dentro y fuera de la laguna, fueron los copépodos, las larvas de decápodos, los huevos de pez, larvas de luciféridos, quetognatos, cladóceros y luciféridos, que a su vez destacan por ser los taxones más abundantes (Tabla 3). Estos tres últimos grupos mostraron una tendencia clara y afinidad al canal lagunar y a la zona marina, donde estuvieron presentes sus mayores densidades, sin embargo, esta decreció notablemente hacia el interior de la laguna (Apéndice: Figura 15, 16 y 17). De igual manera las larvas de decápodos tuvieron una mayor afinidad a la región norte (Apéndice: Figura 19), mientras que los huevos de pez mostraron sus mayores densidades en el canal y zona central de la laguna (Apéndice: Figura 35). Destaca en este grupo las larvas de luciféridos, las cuales tuvieron sus mayores densidades en la región del canal, la boca y la zona marina, un patrón similar al de los adultos (Apéndice: Figura 17 y 18). Por otro lado, los copépodos registraron una mayor abundancia en la estación 3, ubicada en la región central y el sitio cercano a la desembocadura del río Sábalo (Apéndice: Figura 23).

En cambio, algunos organismos presentaron una distribución restringida únicamente al interior de la laguna, tal fue el caso de las larvas de pez que estuvieron ausentes en la estación marina, con una menor densidad en la boca y una mayor preferencia por aguas interiores del sistema lagunar (Apéndice: Figura 34). Contrario a la distribución de los doliólidos limitados exclusivamente a la boca de la laguna, una zona de transición entre el medio marino y el sistema lagunar (Apéndice: Figura 32).

El rango de distribución de algunos taxones estuvo limitado de la región marina a la zona del canal de la laguna, tal fue el caso de las salpas, pterópodos, larvas Brachiopoda, larvas de equinodermos, larvas de estomatópodos, anfípodos y miscidáceos (Apéndice: Figura 20, 21, 22, 27, 30, 33 y 36). Los heterópodos y las medusas prácticamente estaban limitados a la zona del canal a excepción de su presencia en un sitio interno de la laguna (Apéndice: Figura 14 y 29). En cambio los ostrácodos, apendicularios y larvas cifonauta restringen su distribución a la zona central y norte del área de estudio, con ausencia en la parte sur (Apéndice: Figura 24, 28 y 31). En particular, los nemátodos solo fueron registrados en la estación sur de la laguna y en la zona marina, con una mayor densidad dentro del cuerpo lagunar (Apéndice: Figura 25).

3.4 Tolerancias halinas del zooplancton

La zona de estudio al ser un ambiente de tipo costero presenta un claro gradiente de salinidad (Figura 4), resultado de la intervención de afluentes continentales y la entrada de agua marina. Aunado a ello algunos organismos reflejaron su alta tolerancia halina, al encontrarse en un intervalos amplio de salinidad (18.2 a 32.5 UPS), como los huevos de pez, copépodos, cladóceros, luciféridos, larvas de luciféridos, larvas de decápodo, quetognatos, poliquetos y nemátodos.

Otros únicamente se asociaron a sitios con altos niveles de salinidad (>31.3 UPS), resultado de su baja tolerancia halina, tal es el caso de las salpas, doliólidos y anfípodos (Figura 37). Por otro lado, distintos animales se asociaron a sitios de salinidades altas a intermedias como los miscidáceos, larvas de estómopodo, pterópodos, heterópodos, larvas Brachiopoda, larvas de equinodermos y larvas cifonauta (Figura 37).

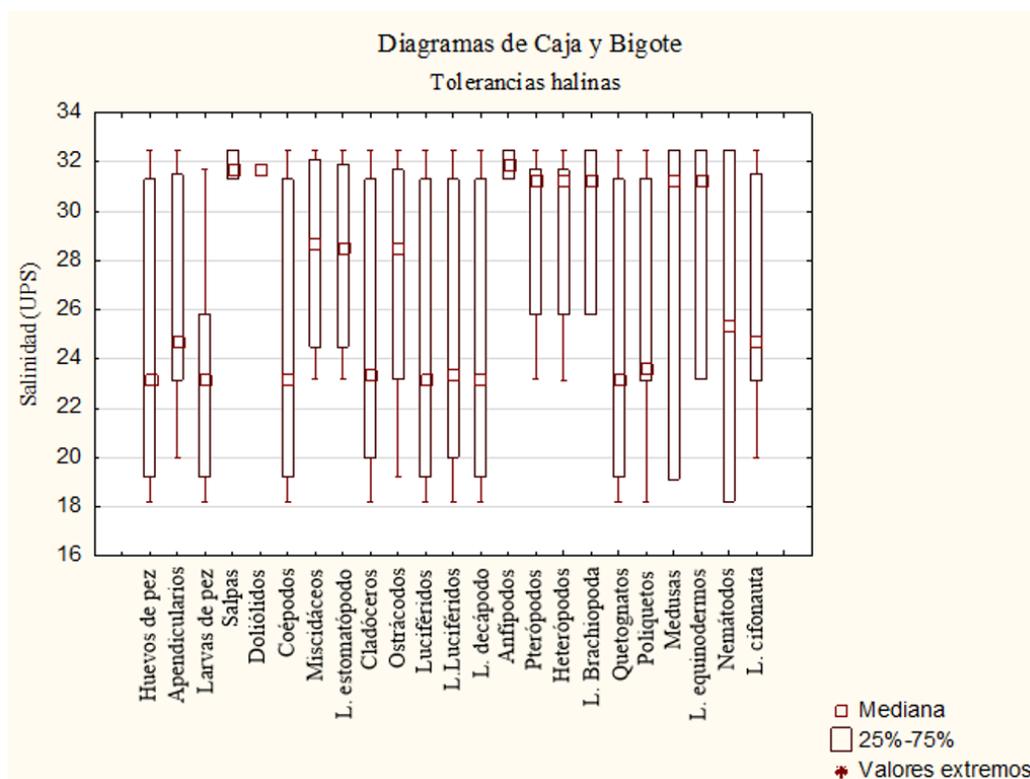


Figura 37. Diagramas de caja y bigote de las tolerancias halinas de los grupos de zooplancton reportados en la laguna de Sontecomapan, Veracruz, en junio de 2018.

Las densidades más altas de copépodos se asociaron a sitios con baja salinidad (18.2 a 21.9 UPS), en tanto que las menores se relacionaron con salinidades de entre 25.4 y 28.9 UPS (Figura 38A). Por el contrario, los quetognatos y cladóceros tuvieron mayor presencia en zonas de elevada salinidad (28 a 32.5 UPS) y su densidad fue decreciendo conforme esta variable disminuía (Figura 38B, 38D). Los luciféridos mostraron un patrón similar, sin embargo, en la categoría salina de 25.4 a 28.9 UPS su abundancia fue baja, al igual que sus larvas (Figura 38E, 38F). Los huevos de pez tuvieron una densidad elevada en el intervalo de 25.4 a 28.9 UPS, mientras que para el resto de las categorías fueron poco abundantes (Figura 38C).

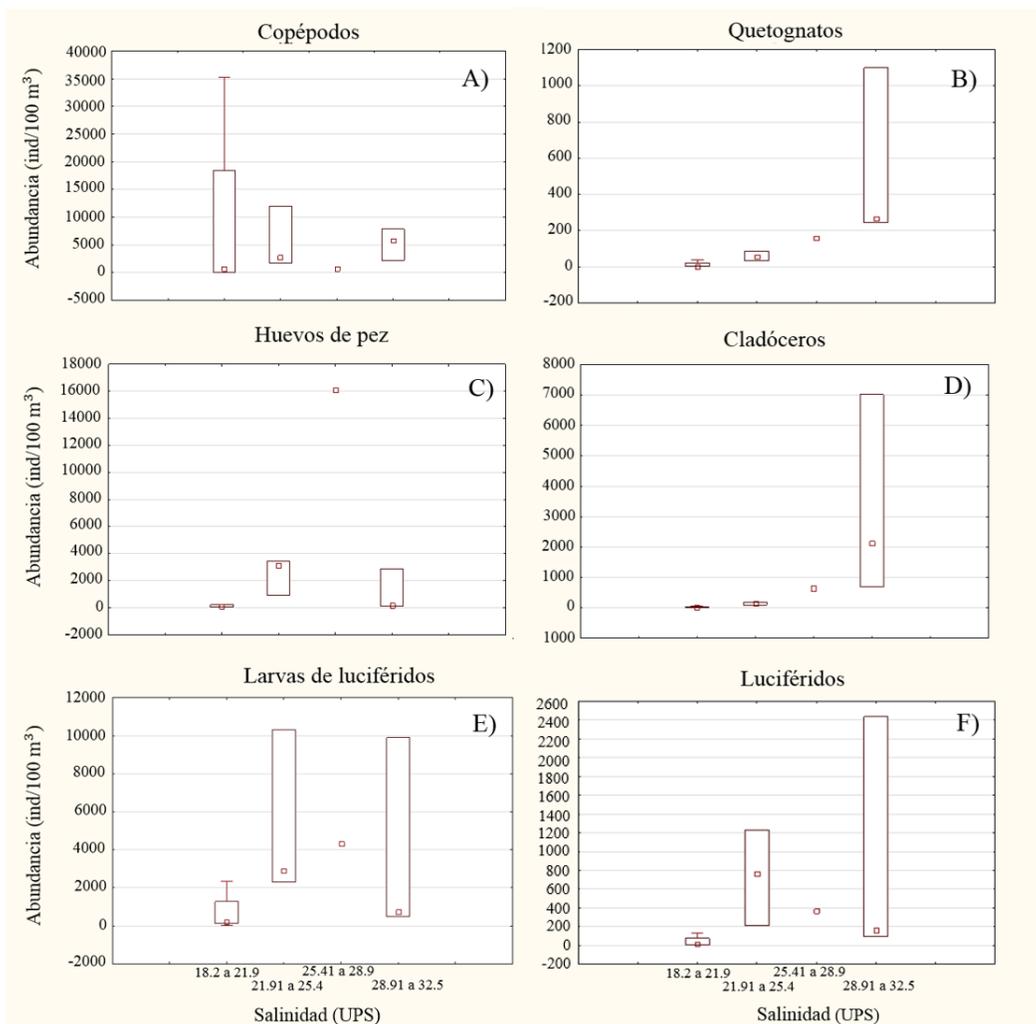


Figura 38. Diagramas de caja y bigote de las tolerancias halinas de distintos taxones: A) copépodos, B) quetognatos, C) Huevos de pez, D) Cladóceros, E) Larvas de luciféridos y F) Luciféridos. (Número de estaciones de muestreo por categoría: 18.2 a 21.9; 4 estaciones, 21.91 a 25.4 UPS; 3 estaciones, 25.41 a 28.9 UPS; 1 estación y 21.91 a 25.4 UPS; 3 estaciones).

4. Zonación de la laguna considerando matrices ambientales agua y sedimento

Para la matriz ambiental agua, el sitio de estudio se caracterizó de acuerdo a las siguientes variables ambientales; pH, temperatura (°C), salinidad (UPS), oxígeno disuelto (mg/L) y densidad de microplásticos en agua (Tabla 4).

Tabla 4. Variables ambientales y contaminación por partículas plásticas registradas en el compartimiento ambiental agua en la laguna de Sontecomapan, Veracruz, en junio de 2018.

Estación	pH	T Agua (°C)	Salinidad (UPS)	OD (mg/L)	Microplásticos (items/L)
1	8.28	29.7	18.2	10.18	26
2	7.96	30.1	19.1	7.61	12
3	8.15	28.3	20.0	7.64	13
4	8.06	28.7	19.2	7.43	7
5	8.05	27.9	23.1	10.81	8
6	7.88	28.8	23.7	6.74	14
7	7.82	28.2	23.2	6.97	7
8	7.52	27.3	25.8	6.24	9
9	7.50	26.3	31.3	5.16	26
10	7.80	26.0	31.7	5.60	13
0	7.96	25.7	32.5	6.60	-

El análisis cluster, validado con el análisis SIMPROF, definió dos grupos de estaciones de muestreo. El primero de ellos, con clara influencia marina, incluyó la estación externa a la laguna y tres estaciones del canal; el segundo grupo abarcó el resto de la laguna (Figura 39).

El análisis SIMPROF mostró la significancia de los grupos formados, a partir de 999 permutaciones. El valor P_i observado (0.295), fuera de la distribución de valores nulos obtenidos (Figura 40), confirmó la significancia de los grupos conformados en la laguna.

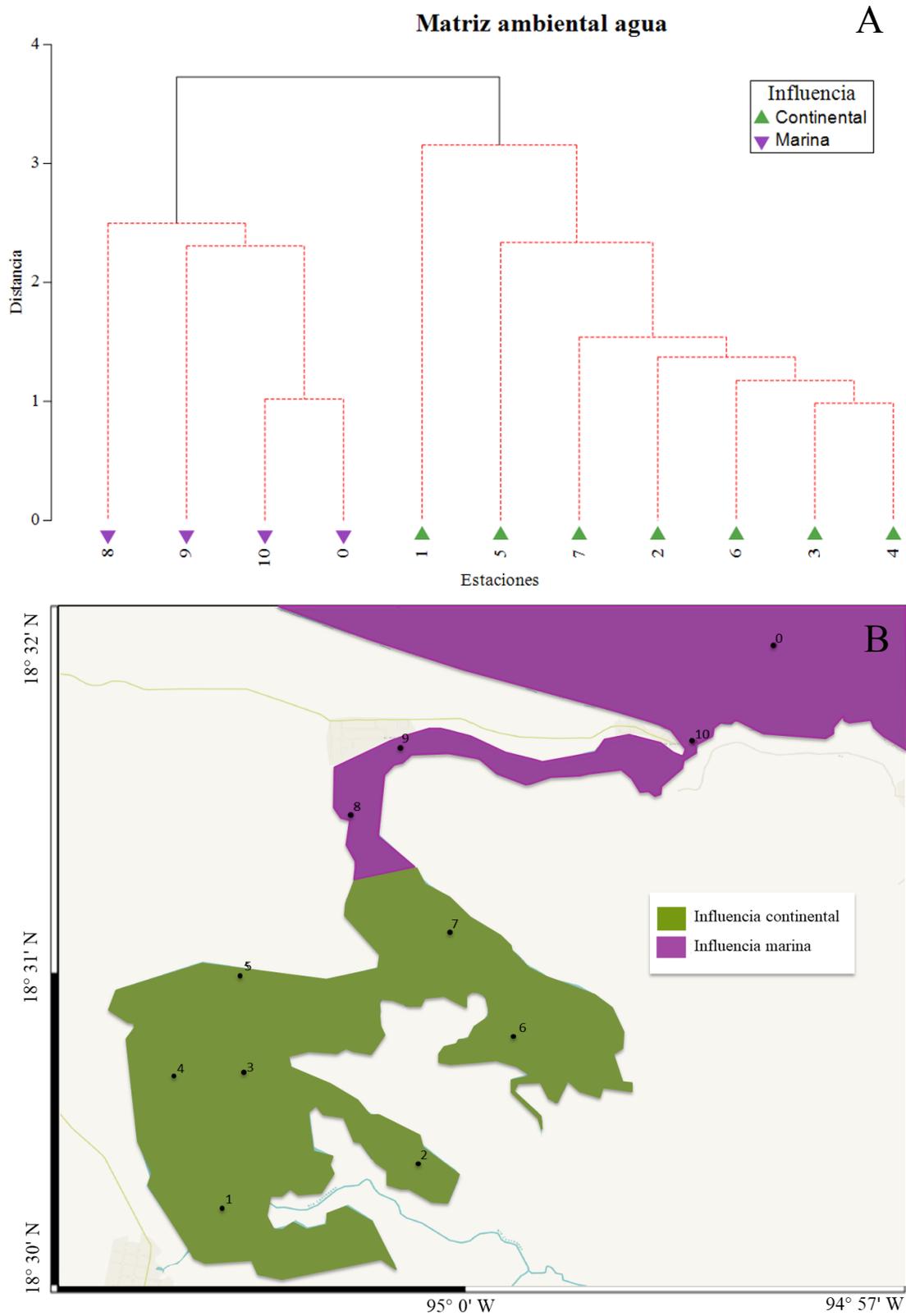


Figura 39. A) Grupos de estaciones definidos mediante el análisis cluster aplicado al compartimento ambiental agua. B) Localización de los grupos.

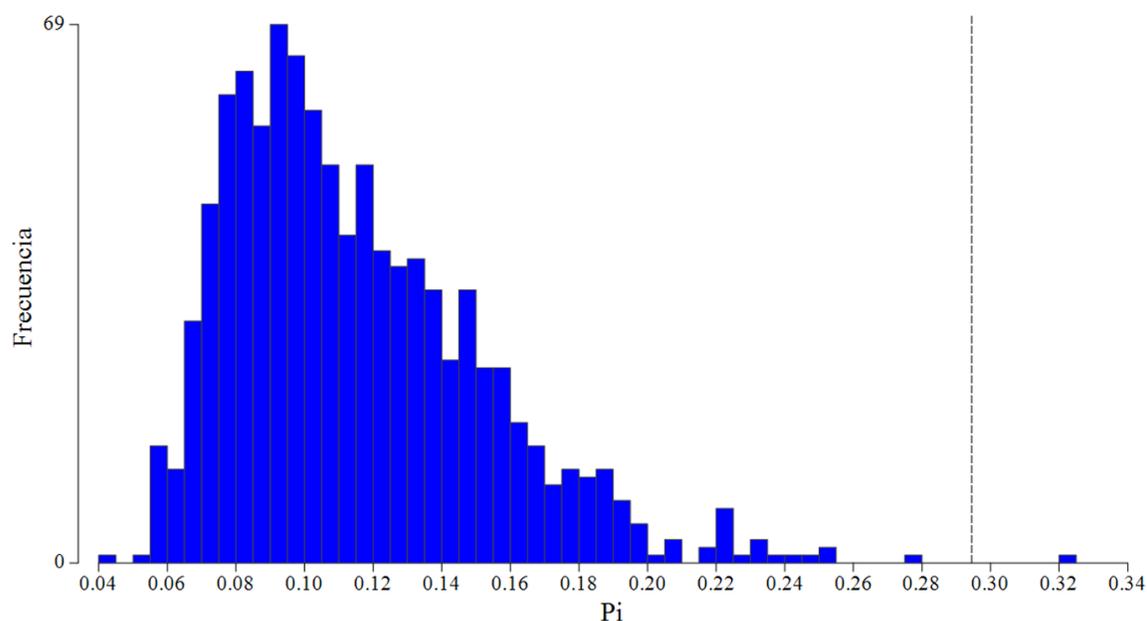


Figura 40. Prueba SIMPROF basada en el análisis cluster de la matriz ambiental agua.

Para cuantificar la contribución de las variables en la separación de los grupos previamente mencionados (influencia marina y continental), se realizó un análisis SIMPER. El análisis mostró que la salinidad y temperatura contribuyen en un 47.48% a la diferenciación de los grupos; pH y oxígeno disuelto contribuyeron en menor proporción (Tabla 5).

Tabla 5. Resultados del análisis SIMPER de las variables que explican la diferencia de los grupos de influencia marina y continental.

Variable	media/SD	Contribución (%)	Contribución acumulada (%)
Salinidad (ups)	1.67	24.26	24.26
T Agua (°C)	1.39	23.22	47.48
pH	1.03	20.93	68.42
OD (mg/l)	0.84	18.23	86.64

De acuerdo a lo antes mencionado, el grupo continental se caracterizó por tener valores más altos de temperatura, pH y oxígeno disuelto, pero valores bajos de salinidad en comparación con el grupo de influencia marina (Tabla 6).

Tabla 6. Variables ambientales y concentración de microplásticos (MP) para cada uno de los grupos establecidos en la laguna de Sontecomapan, Veracruz, en junio de 2018.

Variables	Influencia continental (n=7)			Influencia marina (n=4)		
	promedio	max	min	promedio	max	min
pH	8.0 ± 0.1	8.3	7.8	7.7 ± 0.2	8.0	7.5
T Agua (°C)	28.8 ± 0.8	30.1	27.9	26.3 ± 0.7	27.3	25.7
Salinidad (UPS)	20.9 ± 2.3	23.7	18.2	30.3 ± 3.0	32.5	25.8
OD (mg/L)	8.2 ± 1.6	10.8	6.7	5.9 ± 0.6	6.6	5.2
MPs (items/L)	12.4 ± 6.7	26.0	7.0	16.0 ± 8.9	26.0	9.0

En el caso de la matriz ambiental sedimentaria, para el análisis cluster se consideraron variables sedimentológicas (contenido de materia orgánica y carbonatos), granulométricas (porcentaje de arenas, limos y arcillas) y densidad de microplásticos presentes (Tabla 7). En este análisis no se consideró a la estación 0 por falta de datos para estas variables.

Tabla 7. Variables sedimentológicas y concentración de microplásticos, observada en la laguna de Sontecomapan, Veracruz, en junio de 2018.

Estación	%CaCO ₃	% Materia orgánica	%Arenas	%Limos	%Arcillas	MP (items/500 g)
1	4.3	7.1	28.0	4.8	67.2	1
2	3.2	3.7	16.0	4.0	80.0	11
3	2.9	2.5	24.0	26.0	50.0	2
4	3.0	2.2	36.0	30.0	34.0	1
5	2.0	2.3	42.0	24.0	34.0	3
6	1.8	1.5	79.2	20.8	0.0	1
7	2.9	2.2	38.0	24.0	38.0	0
8	1.1	2.7	72.0	18.0	10.0	3
9	2.1	0.5	78.0	14.0	8.0	1
10	1.1	0.0	98.0	0.0	2.0	0
0	-	-	-	-	-	-

De acuerdo a las variables analizadas, se formaron tres grupos, el primero de ellos abarca estaciones ubicadas en la parte central de la laguna (estaciones 3, 4, 5 y 7), el segundo incluye estaciones de la región norte y una estación ubicada en la sección noroeste, por último, el tercer grupo abarca la estación 1 y 2 de la porción sur (Figura 41).

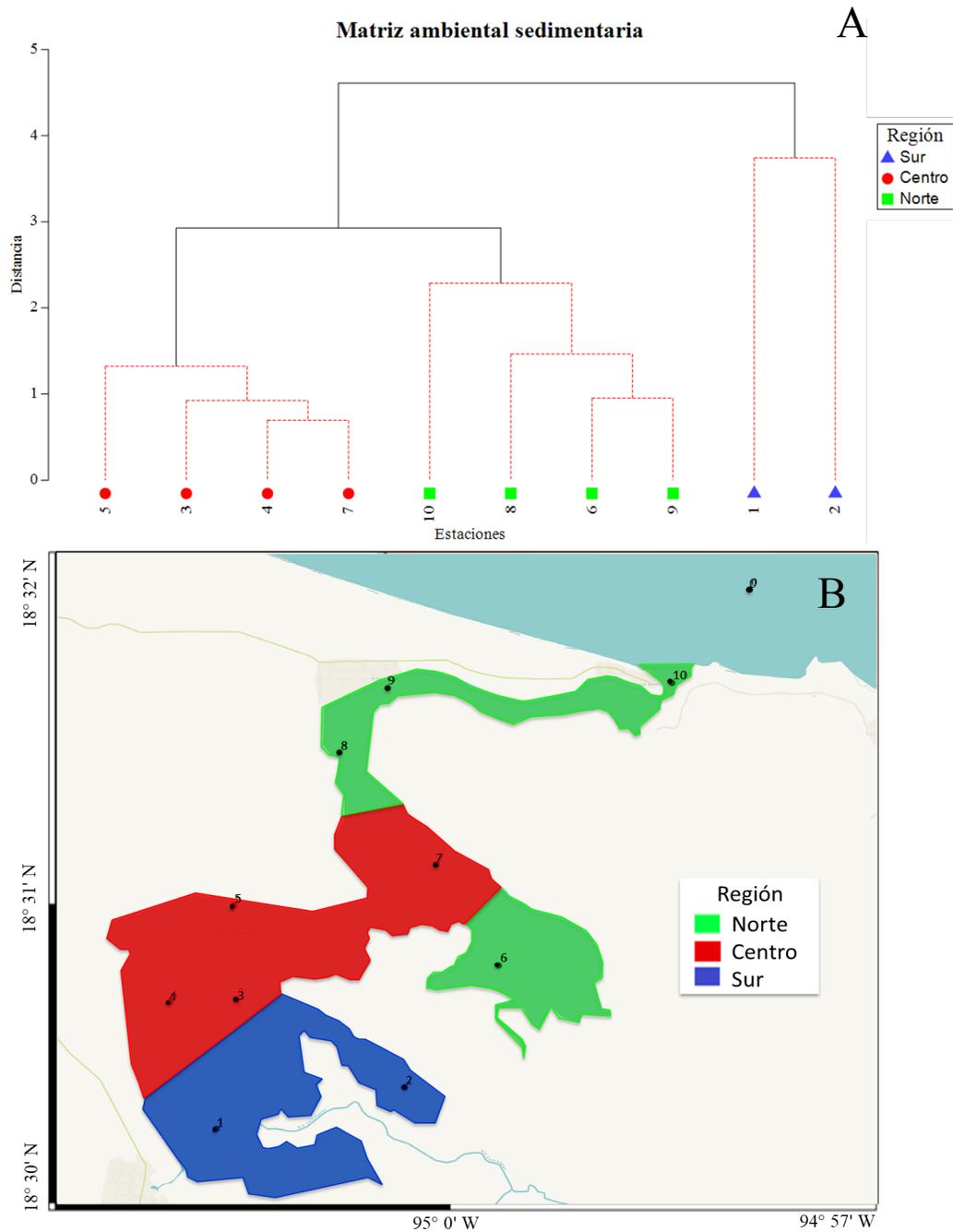


Figura 41. A) Grupos de estaciones definidos mediante el análisis cluster aplicado matriz ambiental sedimentaria. B) Localización de los grupos.

La validación de los grupos formados fue denotada por el análisis SIMPROF que dio un valor P_i de 0.505, dato que cae fuera de la distribución de valores nulos (Figura 42).

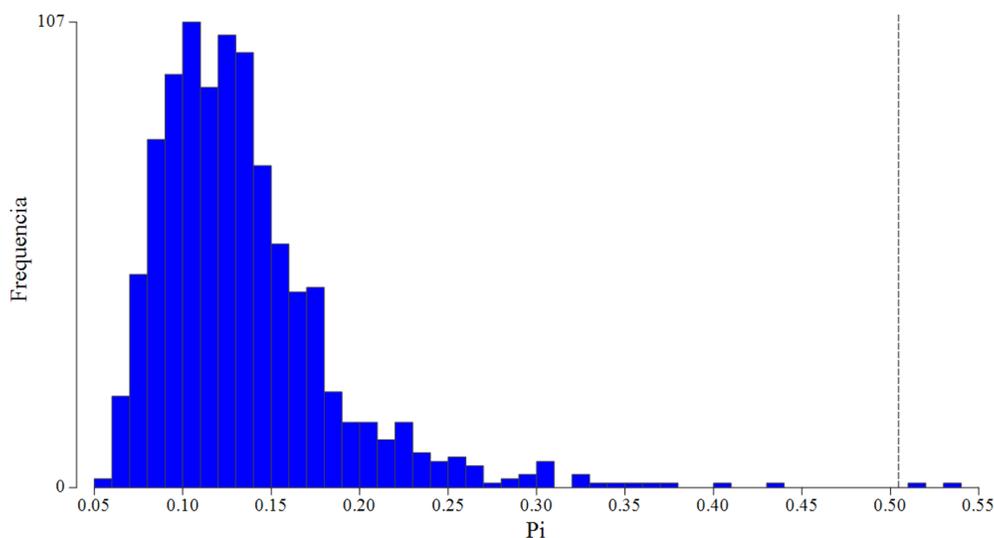


Figura 42. Prueba SIMPROF basada en análisis cluster de la matriz ambiental sedimentaria.

A partir del análisis SIMPER se determinó que las diferencias entre el grupo de la región Sur y la región Centro es explicado en más del 56% por la densidad de microplásticos y cantidad de limos (Tabla 8). Las principales diferencias entre el grupo Sur y Norte, están dadas por el porcentaje de arcillas y materia orgánica. En cambio el grupo Centro y Norte son distintos debido a dos variables granulométricas, arenas y limos que en conjunto aportan 55.1% a la diferenciación.

Tabla 8. Resultados del análisis SIMPER de las variables que explican la diferencia de los grupos.

Variable	Sur vs Centro		Sur vs Norte		Centro vs Norte	
	media/ SD	Contribución (%)	media/ SD	Contribución (%)	media/ SD	Contribución (%)
%CaCO ₃	-	-	1.61	19.14	1.24	18.39
%MO	1.13	21.02	1.23	20.68	-	-
Arena (%)	-	-	2.40	16.69	1.87	31.81
Limo (%)	3.94	27.80	-	-	1.24	23.29
Arcillas (%)	-	-	4.26	22.20	-	-
MP(items/500 g)	0.92	28.40	-	-	-	-
Total	-	77.22	-	78.71	-	73.49

En otros términos, ello significa que la región Sur se caracterizó por un alto porcentaje de materia orgánica, arcillas y concentración de microplásticos; la región Centro presentó los porcentaje más altos de limos, en tanto que la Norte el mayor porcentaje de arenas (Tabla 9).

Tabla 9. Variables sedimentarias, granulométricas y concentración de microplásticos (MP) para cada uno de los grupos establecidos en la laguna de Sontecomapan, Veracruz, en junio de 2018.

Variables	Región Sur (n=2)			Región Centro (n=4)			Región Norte (n=4)		
	promedio	max	min	promedio	max	min	promedio	max	min
%CaCO ₃	3.7 ± 0.8	4.3	3.2	2.7 ± 0.5	3.0	2.0	1.5 ± 0.5	2.1	1.1
%MO	5.5 ± 2.4	7.1	3.8	2.3 ± 0.2	2.6	2.2	1.2 ± 1.2	2.7	0.0
%Arenas	22.0 ± 8.5	28.0	16.0	35.0 ± 7.7	42.0	24.0	81.8 ± 11.2	98.0	72.0
%Limos	4.4 ± 0.6	4.8	4.0	26.0 ± 2.8	30.0	24.0	13.2 ± 9.2	20.8	0.0
%Arcillas	73.6 ± 9.1	80.0	67.2	39.0 ± 7.6	50.0	34.0	5.0 ± 4.8	10.0	0.0
MP sed.	6.0 ± 7.1	11.0	1.0	1.5 ± 1.3	3.0	0	1.3 ± 1.3	3.0	0.0

5. Zonación de la laguna considerando grupos faunísticos

La zonación del sistema lagunar a partir de la matriz de datos biológicos se realizó mediante un análisis de similitud Bray-Curtis, donde se establecieron 2 grupos denominados como Sur y Norte, según su ubicación en el área de estudio (Figura 43). El grupo Sur fue conformado por tres sitios próximos a la desembocadura de los ríos Coxcoapan y del Fraile, así como los arroyos Sumidero, Sontecomapan y Chuniapan. El grupo de la zona norte abarcó el resto de las estaciones, con un total de ocho sitios que corresponden a la zona intermedia de la laguna, el canal principal, la boca y la zona marina (Figura 43).

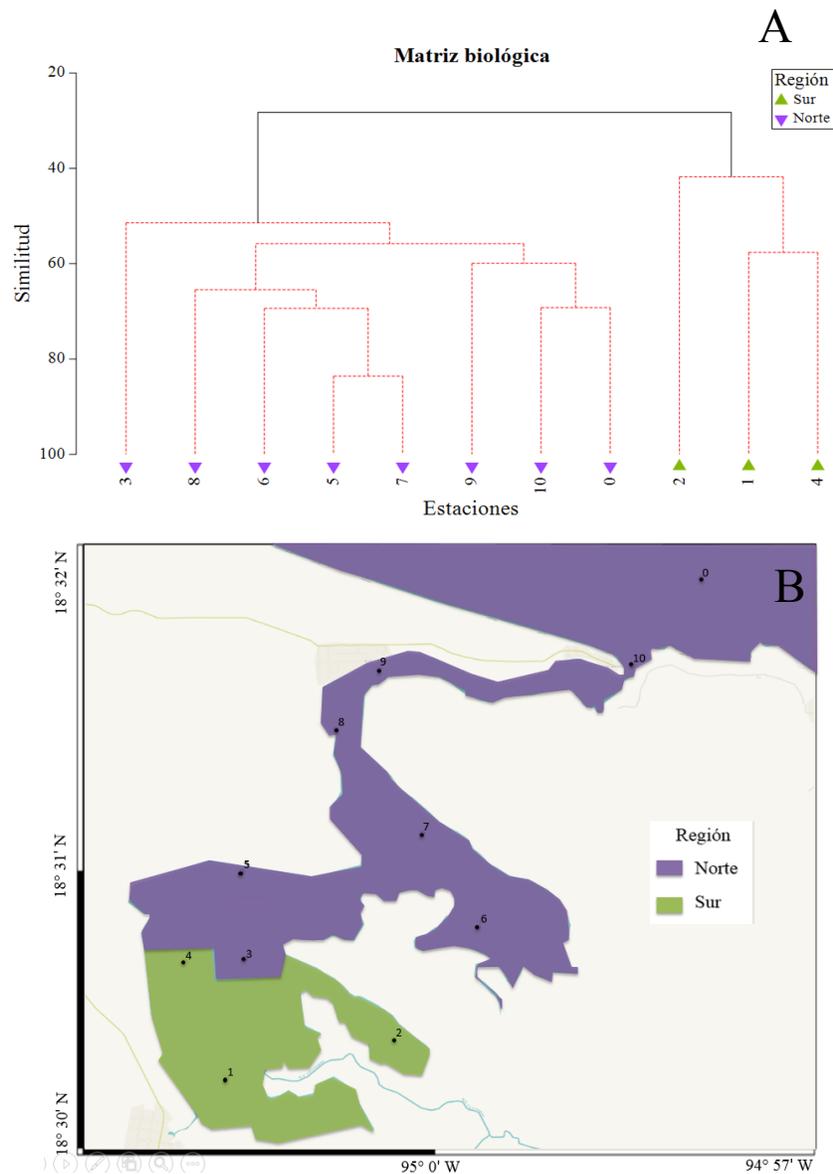


Figura 43. A) Grupos de estaciones definidos mediante el análisis cluster aplicado matriz biológica. B) Localización de los grupos.

La formación de los grupos fue corroborada a partir de un análisis SIMPROF, donde se obtuvo un valor P_i observado de 6.043 (Figura 44), dato que cae fuera de la distribución de datos nulos.

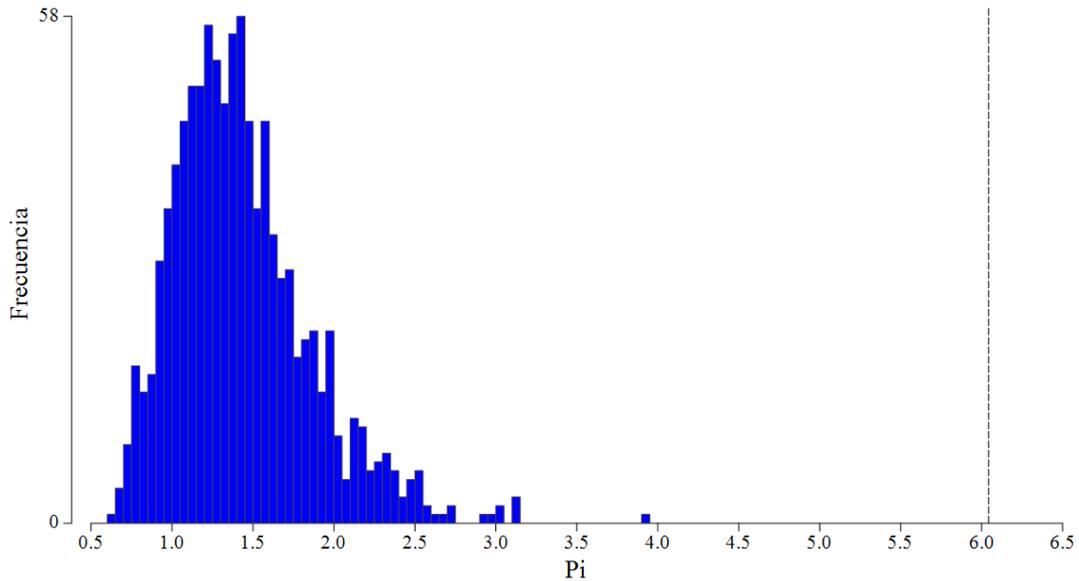


Figura 44. Prueba SIMPROF basada en el análisis cluster de la matriz biológica

De acuerdo al análisis SIMPER, la mayor contribución a las diferencias entre los grupos se debe en un 23.71% a los copépodos (Tabla 10), seguido de las larvas de decápodos con 17.30%. Otros taxones que influyen en menor medida son los huevos de pez, larvas de luciféridos y cladóceros, que en conjunto explican hasta un 74.61%.

Tabla 10. Resultados del análisis SIMPER de los grupos de zooplancton que explican la diferencias entre la región Sur y Norte.

TAXÓN	media/SD	Contribución (%)	Contribución acumulada (%)
Copépodos	1.18	23.71	23.71
Larvas de decápodos	1.88	17.30	41.01
Huevos de pez	1.02	13.47	54.48
Larvas de luciféridos	1.97	10.84	65.32
Cladóceros	1.49	9.29	74.61

La principal diferencia entre los grupos se basa en la presencia y densidad promedio de algunos taxones. En la región Norte se presentaron altas densidades de huevos de pez, copépodos, cladóceros, larvas de luciféridos y larvas de decápodo, todos ellos con una frecuencia de aparición del 100% (Tabla 11). En la región Sur las abundancias fueron menores, por lo menos en un orden de magnitud, mientras que su frecuencia de aparición fue de 66.7% para los cladóceros y larvas de luciféridos (Tabla 11).

Tabla 11. Taxones presentes en cada uno de los grupos establecidos en la laguna de Sontecomapan, Veracruz. Densidad promedio (\bar{X} , ind/100 m³), F = frecuencia de aparición (%).

TAXÓN	Región Sur (n=3)		Región Norte (n=8)	
	\bar{X}	F (%)	\bar{X}	F (%)
Huevos de pez	108.1	100.0	3369.4	100.0
Apendicularios	0.0	0.0	231.5	100.0
L. pez	9.3	100.0	16.6	87.5
Salpas	0.0	0.0	31.3	37.5
Doliólidos	0.0	0.0	0.4	12.5
Copépodos	533.0	100.0	8522.5	100.0
Miscidáceos	0.0	0.0	2.2	50.0
L. estomatópodo	0.0	0.0	0.8	50.0
Cladóceros	2.2	66.7	1368.7	100.0
Ostrácodos	0.4	33.3	81.7	62.5
Luciféridos	12.4	100.0	406.3	100.0
Larvas de luciféridos	4.1	66.7	1016.2	100.0
Larvas de decápodo	162.9	100.0	4166.1	100.0
Anfípodos	0.0	0.0	0.8	25.0
Pterópodos	0.0	0.0	84.5	62.5
Heterópodos	0.0	0.0	19.6	62.5
L. Brachiopoda	0.0	0.0	2.2	37.5
Quetognatos	2.5	100.0	248.0	100.0
Poliquetos	22.2	66.7	8.7	87.5
Medusas	0.2	33.3	0.6	25.0
L. equinodermos	0.0	0.0	1.5	37.5
Nemátodos	262.8	33.3	13.3	12.5
L. cifonauta	0.0	0.0	17.2	100.0

6. Microplásticos

6.1 Agua superficial

En las muestras de agua, los valores de microplásticos oscilaron entre 7 y 26 items/L. La forma predominante fue el fragmento, seguido de la fibra y por último la espuma, observada únicamente en la estación 3 (véase Tabla 12 y Figura 45). Las estaciones con mayor concentración fueron la 1 y 9. La primera se ubica frente al embarcadero, cercano a la desembocadura de tres cuerpos de agua (río Coxcoapan, arroyo Sontecomapan y Chuniapan); la estación 9, frente al ejido “El Real” (Figura 46).

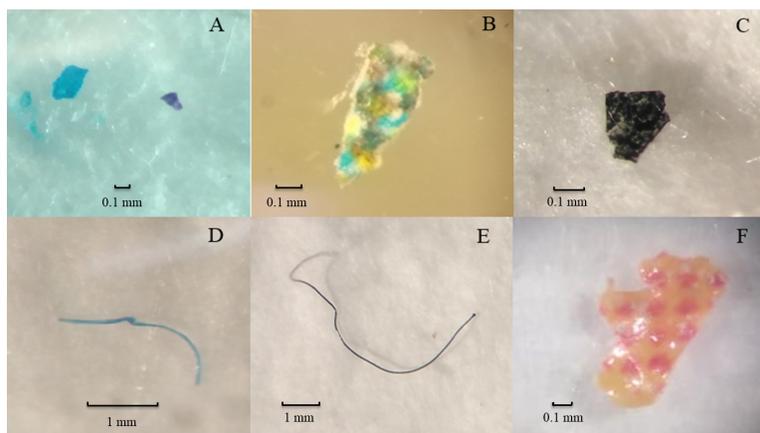


Figura 45. Fotografías de microplásticos recolectados en la laguna de Sontecomapan: A) fragmento azul y morado, B) fragmento de colores (azul, negro, amarillo, blanco), C) fragmento negro, D) fibra azul, E) fibra negra, F) fragmento naranja con puntos rojos.

Tabla 12. Partículas plásticas observadas en las muestras de agua para cada estación de muestreo.

Estación	Forma			Total de partículas
	Fibra (items/L)	Fragmento (items/L)	Espuma (items/L)	
1	13	13	0	26
2	9	3	0	12
3	5	7	1	13
4	5	2	0	7
5	3	5	0	8
6	7	7	0	14
7	3	4	0	7
8	2	7	0	9
9	6	20	0	26
10	3	10	0	13
Total	56	78	1	135
\bar{X}	5.6±3.4	7.8±5.4	0.1±0.3	13.5±7.0

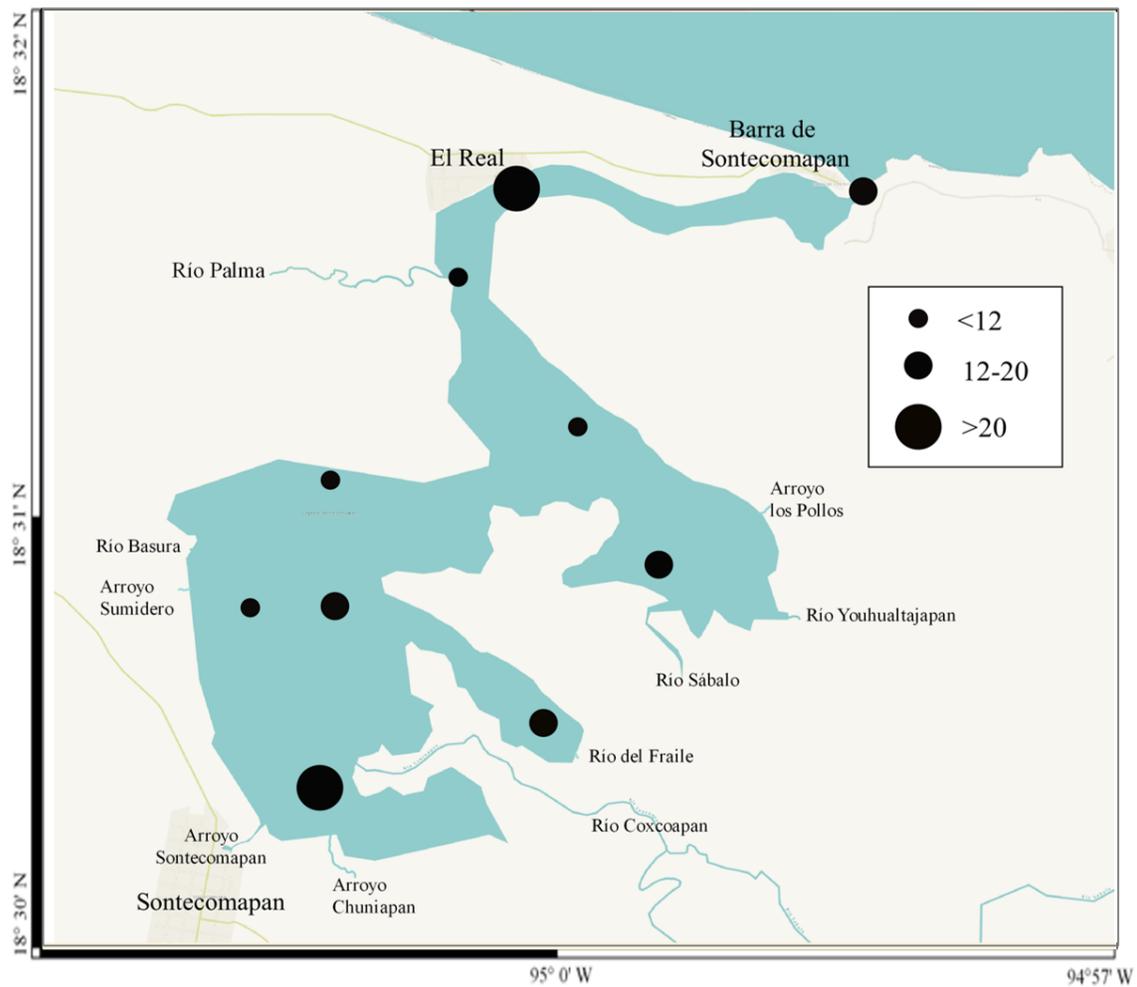


Figura 46. Distribución de microplásticos (items/L) en la laguna de Sontecomapan, Veracruz, en junio de 2018.

6.2 Sedimentos

El número de micropartículas plásticas en sedimento varió entre 0 y 11 items/500 g. En cuanto a las formas registradas, únicamente se encontraron fibras y en la estación 2 un fragmento (véase Tabla 13 y Figura 47). El sitio que presentó la mayor concentración de microplásticos fue la estación próxima a la desembocadura del río del Fraile (estación 2), con un máximo de 11 items/500 g, en tanto que el resto de los sitios tuvieron un valor menor a 3 items/500 g. En la estación 7, donde no hay ningún aporte de agua continental, la presencia de partículas fue nula, al igual que en la boca de la laguna (Figura 48).

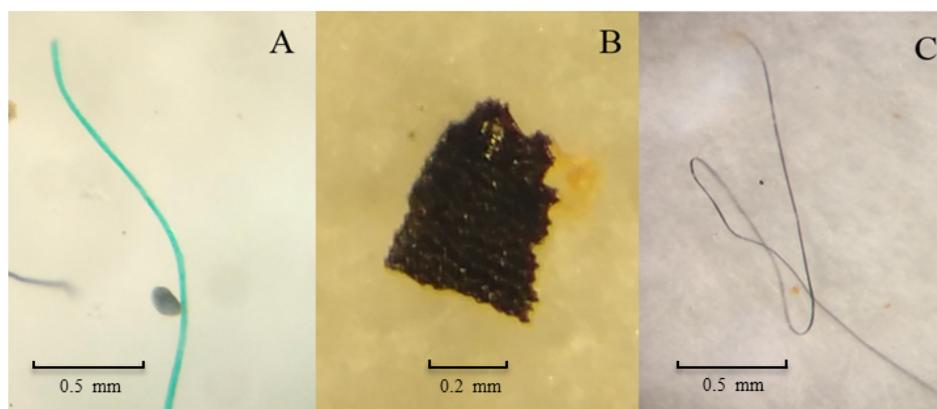


Figura 47. Fotografías de microplásticos recolectados en sedimento de la laguna de Sontecomapan. A) fibra verde, B) fragmento negro, C) fibra negra.

Tabla 13. Número de partículas plásticas observadas en sedimento para cada estación de muestreo.

Estación	Forma		Total de partículas
	Fibra (items/500 g)	Fragmento (items/500 g)	
1	1	0	1
2	10	1	11
3	2	0	2
4	1	0	1
5	3	0	3
6	1	0	1
7	0	0	0
8	3	0	3
9	1	0	1
10	0	0	0
Total	22	1	23
\bar{X}	2.2 ± 2.9	0.1 ± 0.3	2.3 ± 3.23

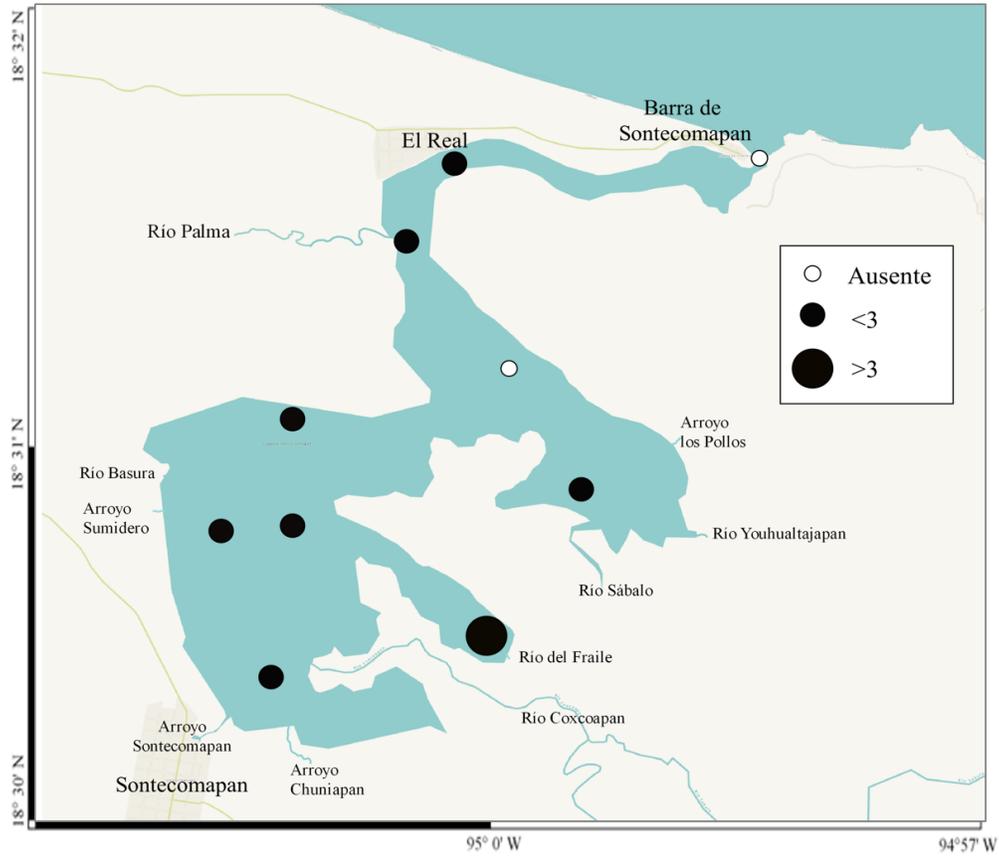


Figura 48. Distribución de microplásticos (items/500 g) en sedimento de la laguna de Sontecomapan, Veracruz, en junio de 2018.

6.3 Zooplancton

De acuerdo al análisis para la detección de partículas plásticas en organismos pertenecientes al zooplancton, los tres grupos analizados mostraron presencia de microplásticos en dos formas; fibras y fragmentos. En el caso de los copépodos, únicamente ingirieron fibras, con un valor máximo de 0.036 items/ind (Tabla 14 y Figura 49A).

Los quetognatos en promedio ingirieron 0.02 ± 0.02 items/ind, con una mayor afinidad a la ingesta de fragmentos (63.6%) (Figura 49C), a excepción de los organismos pertenecientes a la estación 3 y 9 que presentaron fibras. No obstante, los animales con mayor concentración de microplásticos fueron los luciféridos, con un máximo de 0.10 items/ind y un valor promedio de 0.03 ± 0.03 items/ind; este grupo ingirió principalmente fragmentos (Figura 49B), que equivalen al 52.6% de la abundancia total de partículas (Tabla 14).

Tabla 14. Partículas plásticas ingeridas por organismos del zooplancton de la laguna de Sontecomapan, Veracruz, en junio de 2018.

Estación	Copépodos		Quetognatos		Luciféridos	
	Organismos analizados	MP (items/ind)	Organismos analizados	MP (items/ind)	Organismos analizados	MP (items/ind)
1	1000	0.003	-	-	-	-
2	56	0.036	-	-	40	0.10
3	1000	0.001	56	0.05	100	0.04
4	253	0.016	-	-	-	-
5	1000	0.004	54	0.00	-	-
6	1000	0.002	100	0.02	45	0.02
7	1000	0.003	92	0.00	42	0.00
8	1000	0.000	100	0.03	100	0.06
9	1000	0.003	100	0.02	100	0.03
10	1000	0.000	100	0.01	100	0.00
0	1000	0.001	100	0.00	100	0.01
\bar{X}	-	0.01 ± 0.01	-	0.02 ± 0.02	-	0.03 ± 0.03

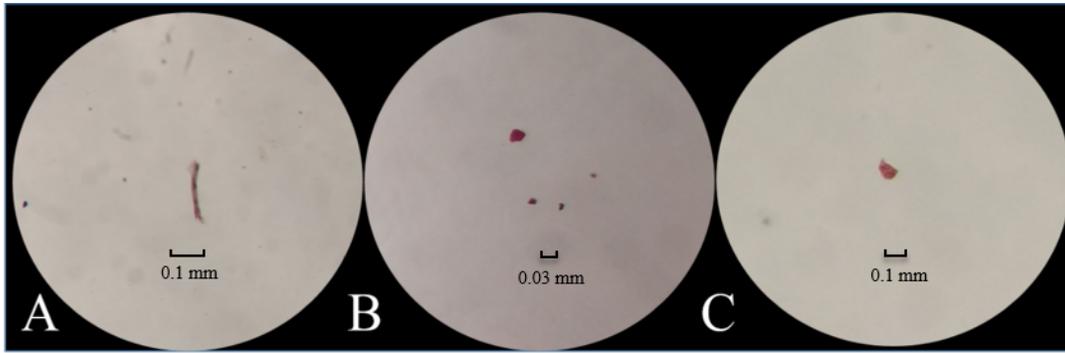


Figura 49. Fotografías de microplásticos ingeridos por organismos del zooplancton en la laguna de Sontecomapan: A) fibra negra ingerida por copépodos, B) fragmentos (uno rojo y tres morados) ingeridos por luciféridos C) fragmento rojo ingerido por quetognatos.

Conforme a la distribución de microplásticos ingeridos por copépodos se observó un valor máximo (0.036 items/ind) en la estación cercana a la desembocadura del río del Fraile y valores muy homogéneos a lo largo del sistema lagunar. Los copépodos en las estaciones ubicadas en la boca de la laguna y frente al río Palma, estuvieron libres de este contaminante (Figura 50).

Por otro lado, los quetognatos fueron analizados en la estación de origen marino y en siete estaciones dentro de la laguna. A partir de ello, se mostró una mayor ingesta de partículas plásticas por aquellos habitantes pelágicos de zonas próximas a la desembocadura del río Palma y Sábalo, así como sitios cercanos al ejido “El Real” y la estación de la porción sur, que obtuvo el valor máximo (0.05 items/ind). Sin embargo, los organismos pertenecientes a la estación marina no mostraron ingesta de microplásticos (Figura 51).

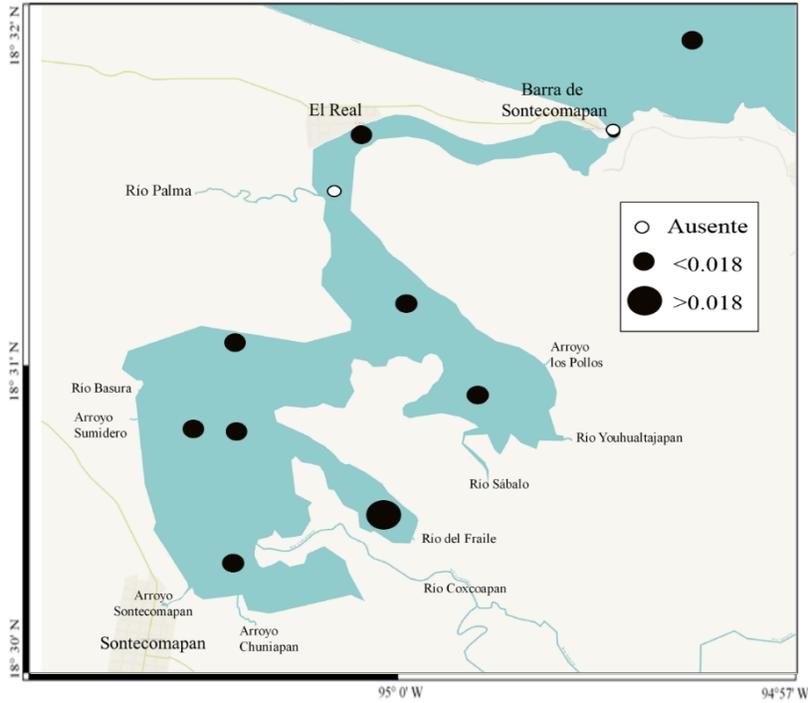


Figura 50. Distribución de microplásticos (items/ind) ingeridos por copéodos en la laguna de Sontecomapan, Veracruz, en junio de 2018.

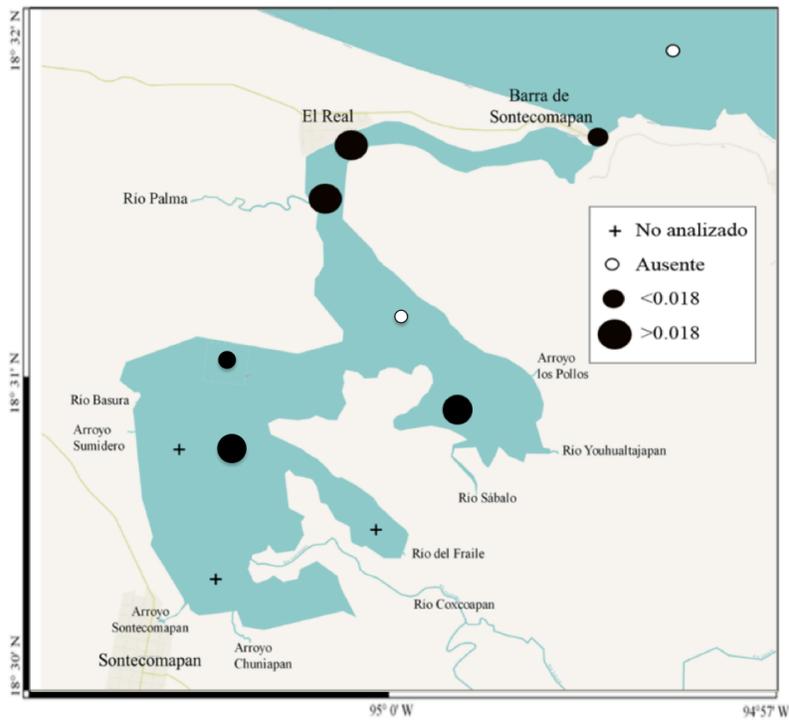


Figura 51. Distribución de microplásticos (items/ind) ingeridos por quetognatos en la laguna de Sontecomapan, Veracruz, en junio de 2018.

El análisis de la ingesta de microplásticos por luciféridos, se realizó en ocho estaciones dentro y fuera de la laguna. De acuerdo a estos sitios se puede observar una mayor ingesta de microplásticos en la región sur y frente al río Palma, mientras que los organismos de la estación de la boca de la laguna no mostraron vestigios de haberse alimentado de alguna micropartícula. El valor máximo se observó en la estación próxima al río del Fraile (Figura 52).

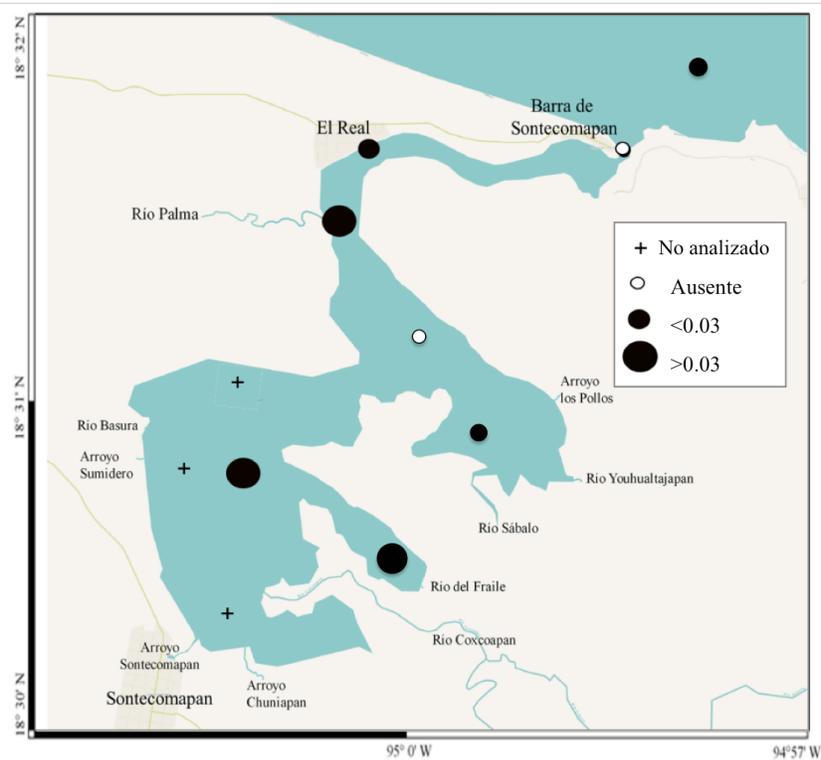


Figura 52. Distribución de microplásticos (items/ind) ingeridos por luciféridos en la laguna de Sontecomapan, Veracruz, en junio de 2018.

6.4 Relación entre microplásticos en agua y sedimento con las variables ambientales

El análisis de correlación de Spearman entre las variables ambientales (temperatura, salinidad, pH y oxígeno disuelto), con respecto a la densidad de microplásticos en agua superficial mostró, en todos los casos, coeficientes cercanos a cero, lo que indica que no hay una verdadera correlación entre estas variables (Figura 53).

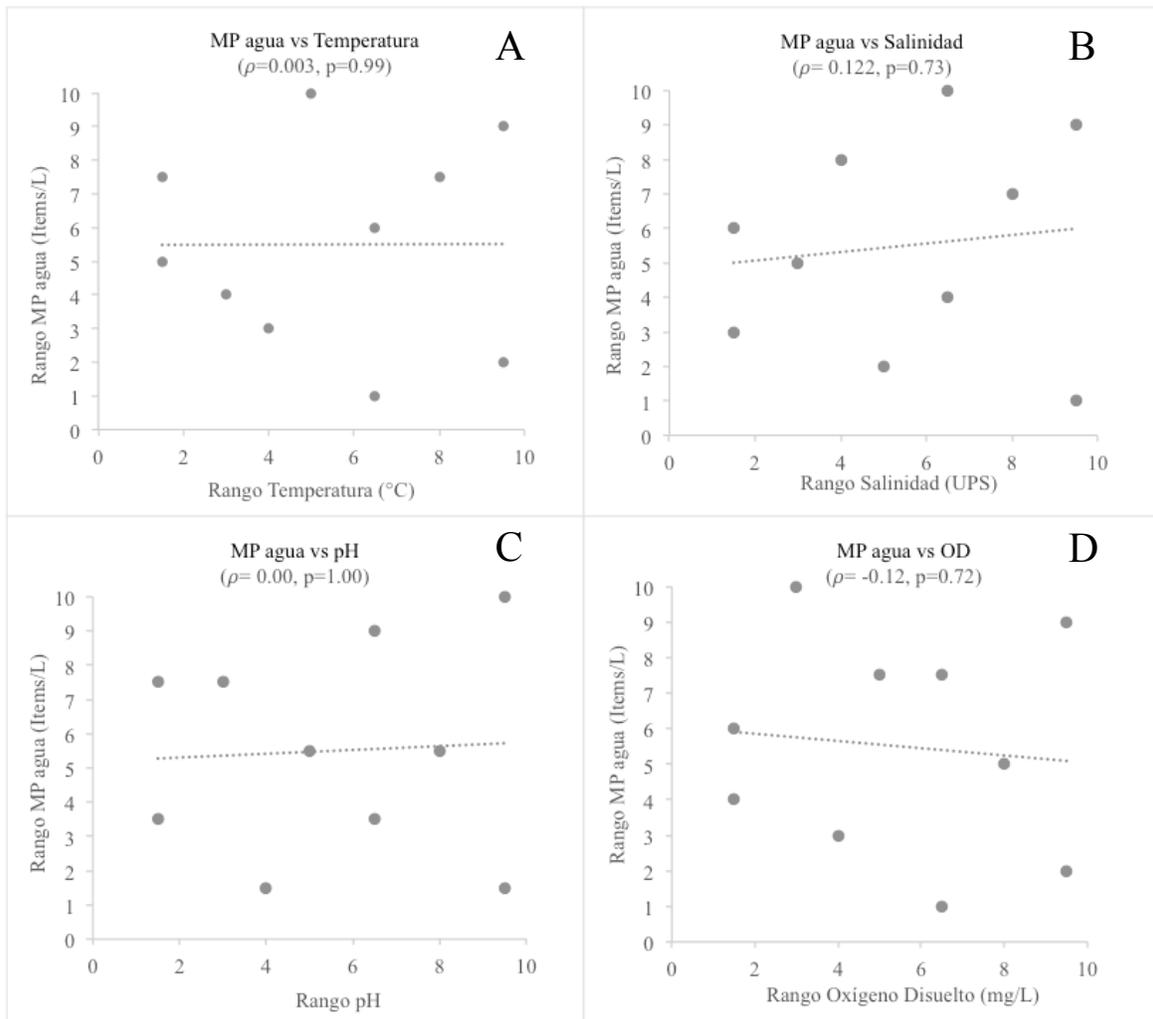


Figura 53. Análisis de correlación de Spearman entre los valores de densidad de microplásticos en agua superficial y variables ambientales. A) Microplásticos en agua vs Temperatura, B) Microplásticos en agua vs Salinidad, C) Microplásticos en agua vs pH y D) Microplásticos en agua vs OD.

De manera similar, se aplicaron correlaciones de Spearman entre las variables sedimentológicas (%CaCO₃, materia orgánica y cantidad de arenas, limos y arcillas) y los microplásticos en sedimento (Figura 54). Los resultados mostraron correlaciones no significativas en todos los casos considerando un nivel de confianza del 95%. No obstante, la relación de contenido de materia orgánica y microplásticos ($\rho=0.65$) fue el más alto y significativo a un nivel de confianza del 90%.

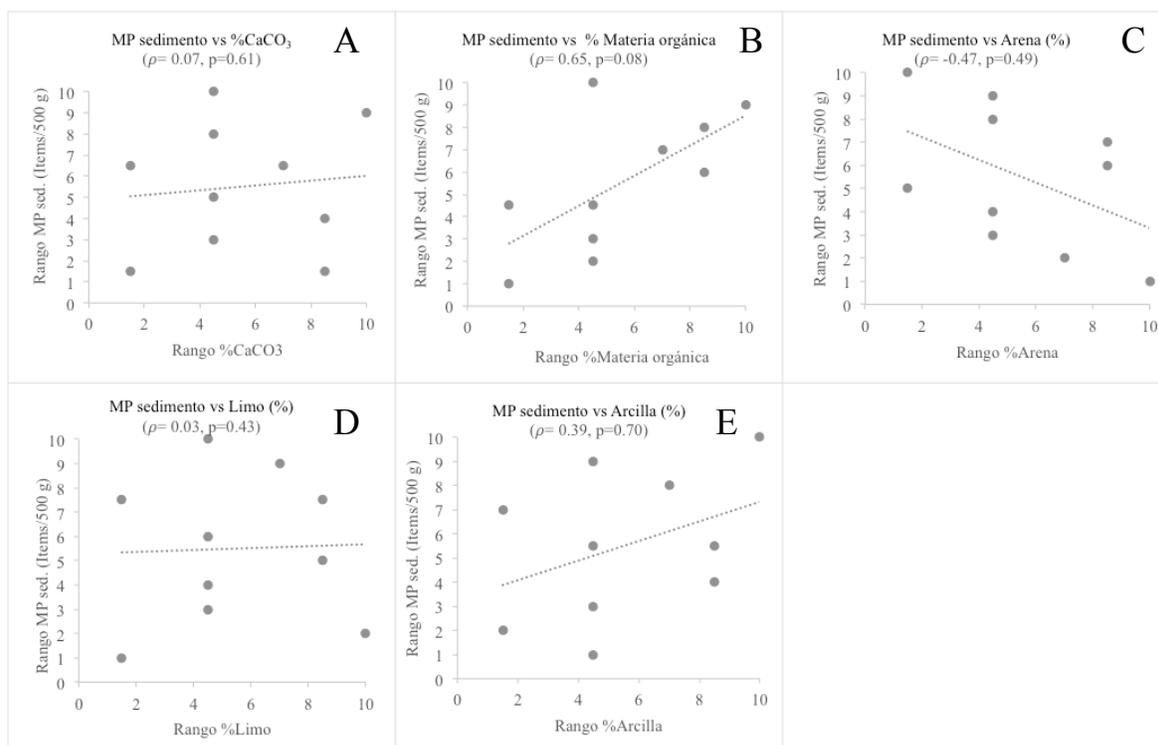


Figura 54. Análisis de correlación de Spearman entre los valores de densidad de microplásticos en sedimento y variables sedimentológicas. A) Microplásticos en sedimento vs CaCO₃, B) Microplásticos en sedimento vs Materia orgánica, C) Microplásticos en sedimento vs Arena (%), D) Microplásticos en sedimento vs Limo (%) y E) Microplásticos en sedimento vs Arcilla (%).

Discusión

Hidrología

La temperatura superficial de la laguna mostró variaciones desde 25.35 a 30.07 °C (Figura 3), con una temperatura promedio de 27.9 °C. La temperatura máxima se encuentra dentro de lo documentado en la laguna durante la época de lluvias de 2005, con un valor máximo de 31 °C y una temperatura media de 29.72 °C (Rodríguez-Varela *et al.*, 2010). Calva *et al.* (2005) mencionan una estrecha relación entre la temperatura del agua y la del ambiente, como consecuencia de lo somero del sistema (profundidad promedio de 1.67 m). De acuerdo con mediciones estimadas en el Observatorio Atmosférico Los Tuxtlas, en el mes de junio de 2018, la temperatura media del ambiente fue de 26.6 °C (RUOA, 2018), ligeramente menor al valor promedio del agua superficial de la laguna (27.9 °C). Sin embargo, hay que tomar en cuenta que la capacidad calorífica del aire y del agua son diferentes. Es conveniente denotar que altas temperaturas asociadas a una mayor radiación solar favorecen la degradación y fragmentación de plásticos, que dan origen a partículas de menor tamaño (Kalogerakis *et al.*, 2017). Al respecto, se ha observado que los procesos de degradación en plásticos flotantes en el agua, comparado con aquellos expuestos al aire, tienen tasas de degradación más bajas, como resultado de temperaturas menores, atenuación de radiación UV y bajas concentraciones de oxígeno en el medio acuoso (Andrady, 2011).

Por otra parte, la salinidad mostró un patrón claro de decremento hacia el interior de la laguna, con una variación de entre 17.8 y 33.5 UPS, con un valor promedio de 23.5 UPS (Figura 4). Las lagunas costeras suelen ser clasificadas de acuerdo con la media de salinidad en; lagunas de agua dulce (menor a 0.5 UPS), oligohalinas (0.5 a 5 UPS), mesohalinas (5 a 18 UPS), polihalinas (18 a 30 UPS) y euhalinas (30 a 40 UPS) (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2011). De acuerdo a lo anterior, Sontecomapan es considerada como una laguna polihalina.

Este parámetro juega un papel importante en la distribución de las partículas plásticas al favorecer su fuerza de flotabilidad, que permite que permanezcan flotando en agua superficial (Jiang *et al.*, 2020), este hecho puede verse reflejado en la estación 9 con influencia marina que presentó el valor más alto de concentración de microplásticos en agua superficial (Figura 46).

En toda el área de estudio el pH varió de 7.5 a 8.2 con un valor promedio de 7.9 ± 0.2 (Figura 5). Diversos estudios en la laguna enuncian un valor promedio de pH menor a lo documentado en este trabajo. Por ejemplo para la época de lluvias de julio de 1991, se registró un valor de 6.95 (González-Fierro *et al.*, 1994), una año más tarde en los meses de marzo a agosto el valor medio fue de 7.4 (Calva y Botello, 1999), al igual que en lo registrado durante la temporada de lluvias del año 2003 con un pH promedio de 7.4 (Aké-Castillo y Vázquez, 2008). En otras lagunas costeras del Estado de Veracruz como la laguna de Tamiahua se han registrado valores altos de pH que van de 8.1 a 9.0 (Barrera-Escorcia *et al.*, 1999). En la laguna de Tampamachopo en distintas estaciones del año, se documentaron valores mínimos de pH de 6.3 durante la primavera y en el invierno se alcanzó un valor máximo de 8.6 (López Ortega *et al.*, 2012). En la laguna de Alvarado en época de lluvias ha mostrado un intervalo de 6.85 a 7.75 y durante época de secas los valores incrementan (7.95-8.6). Las lagunas costeras pueden presentar variaciones de pH en respuesta de la degradación de materia orgánica o por la remoción de sedimento en presencia de corrientes, que propician la remineralización (López Ortega *et al.*, 2012). En última instancia, se ha demostrado que esta variable tiene un efecto sobre la degradación de los plásticos, cuyo proceso es favorecido en condiciones de pH bajo (Ariza-Tarazona *et al.*, 2020).

El oxígeno disuelto presentó valores que fluctuaron entre 5.17 mg/L y 10.4 mg/L con un valor promedio de 7.3 ± 1.7 mg/L (Figura 6). De acuerdo con lo observado por Rodríguez-Varela *et al.* (2010) durante la época de lluvias de 2005 la concentración media del sitio fue de 7.93 mg/L con un valor máximo de 9.73 mg/L y un mínimo de 4.70 mg/L.

En las lagunas costeras los productores primarios dominantes son el fitoplancton, las macrófitas y las micro y/o macroalgas bentónicas (Vázquez-Botello *et al.*, 2009). En estos sistemas la concentración de oxígeno disuelto depende principalmente del equilibrio entre la respiración y fotosíntesis, cuando la primera es dominante, el ambiente puede presentar hipoxia o incluso anoxia (de la Lanza-Espino y Gutiérrez-Mendieta, 2017). Otro factor que influye en la distribución del oxígeno es la temperatura que incide en la solubilidad del gas. Cuando las temperaturas son más elevadas se esperan valores bajos de oxígeno, en tanto que, en sitios con bajas temperaturas se esperarían concentraciones mayores de oxígeno (López-Ortega *et al.*, 2012). Sin embargo, este hecho no se pudo

constatar, ya que los valores altos de oxígeno se encontraron asociados a sitios con altas temperaturas (Figuras 3 y 6). También, las concentraciones de oxígeno se relacionan a procesos de descomposición de materia orgánica, en sitios con una alta cantidad de materia orgánica y poco transporte de agua se esperarían bajos niveles (Lara-Domínguez *et al.*, 2011).

Parámetros sedimentológicos

El contenido de materia orgánica a lo largo de la laguna varió entre 0% y 7.12%, con valores muy homogéneos, con excepción de la estación 1 que obtuvo el valor más alto (Figura 8). De acuerdo con los registros del año 2010 en la laguna de Sontecomapan, se estimaron valores de 0.1% a 8.3%, (Benítez-Díaz *et al.*, 2014), valores ligeramente más altos a los de este estudio. Aunado a ello, González-Fierro y Ponce-Vélez (2018), documentaron durante seis períodos de muestreo (1991 a 1992), valores máximos de carbono orgánico en la porción sur de la laguna, resultado del aporte continental. La materia orgánica en este tipo de ambientes puede provenir de diversas fuentes, como la producción primaria autóctona, organismos terrestres, material erosionado y lixiviado de origen terrígeno (de la Lanza *et al.*, 1994). En alusión a la principal fuente de materia orgánica que ingresa a los sistemas lagunares de zonas tropicales y subtropicales, se tiene conocimiento que proviene de las comunidades de manglares que las rodean (Rivera-Monroy *et al.*, 1995), principalmente por la pérdida de hojas. En el caso particular de la laguna de Sontecomapan la especie de mangle dominante, con mayor aporte de hojarasca es *Rizophora mangle*, seguido de *Laguncularia racemosa* y en menor medida *Avicennia germinans* (Aké-Castillo *et al.*, 2006).

Méndez (2002), tiene como premisa que la cantidad de materia orgánica es un reflejo del grado de contaminación del sistema, aquellos sitios con un porcentaje mayor al 15% son considerados como sitios impactados, en comparación con áreas conservadas cuyo intervalo de materia orgánica va de 0.5 a 5%. De acuerdo al área estudiada, el único sitio que se encuentra por encima de este intervalo es la estación 1, que presenta aporte continental proveniente del río Coxcoapan y de los arroyos Chuniapan y Sontecomapan, asociados a dos poblados humanos (Sontecomapan y Coxcoapan) (Figura 8).

Por lo que se refiere al contenido de carbonatos en sedimentos, éste fue bajo, con un valor máximo de 4.3%. Sin embargo, tiene una importante influencia en el pH del sitio. Dicho parámetro es controlado por la concentración de CO₂ disuelto, presencia de carbonatos y bicarbonatos (Ghandour *et al.*, 1985), hecho que se pudo verificar al denotar que los sitios con valores altos de pH estuvieron asociados a zonas de mayor concentración de carbonatos (Figura 5 y 9).

El análisis granulométrico de la laguna de Sontecomapan, demostró la predominancia de sedimentos gruesos (arenas) en la zona de la boca de la laguna (Tabla 1, Figura 11), ante lo cual se ha documentado que en estos ambientes, la fracción arenosa es procedente de la franja costera (Bird *et al.*, 1994), conforme la distancia a la costa incrementa se espera una disminución en la fracción de arenas. En términos generales este patrón fue observado en la laguna, a reserva de la zona cercana al río Sábalo (79.2% arenas), que tuvo una composición textural areno limosa (Figura 11). Ferrara-Guerrero *et al.* (2018), quienes estudiaron la zona norte de la laguna durante la época de lluvias de 2005, observaron que los sedimentos próximos a la descarga del río Sábalo, tenían una composición de 88% de arenas, incluso mayor a lo observado en este estudio. En alusión a ello, se ha documentado que los ríos pueden transportar material grueso como arenas o gravas (Bird *et al.*, 1994; Wang *et al.*, 2020), lo que explicaría el incremento de la fracción gruesa en esta zona.

En términos generales los sedimentos de la laguna interior estuvieron compuestos principalmente por limos y arcillas (62-84%), lo que concuerda con lo documentado por Calva y Botello (1999), quienes a partir de muestras recolectadas de 1991 a 1992, definieron que el sedimento de la zona sur es de tipo arcilla-limo. Recientemente, González-Fierro y Ponce-Vélez (2018), mostraron porcentajes altos de limo y arcilla, para sitios cercanos al arroyo Basura y Chuniapan, así como del río del Fraile, este último dominado principalmente por arcillas, con un porcentaje mayor al 60%, al igual que lo documentado en este estudio.

Tolerancias halinas del zooplancton

Las lagunas costeras, se distinguen por la combinación de agua dulce y salada, a partir de la entrada de agua epicontinental y de origen marino, lo que provoca el establecimiento de comunidades animales con procedencia marina y continental (Lara-Domínguez *et al.*, 2011). Indudablemente, los organismos que colonizan ambientes con un gradiente de salinidad en dirección horizontal, tienen características adaptativas a los cambios imperantes en este parámetro ambiental (Nogueira *et al.*, 2018). Estas variaciones pueden influir en la abundancia, diversidad y estructura del zooplancton (Nogueira *et al.*, 2018). Por ejemplo, los quetognatos en la laguna de Sontecomapan presentaron una clara disminución en su abundancia al adentrarse a sitios con salinidades menores (Figura 38B), lo cual denota que su intervalo óptimo de desarrollo está relacionado a lugares con valores elevados de salinidad. En apoyo a lo antes mencionado, se tiene conocimiento que los quetognatos son considerados como organismos marinos, por su mayor afinidad a zonas de alta mar y sobre la plataforma continental (Casanova, 1999; Nogueira y Brandini, 2018); aunque los resultados aquí presentados muestran su gran capacidad para tolerar bajas salinidades.

Con referencia a sistemas estuarinos se sabe que la zona inferior del estero llega a estar habitada por organismos marinos de origen nerítico y solo aquellas especies con un amplio intervalo de tolerancia halina podrán penetrar a aguas interiores (Uriarte y Villate, 2004); naturalmente, estas especies disminuyen su abundancia y prevalecen aquellas de agua salobre (Collins y Williams, 1982; Uriarte y Villate, 2004). De acuerdo a la distribución de los taxones registrados en este estudio, algunos grupos fueron característicos de sitios con salinidades superiores a los 31.3 UPS (Figura 37), tal es el caso de las salpas, doliólidos y anfípodos (Figura 37), grupos propios de ambientes marinos (Boltovskoy, 1999; Gasca y Morales-Ramírez *et al.*, 2012; Adam y Ishka, 2018). En concordancia con lo antes mencionado, en la región estuarina del río Itapicuru en Brasil, se analizó la presencia de salpas, las cuales estuvieron restringidas al sitio muestreado con el valor más alto de salinidad (Marcolin *et al.*, 2010). Del mismo modo, en la laguna de Sontecomapan, este taxón sólo fue encontrado en la zona del canal y en la región marina (Figura 33). En el estuario de Urdaibai y Bilbao en la costa Vasca de España, la densidad de doliólidos disminuye con la salinidad, dentro de un intervalo de 31 a 35 UPS (Uriarte y

Villate, 2004). En Sontecomapan este grupo se restringió a la estación de la boca con una salinidad de 31.7 UPS (Figura 32), dato que cae dentro del intervalo antes mencionado. Los anfípodos hiperídeos suelen ser comunes en zonas oceánicas (Gasca y Morales-Ramírez *et al.*, 2012), donde la salinidad es alta, lo cual explicaría la baja presencia de este grupo en el área de estudio (Figura 20).

Otros grupos tuvieron una amplia tolerancia halina, así como los copépodos, que tienen representantes marinos, de aguas salobres, dulces o salinas (Brugnoli-Olivera *et al.*, 2004), lo que denota su presencia y abundancia a lo largo del gradiente salino del sistema lagunar de Sontecomapan (Figura 23). Algunas de las especies identificadas en el área de estudio por Benítez-Díaz *et al.* (2018), son *Acartia tonsa*, *Centropages velificatus*, *Paracalanus aculeatus*, *Temora turbinata* y *Oithona nana*, las cuales han sido documentadas en distintos ambientes. *Acartia tonsa*, es considerada como una especie cosmopolita de ambientes costeros (Krause *et al.*, 2017), con altas densidades en sitios de baja salinidad (Tester y Turner, 1988); *Temora turbinata* tiene un amplio intervalo de tolerancia halina, esto es, de 8 a 33 UPS (Ara, 2002), contrario a ello *Oithona nana* es considerada una especie estenohalina de aguas salobres (Isinibilir *et al.*, 2016); *Centropages velificatus* se asocia a bajas salinidades y ha sido documentada en la pluma del río Mississippi (Tester y Turner, 1988; Turner y Tester, 1989), por último *Paracalanus aculeatus* se encuentra comúnmente en el océano abierto (Paffenhöfer, 2006). Lo mismo ocurre con los cladóceros, que pueden estar presentes en diversos ambientes con valores de salinidad distintos. Sin embargo, Sterza y Loureiro-Fernandes (2006), en el estero del río Paraíba do Sul, Brasil, encontraron la densidad más alta en la zona marina del estuario, igual a lo documentado en este estudio.

Zonación de la laguna

Las lagunas costeras se distinguen por cambios en los parámetros ambientales, cuyas variaciones pueden provocar gradientes en distintas direcciones; perpendicular a la línea de costa, según la influencia marina o en función de la desembocadura de los ríos, por influencia continental (Tagliapietra *et al.*, 2009).

A partir del análisis de zonación de la matriz ambiental agua, se observó una variación perpendicular a la línea de costa, que dio como resultado la formación de dos grupos (influencia continental e influencia marina) (Figura 39), creados principalmente por la variación de dos parámetros fisicoquímicos; salinidad y temperatura (Tabla 5). El grupo de influencia marina tuvo valores altos de salinidad y temperatura baja, como reflejo de la intrusión del agua marina adyacente. De acuerdo a otros estudios, ambos parámetros producen fuertes gradientes en este tipo de ecosistemas costeros (Loureiro *et al.*, 2006; Newton y Mudge, 2003).

En el arreglo de la matriz ambiental sedimentaria se definieron tres grupos (Región; Norte, Centro y Sur) (Figura 41), delimitados por el contenido de materia orgánica, variables granulométricas, como porcentaje de arcillas, limos, arenas y presencia de microplásticos en sedimento (Tabla 8). Las variaciones de materia orgánica, suelen estar asociadas a la descarga de aguas residuales o continentales (Kennish y Paerl, 2010), hecho que explica los altos niveles de este material en la región Sur, como respuesta de los afluentes que desembocan en la zona (Río Coxcoapan y del Fraile, y arroyos Chuniapan, Sontecomapan) (Figura 8). La composición textural del sedimento se relaciona a distintos procesos, por ejemplo, un alto contenido de sedimentos de fracción gruesa (%arenas) es resultado de la influencia marina (Bazaïri *et al.*, 2003). En contraparte se ha observado que sedimentos finos, como los limos suelen sufrir una disminución paulatina, desde la boca de la laguna hacia el interior de la misma (Bazaïri *et al.*, 2003). En concordancia con lo antes mencionado, en la región Sur predomina la fracción más fina (%arcillas), en la zona Centro los limos y en la parte Norte los sedimentos gruesos (%arenas) (Figura 11). Sin embargo, existen sitios donde los sedimentos gruesos (gravas y arenas) son resultado del aporte de material terrígeno, que es arrastrado por afluentes continentales (Wang *et al.*, 2020). Este hecho explica los valores altos de porcentaje de arenas de la estación 6, resultado de la descarga del río del Sábalo, que le confiere características texturales similares a las

estaciones de la porción norte de la laguna (Figura 11). En lo que respecta a la concentración de microplásticos en sedimento, los valores altos en la porción sur, podrían ser consecuencia de la baja velocidad de las corrientes de la zona (Figura 7), lo que permite un mayor depósito de sedimentos finos (Browne *et al.*, 2010), y por ende de partículas plásticas.

En lo que respecta a la zonación de la laguna a partir de grupos faunísticos, el sistema se dividió en dos regiones (Sur y Norte), diferenciadas por la presencia de copépodos y larvas de decápodos, así como huevos de pez, larvas de luciféridos y cladóceros, en cuyo caso tuvieron un menor aporte (Tabla 10). La región norte presenta altas densidades y frecuencia, de los grupos previamente mencionados (Tabla 11). Tagliapietra *et al.* (2009), han demostrado que los gradientes ambientales tienen incidencia en la disminución paulatina en el número de especies que ingresan al sistema, desde el medio marino o mediante ríos. Una disminución en la abundancia de algunos grupos del zooplancton en la porción Sur, es explicada por la afinidad a condiciones marinas de los mismos (McLusky y Elliott, 2004). Aunado a ello, las comunidades biológicas en estos sistemas se encuentran en constante estrés por los cambios diarios, estacionales o anuales de las condiciones fisicoquímicas del medio que habitan (Kennish y Paerl, 2010).

Microplásticos en la matriz ambiental sedimentaria

Del total de partículas plásticas asociadas a la matriz ambiental sedimentaria, el 95.7% estuvo asociado a fibras y el porcentaje restante a fragmentos. De acuerdo con lo anterior, se ha documentado que la forma recurrente en sedimentos submareales y estuarinos pertenece a esta forma (Browne *et al.*, 2010, 2011; Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012).

La evidencia sugiere que las fibras pueden derivar de actividades pesqueras, en la construcción de redes y otras artes de pesca (Pruter, 1987). Actualmente las fibras naturales han sido sustituidas por sintéticas debido a su mayor durabilidad. Otra de las actividades económicas que aporta a la introducción de estas partículas es la industria textil, por ejemplo, una chamarra polar elaborada con poliéster puede liberar más de 1900 fibras cada vez que es lavada (Browne *et al.*, 2011; Abdili *et al.*, 2018).

La presencia de microplásticos en sedimentos de la laguna de Sontecomapan fue escasa, con una densidad promedio de 2.3 ± 3.23 items/500 g en peso húmedo y un valor máximo de 11 items/500 g (Tabla 13). Particularmente en México, en años recientes, Piñon-Colin *et al.* (2018) monitorearon la presencia de microplásticos en 21 playas de la península de Baja California, y encontraron una densidad promedio de 135 ± 92 items/kg, cuya forma predominante fueron las fibras, con un 91% del total de microplásticos cuantificados. Borges *et al.* (2019) determinaron la presencia de estas partículas en sedimentos costeros y en un sistema de drenaje, conocido como la Ría en la ciudad de San Francisco Campeche, donde su mayor abundancia fue registrada en la zona costera (1392 items/m²). Asimismo, se tiene conocimiento de una tesis asociada a la misma temática en las costas de Quintana Roo, Caribe mexicano, donde se observó un máximo de 7539 partículas/kg en Tulum y un mínimo de 77 partículas/kg en Cozumel (Téllez-Alcántar, 2019), muy por encima de lo documentado en este estudio. Recientemente, en el estuario Tecolutla, Veracruz, se encontró una densidad promedio de 121 ± 115 items/kg, con una mayor presencia de fibras (71.23%), seguido de fragmentos (28.76%) (Sánchez-Hernández *et al.*, 2021).

En otras partes del mundo, se han realizado diversos estudios asociados a esta problemática. En junio de 2017, en la costa norte de Túnez, se encontraron concentraciones de microplásticos de 141.20 a 461.25 items/kg, en sus distintas formas: fibras, fragmentos, pellets, espumas y películas (Abdili *et al.*, 2018). La costa norte de Túnez se caracteriza por

ser un área con elevada densidad poblacional y un alto grado de actividades industriales como la metalurgia, la industria eléctrica y textil, aunado a actividades pesqueras a grandes escalas; caso contrario a la laguna de Sontecomapan donde los poblados cercanos presentan una baja densidad de personas y las actividades económicas suelen ser locales.

Por otra parte, en las islas Shetland y Orcadas al este de Escocia, las concentraciones medias estimadas son de 730 y 2300 items/kg en sedimento húmedo. Blumenröder *et al.* (2017) determinaron que la distribución espacial de las partículas está en función de la cercanía a áreas pobladas, descarga de aguas residuales, establecimientos industriales y al nivel de exposición a la costa, hecho que explicaría la baja densidad de partículas para la zona de estudio.

En resumen, los datos documentados en otros sitios, tanto en México como en el mundo, sugieren que el sistema lagunar de Sontecomapan muestra un bajo grado de contaminación para este compartimiento ambiental.

Microplásticos en la matriz ambiental agua

En general, las muestras de agua superficial en la zona de estudio registraron una abundancia media de 13.5 ± 7.0 items/L, con un valor máximo de 26 items/L (Tabla 12). En un estuario de Tecolutla, Veracruz, Sánchez-Hernández *et al.* (2021) encontraron, durante la época de lluvias de 2017, un promedio de 111 items/L, es decir, cuatro veces más altos que en Sontecomapan. Si bien ambos sitios presentan semejanzas en cuanto a las actividades económicas que se desarrollan (pesca, turismo y agricultura) la diferencia radica en la intensidad de estas prácticas. La playa Tecolutla, representa uno de los destinos más visitados por turistas provenientes de la ciudad de México, además de contar con una mayor extensión de tierra dedicada a la agricultura (SIAP, 2015; Lara-Dominguez *et al.*, 2009). También, existe una brecha en la densidad poblacional entre los dos sitios: mientras que la localidad de Tecolutla alberga a casi 24,258 habitantes (CONAPO, 2017), los poblados cercanos al área de estudio (Sontecomapan y la zona de la Barra) apenas registran una población de 2,706 personas (SEDESOL, 2013), lo cual explicaría la diferencia de densidad de microplásticos en ambos sitios. Entre otras cosas, la forma predominante de partículas plásticas para el estuario de Tecolutla fueron las fibras (99.5%), contrario a lo documentado en la laguna de Sontecomapan, donde la forma más común fueron los fragmentos con un 57.8 % de las partículas, seguido de las fibras (41.5%) y solo el 0.7% perteneciente a la categoría de espumas. Un mayor número de fragmentos en la zona, podría ser resultado de la descomposición de piezas de plástico más grandes (Laglbauer *et al.*, 2014), dado que las lagunas costeras son consideradas como barreras hidrodinámicas, donde los movimientos de agua pueden propiciar la fragmentación de estas partículas (Botello *et al.*, 2020). Particularmente las espumas pueden estar asociadas a la fabricación de envases o a su uso como material aislante en la construcción de inmuebles (PlasticsEurope, 2016; Rodrigues *et al.*, 2018).

Recientemente, en la laguna costera del río Lagartos, Yucatán, ubicada dentro de la Reserva de la Biosfera del mismo nombre, considerada como una zona de bajo impacto antrópico, se encontró una densidad de 0.31 a 0.44 items/m³ (0.0003 a 0.0004 items/L) con proporciones similares de fibras y fragmentos, 52% y 47.9%, respectivamente (Quesadas-Rojas *et al.*, 2021). La zona presenta prácticas económicas reguladas, como el turismo, la pesca artesanal y la industria salina, además se encuentra próxima a pequeños poblados de

pescadores. En la Bahía de Todos Santos en Baja California la densidad observada varió de 0.01 a 0.70 items/m³ (0.00001 a 0.0007 items/L), donde las partículas más abundantes corresponden a los fragmentos seguido de las fibras (Ramírez-Álvarez *et al.*, 2020). En el norte del Golfo de México, Di Mauro *et al.* (2017) documentaron la existencia de microplásticos en aguas de la plataforma continental frente a la costa de Lousiana, y encontraron concentraciones entre 4.8 y 18.4 items/m³ (0.004 y 0.018 items/L). La variabilidad en estos valores puede deberse a diferencias reales en el grado de contaminación de los cuerpos de agua, o bien, a diferencias en las técnicas analíticas utilizadas. Surge de ahí la necesidad de proponer talleres en los que se definan criterios metodológicos para la estandarización de técnicas que enriquezcan los estudios de esta nueva línea de investigación.

En un estudio realizado en dos estuarios, Charleston Harbor y la bahía de Winyah ubicados en el suroeste de Estados Unidos, se observó una densidad media de 6.6 ± 1.3 y 30.8 ± 12.1 items/L respectivamente (Gray *et al.*, 2018). Los valores obtenidos en la laguna de Sontecomapan se encuentran por debajo de lo encontrado en la bahía de Winyah, pero superan a Charleston Harbor, a pesar de que en este sitio se desarrollan actividades industriales, turísticas, comerciales y recreativas; además, desembocan ríos que se ubican cercanos a sitios con industria petroquímica, papelera y de fabricación de envases. Las concentraciones altas de microplásticos en agua superficial de Sontecomapan, comparadas con el estudio previamente mencionado podría ser un indicio de la falta de tratamiento y manejo de las aguas residuales y desechos generados en nuestro país. En términos generales la basura plástica es enviada a vertederos, no obstante, muchas veces su destino final son los ambientes marinos como respuesta al deficiente tratamiento, insumos accidentales, vertidos ilegales y actividades humanas costeras (Hopewell *et al.*, 2009; Wang *et al.*, 2016).

Fuentes de procedencia, destino ambiental y zonas de acumulación de microplásticos

La laguna de Sontecomapan puede ser considerada como una interface clave entre el sistema terrestre y marino de la región central del estado de Veracruz. Análogamente, en otros sistemas estuarinos, como Tamar en el Atlántico nororiental, la complejidad en el estudio de microplásticos radica en la diversidad de fuentes de contaminación y la variabilidad en los patrones de distribución y acumulación de microplásticos en las distintas matrices, como respuesta de la variedad de formas, tamaños, densidades y composición química de las partículas (Browne *et al.*, 2010; Chico-Ortiz *et al.*, 2020).

El ingreso de microplásticos o plásticos de mayor tamaño a la laguna de Sontecomapan se puede dar a través de tres vías; incorporación de agua continental por descarga de ríos y arroyos que rodean al sistema, transporte atmosférico, debido a la capacidad que tiene el viento de trasladar micropartículas desde zonas terrestres circundantes (Zhang *et al.*, 2020) y entrada de agua marina, a través de corrientes de marea, desde sitios como la ciudad portuaria de Veracruz u otros más distantes. Sin embargo, es importante considerar que durante el mes de junio los patrones de circulación en aguas neríticas del Golfo de México, muestran un flujo en dirección noreste (Zavala-Hidalgo *et al.*, 2003; Sanvicente-Añorve *et al.*, 2014), por lo que la ciudad de Coatzacoalcos, sería una potencial fuente, para esta época del año.

La diferencia entre éste y otros sistemas estuarinos es la cantidad de arribo de microplásticos al sistema, lo que depende en gran medida de las actividades socioeconómicas de cada región y la densidad poblacional. Entre las actividades económicas que posiblemente promuevan la generación de desechos plásticos en la zona están la pesca de escama y jaiba, en las cuales se utilizan redes y trampas de nylon que pueden liberar fibras; la agricultura, en la cual se utiliza una gran variedad de materiales plásticos (invernaderos, mantillo, sistemas de riego y jardineras) y el turismo, que favorece la aparición de restaurantes, cabañas y hoteles, sumado a la presencia de pequeños poblados aledaños, cuyos desechos podrían culminar en los ríos o arroyos que conectan con la laguna. Estudios previos, desarrollados a partir de modelos matemáticos basados en observaciones de campo de diversos ríos pertenecientes a los cinco continentes, han estimado que aproximadamente el 80% del aporte de plástico proviene del medio terrestre,

a través de ríos o sistemas de agua residual, en tanto que el 20% restante es de fuentes oceánicas (Lourens *et al.*, 2020, Chico-Ortiz *et al.*, 2020).

Una vez dentro del sistema las partículas pueden permanecer flotando en el agua superficial. De acuerdo a la detección de microplásticos realizada en este estudio, en la matriz ambiental agua, se observaron dos zonas críticas: la estación 1 y 9. La estación 1, cercana al embarcadero, tiene tres posibles fuentes de procedencia de microplásticos, los arroyos Sontecomapan y Chuniapan, riachuelos cercanos al poblado de Sontecomapan, y el río Coxcoapan, próximo al municipio Coxcoapan (Figuras 1 y 46), y cuyo curso en la parte baja colinda con el ejido Península de Moreno, cuya extensión es de 375 hectáreas, con un total de 123 habitantes (Barbosa *et al.*, 2004). En la estación 9, frente al ejido “El Real”, destaca el aporte del río Palma (Figura 46), aunado a las actividades agrícolas que se desarrollan en la zona. También, es importante destacar que, para esta matriz, no se registraron zonas de nula contaminación.

Las partículas documentadas en la matriz ambiental agua, se encuentran biodisponibles para organismos pelágicos como el zooplancton, lo que permitirá que este contaminante ingrese a la red trófica de la laguna o bien continúe su viaje hasta depositarse en los sedimentos (Figura 55). En el sedimento las partículas podrán permanecer secuestradas o ser alimento de organismos bentónicos. De acuerdo con la cuantificación de microplásticos en sedimento de la laguna de Sontecomapan se observó que la estación 2, ubicada en un recoveco de la sección sureste de la laguna, corresponde a una zona de acumulación de microplásticos, al presentar la mayor concentración de partículas de toda la laguna, por lo que puede ser considerada una zona crítica (Tabla 13). Este hecho puede verse favorecido como una respuesta a la baja velocidad de las corrientes de la zona (0 m/s) (Figura 7). Dentro de este marco, Browne *et al.* (2010) mencionan, refiriendo a los sistemas estuarinos, que las partículas pequeñas de sedimento se depositan en áreas donde los movimientos del agua son más lentos, lo que concuerda con el análisis granulométrico de la estación 2, que dio como resultado la clasificación textural más fina (80% de arcillas) del área de estudio (Tabla 1, Figura 11); análogamente los microplásticos pueden ser transportados y depositados en esta zona.

Aunado a ello, un posible ingreso de este contaminante a la sección sureste de la laguna, podría corresponder al aporte del río del Fraile, dado que los sistemas fluviales

suelen ser un medio de transporte de materiales terrestres. Además, la laguna es una zona rodeada de manglares, lo que favorece la recolección y retención de basura plástica en su compleja red de raíces (Yona *et al.*, 2019; Chico-Ortiz *et al.*, 2020).

En general, se observa una clara diferencia en la presencia de partículas plásticas en las dos matrices ambientales, agua y sedimento, en respuesta del tiempo de permanencia de los microplásticos en cada compartimento. Las aguas superficiales reflejan entradas constantes y transitorias de estas partículas, que eventualmente serán colonizadas por organismos o agregados de desechos orgánicos que aumentarían su densidad aparente y por ende, provocarían su hundimiento en la columna de agua (Lobelle y Cunliffe, 2011; Abdili *et al.*, 2018). Una vez que las partículas ingresan al compartimento sedimentario pueden ser resuspendidas por procesos como la turbulencia, entradas de agua dulce o tormentas que crean mezclas verticales; una disminución en sus partículas adheridas también puede provocar ciclos de flotación-hundimiento (Ye y Andrady, 1991; Cole *et al.*, 2011; Andrady, 2017). No obstante, la matriz sedimentaria es una representación a lo largo del tiempo de la acumulación de este contaminante, por lo que es considerado como un sumidero a largo plazo (Van Cauwenberghe *et al.*, 2015).

Los microplásticos pueden ingresar a la laguna como fibras sintéticas provenientes de ropa o plásticos de mayor tamaño que pueden ser fragmentados dentro del sistema por fotodegradación (radiación UV), fuerza mecánica o degradación biológica (Andrady, 2011) (Figura 55). En otros sistemas, la ruta degradativa más eficiente dada por procesos abióticos es la fotooxidación (Rodrigues *et al.*, 2018). La exposición del polímero a la radiación ultravioleta (UV) provoca la oxidación de la matriz y la ruptura de enlaces químicos (Cole *et al.*, 2011), cuyo proceso se ve favorecido en capas superiores del agua donde la entrada directa de los rayos solares es mayor, comparado con aquellos que están sumergidos (Klein *et al.*, 2017). Además, este tipo de ambientes estuarino lagunares se caracterizan por ser altamente dinámicos, lo que puede favorecer la fragmentación de plásticos a tamaños más pequeños, debido a la abrasión física causada por la acción mecánica de las olas y mareas (Auta *et al.*, 2017). Una vez fragmentados, su disminución en el tamaño de los plásticos provoca un aumento en su superficie, lo que favorece una mayor degradación debido a una mayor reactividad (Klein *et al.*, 2017). Sin embargo, no se conoce con precisión el tiempo requerido para que los plásticos se mineralicen por

completo, se estima que se encuentra en el orden de cientos a miles de años (Barnes *et al.*, 2009; Anderson *et al.*, 2016), pero su variación está en función de las condiciones fisicoquímicas del medio, aunado a las características propias del plástico, como presencia de aditivos químicos que pueden retardar su proceso de degradación (Andrady, 2011; Avio *et al.*, 2016).

Otro mecanismo, a través del cual se podrían degradar los microplásticos es a partir de la actividad biológica, algunos plásticos pueden ser vulnerables, por actividad bacteriana (Neto *et al.*, 2019). Ejemplos de bacterias de sistemas acuáticos que son capaces de favorecer la degradación de plásticos a partir de la secreción de enzimas, se encuentran *Bacillus amyloliquefaciens*, *B. subtilis*, *B. Cereus*, *B. Vallismortis*, y *Pseudomonas putida* (Chandra *et al.*, 2020). Sin embargo, se requieren estudios para determinar su presencia en la laguna de Sontecomapan. En contraparte, las biopelículas formadas por organismos adheridos pueden favorecer la permanencia de los microplásticos al brindarles protección de los rayos UV que inciden de manera directa (Carson *et al.*, 2013; Neto *et al.*, 2019).

La permanencia de microplásticos en el sistema podría permitir la liberación de aditivos propios de las partículas (por ejemplo, bisfenoles y ftalatos) o bien la adsorción de contaminantes orgánicos persistentes que se encuentren en el medio (Anderson *et al.*, 2016). La combinación de todos estos elementos permite proponer un modelo hipotético de las principales fuentes de microplásticos en la laguna de Sontecomapan (Figura 55).

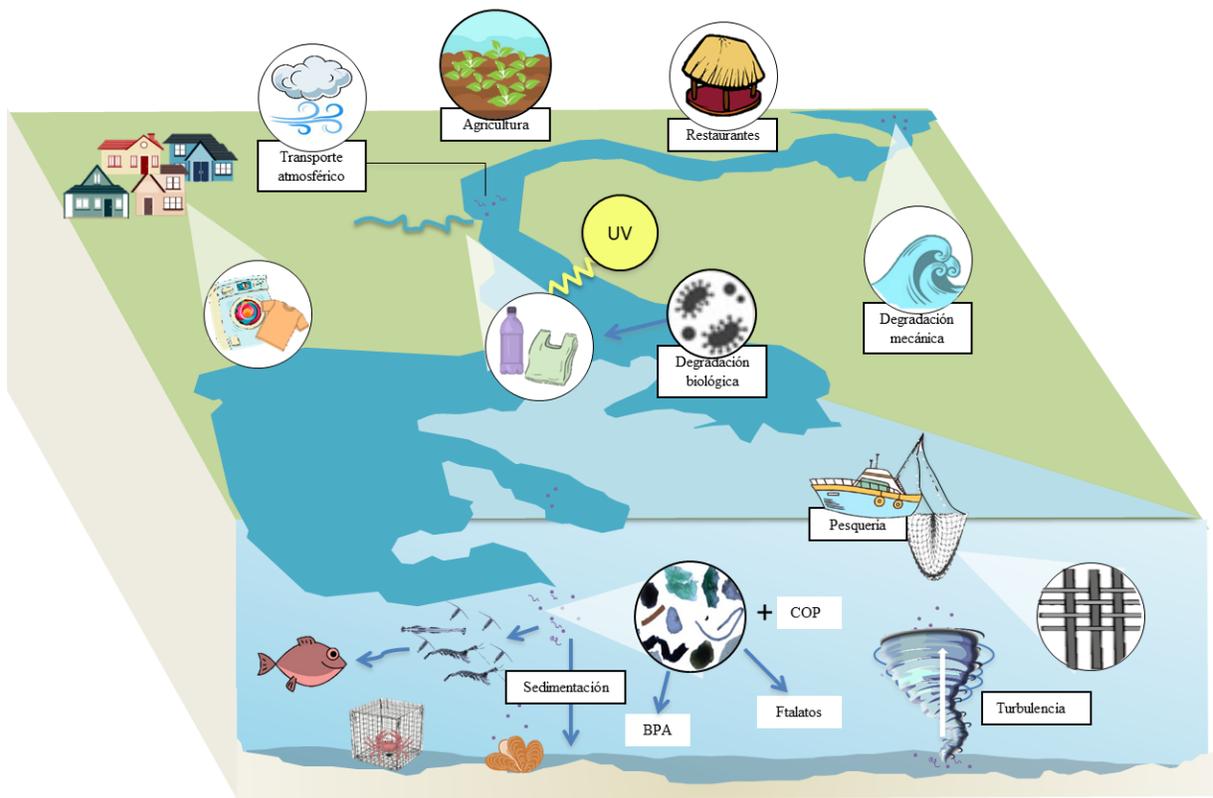


Figura 55. Esquema hipotético de las principales fuentes de microplásticos, su producción y transporte en la laguna de Sontecomapan, Veracruz.

Relación entre microplásticos y variables ambientales

A partir de los análisis de correlación de Spearman, donde se compararon variables ambientales del agua (temperatura, salinidad, pH y oxígeno disuelto) y sedimento (carbonatos, materia orgánica, arenas, limos y arcillas), a fin de explicar una posible relación entre estos factores y la densidad de partículas plásticas, únicamente se denotó una probable asociación entre el contenido de materia orgánica en los sedimentos y los microplásticos observados en esta matriz ambiental (Figura 56).

La relación entre la materia orgánica y la cantidad de microplásticos presentes en los sedimentos de la laguna de Sontecomapan, podría estar en función de la similitud de ambos tipos de partículas en cuanto a su densidad. De acuerdo con Avnimelech *et al.* (2001), la materia orgánica tiene una densidad promedio de 1.25 g/cm^3 , similar a la de los fragmentos de poliestireno y fibras, cuya densidad es de 1.05 y 1.17 g/cm^3 , respectivamente (Andrady, 2011; Hoellein *et al.*, 2019), por lo que en principio se esperaría que ambos tipos de partículas presentaran características similares de transporte y deposición. En concordancia, Hoellein *et al.* (2019) combinaron mediciones de transporte de microplásticos y materia orgánica, hecho que demostró que ambos tipos de partículas se encuentran en el mismo rango de distancia recorrida.

En un trabajo realizado por González-Saldías (2019) en la cuenca del río Besòs y Rofera en España, a partir de un modelo lineal múltiple que incluía variables hidromorfológicas, se observó que la materia orgánica fue la variable que mejor explicaba la distribución de microplásticos en sedimento. Asimismo, González-Saldías describió que, durante el proceso de extracción de microplásticos por el método de separación por densidad, la materia orgánica tenía una tendencia de flotabilidad igual a la de los microplásticos, hecho que demuestra una densidad similar.

Microplásticos en grupos de zooplancton

Los invertebrados son considerados como eficientes indicadores de contaminación plástica (Avio *et al.*, 2016). Particularmente, los organismos del zooplancton representan un grupo sensible en virtud de las migraciones verticales que realizan, lo que les permite actuar como vector de contaminación de partículas presentes en la columna de agua, aunado a la variabilidad de hábitos alimenticios, en cuyo caso suelen ser no selectivos (Moore, 2008; Wright *et al.*, 2013).

Los grupos analizados en el área de estudio (copépodos, luciféridos, y quetognatos), mostraron evidencia de partículas plásticas ingeridas, con diferencias en la densidad de ingestión. En orden creciente, los copépodos consumieron en promedio 0.01 ± 0.01 items/ind, los quetognatos 0.02 ± 0.02 items/ind y los luciféridos 0.03 ± 0.03 items/ind (Tabla 14). Estudios previos han documentado la probabilidad de la ingesta de microplásticos en estos animales. En la costa de Kenia, se analizó la presencia de este contaminante en diversos grupos del zooplancton, entre ellos, los quetognatos y copépodos, con un valor máximo de 0.46 items/ind y 0.33 items/ind, respectivamente (Kosore *et al.*, 2018). La densidad de ingesta en el norte del mar de China meridional, fue de 2.19 items/ind para copépodos y 0.67 items/ind en quetognatos (Sun *et al.*, 2017), valores superiores a los de este estudio. Es importante resaltar que Sun *et al.* (2017), mencionan que la mayor cantidad de partículas ingeridas por copépodos son fibras, mientras que los organismos de niveles tróficos superiores son menos afines a esta categoría de forma, tal como se observó en este estudio, donde los copépodos incorporaron estrictamente fibras y los quetognatos y luciféridos estuvieron asociados en su mayoría a los fragmentos.

La diferencia en cantidad de partículas consumidas por los grupos analizados, puede ser resultado de los hábitos alimenticios. De acuerdo a Benedetti *et al.* (2018), las especies de copépodos tienen posiciones tróficas distintas, existen herbívoros, omnívoros y carnívoros. Sin embargo, los más abundantes son los herbívoros, que suelen alimentarse de fitoplancton por procesos de filtración, a partir del movimiento rápido de sus patas nadadoras y apéndices externos, útiles para la creación de microcorrientes y posterior filtrado de partículas (Cole *et al.*, 2013). En contraste, los quetognatos que son estrictamente carnívoros, con una dieta amplia que incluye: copépodos, ostrácodos, medusas, salpas, estadios larvarios de crustáceos, larvas y huevos de peces, entre otros

(Terasaki, 2000), siendo los copépodos una de las presas predilecta de estos grandes depredadores (Feigenbaum y Maris, 1984; Yoon *et al.*, 2016). Los luciféridos por su parte, suelen ser denominados como omnívoros y son considerados un elemento clave en la dieta de peces de importancia comercial (Lee *et al.*, 1992; Cházaro-Olvera *et al.*, 2017), por lo que son organismos cruciales en las redes tróficas costeras.

La posibilidad de ingesta de microplásticos está en función del tamaño, color y biodisponibilidad de estas partículas. Cole *et al.* (2013) definieron que el zooplancton podía consumir partículas en un intervalo de tamaño de 1.7 a 30.6 μm , Sun *et al.* (2018) en el mar del Este de China, encontraron fibras con longitudes de entre 18.1 y 3762.9 μm y fragmentos de 11.0 a 1048.0 μm . El tamaño de los microplásticos ingeridos dependerá de las dimensiones del alimento que naturalmente suelen consumir los organismos, así como el tamaño de la boca y la longitud del apéndice de alimentación (Frost *et al.*, 1983). Sin embargo, en el caso de las fibras el tamaño es muy relativo, porque pueden estar dobladas, retorcidas o agregadas, lo que disminuye su tamaño y potencia su disponibilidad (Desforges *et al.*, 2015). Otra característica que juega un papel fundamental, es el color de los microplásticos. Shaw y Day (1994), definieron que los fragmentos con colores blancos o claros suelen ser confundidos por los organismos marinos, sin embargo, Kosore *et al.* (2018) mencionan que el color más común en diversos grupos del zooplancton es el negro. Además, los animales pertenecientes a tramas tróficas costeras son más susceptibles a ingerir microplásticos, en comparación con los de ambientes de alta mar, resultado de los aportes directos del medio continental (Carbery *et al.*, 2018), motivo por el cual los organismos que habitan el sistema lagunar de Sontecomapan no estuvieron exentos.

Potenciales riesgos y afectaciones de microplásticos

A partir de lo obtenido en este estudio sobre la densidad de microplásticos en las distintas matrices ambientales (agua y sedimento), se tiene conocimiento sobre la distribución de este contaminante en el sistema lagunar de Sontecomapan, así como de su ingreso a la cadena trófica a través de la ingesta de microplásticos por organismos del zooplancton (copépodos, quetognatos y luciféridos).

De acuerdo con trabajos previos, los microplásticos como partícula física pueden causar daños severos en los organismos que los ingieren, como laceración, inflamación y obstrucción física (Carbery *et al.*, 2018; Choi *et al.*, 2018). Las fibras pueden enredarse dentro del tracto intestinal y permanecer durante un tiempo más prolongado, en comparación con otras formas (Rochman *et al.*, 2019). Los microplásticos, también pueden provocar pseudo-saciedad lo que propicia una disminución en la ingesta de alimentos (Derraik, 2002; Cole *et al.*, 2011), con consecuencias en la supervivencia, crecimiento y reproducción del organismo. Por ejemplo, en un estudio realizado en una especie de copépodo (*Calanus helgolandicus*), donde varios individuos fueron expuesto a la presencia de microplásticos por un periodo de nueve días, se observó una disminución en la ingesta de su alimento predilecto (microalgas), producción de huevos de talla menor y una reducción en la posibilidad de eclosión (Cole *et al.*, 2015; Anderson *et al.*, 2016). Afortunadamente, algunos animales son capaces de expulsar materiales no deseados sin presentar daño alguno (Thompson, 2006; Cole *et al.*, 2011); no obstante, el proceso de egestión tiene implicaciones a nivel energético (Anderson *et al.*, 2016).

Además de los efectos directos sobre aquellos individuos que los consumen, estos contaminantes pueden escalar a niveles tróficos superiores, a partir de la alimentación de presas contaminadas (Anderson *et al.*, 2016), lo que se convierte en una vía de ingreso para el ser humano a partir del consumo de mariscos (Van Cauwenberghe y Janssen, 2014; Gray *et al.*, 2018), convirtiéndose en un riesgo de salud pública. Este hecho puede volverse preocupante, al considerar que la principal actividad económica de la región de Sontecomapan es la pesca.

Otra cuestión a considerar son los riesgos químicos de los microplásticos, definidos como cocteles de contaminantes tóxicos, por su amplia combinación de compuestos químicos (Rochman, 2015; Carbery *et al.*, 2018), tanto por los aditivos utilizados durante

su producción, como por su capacidad de adsorción de contaminantes orgánicos persistentes (COP), presentes en el agua circundante (Anderson *et al.*, 2016). Esto como respuesta de su alta relación superficie/volumen, aunado a una superficie no polar que promueve la adherencia de estos compuestos (Carbery *et al.*, 2018). Por ello, se considera que actúan como diminutos caballos de troya al transportar una amplia variedad de contaminantes tóxicos, que eventualmente van a ingerir los organismos sin darse cuenta (Cormier, 2007; Trevisan *et al.*, 2020).

Entre los aditivos implementados en la fabricación de plásticos destaca el bisfenol A (BPA) y los ftalatos. Estudios científicos indican que el bisfenol A actúa como perturbador endocrino (Elobeid *et al.*, 2012), cuyos efectos en animales planctónicos son desconocidos, sin embargo, en un estudio realizado por Staniszewska *et al.* (2016), observaron que las formas juveniles pueden ser más susceptibles a acumular este contaminante. Por otra parte en otros animales como los peces, se sabe que provocan feminización o hermafroditismo e incluso en el ser humano puede propiciar cáncer en órganos reproductores, obesidad y diabetes (Drastichová *et al.*, 2005; Beverly-Rubin, 2011). Los ftalatos (ésteres de ácido ftálico, PAEs) utilizados para mejorar la flexibilidad y el manejo de los plásticos, provocan alteración endocrina (Paluselli *et al.*, 2018). En copépodos se ha documentado que puede propiciar trastornos reproductivos los cuales pueden ser heredados, mientras que en etapas tempranas (larva nauplio) los efectos pueden ser letales, incluso en bajas concentraciones (Heindler *et al.*, 2017). El hecho de que las partículas plásticas sean una mezcla de muchos otros contaminantes, hace complejo el estudio de sus efectos.

A parte de las afectaciones físicas y toxicológicas mencionadas con anterioridad, se suma el papel que juegan como sustratos para comunidades bacterianas y pelágicas (Goldstein *et al.*, 2012; Anderson *et al.*, 2006). En estudios previos se ha documentado la presencia de diatomeas, hidroides y bacterias sobre microplásticos (Carpenter y Smith, 1972; Avio *et al.*, 2016). Es decir que podrían actuar como vectores de patógenos y como medio de transporte de pequeñas especies exóticas a nuevos ambientes (Viršek *et al.*, 2017; Avio *et al.*, 2016). Incluso a nivel de ecosistema la acumulación de partículas plásticas puede tener impacto en algunas características abióticas del sistema, como la penetración de la luz y cualidades sedimentarias (Arthur y Baker, 2011; Rodrigues *et al.*, 2018).

Los resultados de este estudio ofrecen una línea base sobre la cantidad de microplásticos en sedimento agua y zooplancton de la laguna de Sontecomapan, pero son aún insuficientes para conocer los efectos reales en la biota. Considerando los antecedentes expuestos, es crucial investigar la presencia de estos contaminantes en sistemas estuarinos, a fin de entender sus efectos a nivel individual y de ecosistema, en alusión a la salud pública y ambiental, al ser considerados como una potencial amenaza.

Conclusiones

Este estudio documenta por primera vez el grado de contaminación por microplásticos en sedimento, agua y zooplancton en la laguna de Sontecomapan, de bajo impacto humano catalogado como Ramsar. Particularmente, los datos proporcionados para la fauna de zooplancton, son los primeros en su tipo en nuestro país. El estudio se complementa con una caracterización ambiental de la laguna.

El análisis del entorno ambiental en la laguna mostró un fuerte gradiente perpendicular a la línea de costa, esto es, desde el mar hacia el fondo lagunar. En el caso del agua, este gradiente estuvo regido principalmente por la salinidad y temperatura; en el fondo lagunar, por la cantidad de materia orgánica, tipo de sedimento y concentración de microplásticos; en el zooplancton, por los copépodos, larvas de decápodos y huevos de pez. La escasa intrusión de salpas, doliólidos y anfípodos a la laguna puede ser indicativo de la intrusión marina hacia el cuerpo lagunar. Algunos grupos, como copépodos y luciféridos mostraron una amplia tolerancia halina, indicio de su éxito en el ecosistema.

En general, los resultados muestran que la concentración de microplásticos en la matriz ambiental sedimentaria fue baja (<11 items/500 g) en comparación con otras regiones del mundo; incluso hubo sitios de nula contaminación. No obstante, en agua superficial, la presencia de microplásticos fue más generalizada, con valores que fluctuaron entre 7 y 26 items/L, superiores a los registrados en otros sitios de México (Laguna Costera del Río Lagartos en Yucatán y la Bahía de Todos los Santos en Baja California) y el mundo, algunas de ellas con aparente mayor impacto antrópico. Esto lleva a pensar en la necesidad de estandarización de los métodos empleados para la detección y cuantificación de este contaminante, a fin de evitar diferencias debidas a la metodología entre futuros trabajos.

Entre las posibles fuentes de procedencia de microplásticos a la laguna figuran la descarga de ríos (Coxcoapan, La Palma y del Fraile) a dicho sistema y aquellas derivadas de actividades antrópicas (pesca, agricultura, turismo) que arriban por diferentes medios.

Se confirmó la ingestión de microplásticos en los tres grupos de animales analizados; copépodos, luciféridos y quetognatos, quienes presentan hábitos alimenticios distintos (herbívoros, omnívoros y carnívoros), lo que sugiere que las partículas plásticas forman parte de las redes tróficas pelágicas. El valor máximo detectado en copépodos

(0.036 items/ind), quetognatos (0.050 items/ind) y luciféridos (0.100 items/ind) es aún menor a lo registrado en otras regiones de mundo.

El análisis de fuentes de procedencia, distribución de partículas plásticas, sitios de permanencia y procesos de degradación, permitió el planteamiento de un esquema hipotético del origen y destino ambiental de microplásticos en la laguna de Sontecomapan, el cual podría aportar información gráfica para futuros estudios.

Finalmente, se propone la organización de talleres para la estandarización de métodos de muestreo, tratamiento de muestras en los laboratorios, caracterización y cuantificación de las partículas (unidades), así como estrategias para la reducción de contaminación por fuentes externas, durante la manipulación de muestras. La promoción de campañas de concientización ambiental y la implementación de programas de monitoreo de microplásticos que podrían conducir a la identificación de fuentes antrópicas de estas partículas. Los resultados de esta investigación permitirán sentar una línea base del grado de contaminación por microplásticos en la laguna de Sontecomapan y aportaran información relevante a las autoridades competentes para legislar este contaminante.

Literatura citada

- Abidli, S., J. C. Antunes, J. L. Ferreira, Y. Lahbib, P. Sobral y N. T. El Menif, 2018. Microplastics in sediments from the littoral zone of the north Tunisian coast (Mediterranean Sea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 205: 1-9.
- Adam, N. A. B., y N. H. A. Ishak, 2018. Taxonomic revision of the family Doliolidae Bronn, 1862 (Chordata, Tunicata, Thaliacea, Doliolida) from East coast of peninsular Malaysia), with an updated worldwide distribution. *Journal of Sustainability Science and Management* 13(5): 1823-8556.
- Aké-Castillo, J. A., y G. Vázquez, 2011. *Peridinium quinquecorne* var. *trispiniferum* var. nov. (Dinophyceae) from a brackish environment. *Acta Botanica Mexicana* 94: 125-140.
- Aké-Castillo, J. A., y G. Vázquez, 2008. Phytoplankton variation and its relation to nutrients and allochthonous organic matter in a coastal lagoon on the Gulf of Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 78(4): 705-714.
- Aké-Castillo, J. A., G. Vázquez y J. López-Portillo, 2006. Litterfall and descomposition of *Rhizophora mangle* L. in a coastal lagoon in the southern Gulf of Mexico. *Hydrobiologica* 559: 101-111.
- Amélineau, F., D. Bonnet, O. Heitz, V. Mortreux, A. M. A. Harding, N. Karnovsky, W. Walkusz, J. Fort y D. Grémillet, 2016. Microplastic pollution in the Greenland Sea: background levels and selective contamination of planktivorous diving seabirds. *Environmental Pollution* 219: 1131-1139.
- Anderson, J. C., B. J. Park y V. P. Palace, 2016. Microplastics in aquatic environments: implications for Canadian ecosystems. *Environmental Pollution* 218: 269-280.
- Andrady, L. A., 2017. The plastic in microplastics: A review. *Marine Pollution Bulletin* 119: 12-22.
- Andrady L. A., 2011. Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin* 62: 1596-1605.
- Ara, K., 2002. Temporal variability and production of *Temora turbinata* (Copepoda: Calanoida) in the Cananéia Lagoon estuarine system, São Paulo, Brazil. *Scientia Marina* 66(04): 399-406.

- Ariza-Tarazona, M.C., J. F. Villarreal-Chiu, J. M. Hernández-López, J. R. De la Rosa, V. Barbieri, C. Siligardi y E. I. Cedillo-González, 2020. Microplastic pollution reduction by a carbon and nitrogen-doped TiO₂: Effect of pH and temperature in the photocatalytic degradation process. *Journal of Hazardous Materials* 395: 122632.
- Arthur, C., y J. Baker, 2011. Proceedings of the Second Research Workshop on Microplastic Marine Debris. *NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-39*.
- Auta, H. S., C. U. Emenike y S. H. Fauziah, 2017. Distribution and importance of microplastics in the marine environment: A review of the sources, fate, effects, and potential solutions. *Environment International* 102: 165-176.
- Avio, G. C., S. Gorbi y F. Regoli, 2016. Plastics and microplastics in the oceans: From emerging pollutants to emerged threat. *Marine Environmental Research* 128: 2-11.
- Avnimelech, Y., G. Ritvo, L. E. Meijer y M. Kochba, 2001. Water content, organic carbon and dry bulk density in flooded sediments. *Aquacultural Engineering* 25: 25-33.
- Barbosa, A. E., A. G. Martínez y F. R. Aguilar, 2004. *Los Tuxtlas paisaje y pensamiento*. Universidad Autónoma Metropolitana (UAM), México, 93 p.
- Barnes, D. K., F. Galgani, R. C. Thompson y M. Barlaz, 2009. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society Lond B Biological Sciences* 364: 1985-1998.
- Barrera-Escorcia, G. B., I. Wong-Chang, A. S. Sobrino-Figueroa, X. Guzmán-García, F. Hernández-Galindo y F. Saavedra-Villeda, 1999. Evaluación microbiológica de la laguna de Tamiahua, Veracruz, en el ciclo 1994-1995. *Hidrobiológica* 9(2): 125-134.
- Bazaïri, H., A. Bayed, M. Glémarec y C. Hily, 2003. Spatial organisation of macrozoobenthic communities in response to environmental factors in a coastal lagoon of the NW African coast (Merja Zerga, Morocco). *Oceanologica Acta* 26: 457-471.
- Benedetti, F., M. Vogt, D. Righetti, F. Guilhaumon y A. Sakina-Dorothe, 2018. planktonic copepods differ in their ecological niches? *Journal of Biogeography* 45: 604-616.
- Benítez-Díaz, M. I., M. E. Castellanos-Páez, G. Garza- Mouriño, M. J. Ferrara-Guerrero y M. Pagano, 2018. Biomass, size structure and trophic compartments of the metazooplankton in the Sontecomapan Lagoon (Veracruz, Mexico). Pp: 155-176.

- In: M. E. Castellanos-Páez, A. Esquivel Herrera, J. Aldeco-Ramírez y M. Pagano (Eds.), *Ecology of the Sontecomapan Lagoon, Veracruz*. México, 339 p.
- Benítez-Díaz, M., M. E. Castellanos-Páez, G. Garza-Mouriño, M. J. Ferrara-Guerrero y M. Pagano, 2014. Spatiotemporal variations of zooplankton community in a shallow tropical brackish lagoon (Sontecomapan, Veracruz, Mexico). *Zoological Studies* 53: 59.
- Beverly-Rubin, S., 2011. Bisphenol A: An endocrine disruptor with widespread exposure and multiple effects. *The Journal of Steroid Biochemistry and Molecular Biology*. 127: 27-34.
- Bird, E. C. F., 1994. Physical Setting and Geomorphology of Coastal Lagoons. Pp. 9-38. In: B. Kjerfve (Ed.), *Coastal Lagoon Processes*. Elsevier, Amsterdam, 576 p.
- Blumenröder, J., P. Sechet, J. E. Kakkonen, M. G. J. Hartl, 2017. Microplastic contamination of intertidal sediments of Scapa Flow, Orkney: A first assessment. *Marine Pollution Bulletin* 124: 112-120.
- Boltovskoy, D., 1999. *Atlas del zooplancton del Atlántico sudoccidental y métodos de trabajo con el zooplancton marino*. INIDEP, Mar de Plata, 936 p.
- Borges, M. M., R. D. Caamal y J. R. Von Osten, 2019. Occurrence and seasonal distribution of microplastics and phthalates in sediments from the urban channel of the Ria and coast of Campeche, Mexico. *Science of the Total Environment* 672: 97-105.
- Botello, A. V., S. F. Villanueva, D. Leon, A. García-Borquez, G. de la Lanza y G. Ponce, 2020. Microplastics and Bisphenol A (BPA) in Sediments of Coastal Lagoons of Veracruz, Mexico. *Journal of Toxicology: Current Research* 4: 015.
- Bray, J. R. y J. T. Curtis, 1957. An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27: 325-349.
- Brito, S. L., P. M. Maia-Barbosa y R. M. Pinto-Coelho, 2016. Secondary productivity of main microcrustacean species of two tropical reservoirs in Brazil and its relationship with trophic state. *Journal of Limnology* 75: 320-329.
- Browne, M. A., 2015. Sources and pathways of microplastics to habitats. Pp. 229-244. In: M. Bergmann, L. Gutow y M. Klages (Eds.), *Marine anthropogenic litter*. Springer, 447 p.

- Browne, M. A., P. Crump, J. Sewart, Niven, E. L. Teuten, A. Tonkin, T. Galloway y R. C. Thompson, 2011. Accumulations of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. *Environmental Science Technology* 45(21): 9175-9179.
- Browne, M. A., T. S. Galloway y R. C. Thompson, 2010. Spatial patterns of plastic debris along estuarine shorelines. *Environmental Science Technology* 44: 3404-3409.
- Browne, M.A., A. Dissanayake, T. S. Galloway, D. M. Lowe, R. C. Thompson, 2008. Ingested microscopic plastic translocates to the circulatory system of the mussel, *Mytilus edulis* (L). *Environmental Science Technology* 42: 5026-5031.
- Brugnoli-Olivera, E, E. Férguson-Díaz, M. Delfino-Machin, A. Morales-Ramírez y A. Dominici, 2004. The composition of zooplankton community with emphasis on copepods in the Punta Morales zone, Golfo de Nicoya, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* 52: 897-902.
- Calva, L. G., A. V. Botello y G. Ponce-Veléz, 2005. Composición de hidrocarburos alifáticos en sedimentos de la laguna Sontecomapan, Ver., México. *Hidrobiológica* 15(1): 97-108.
- Calva, L. G. y A. V. Botello, 1999. Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from Sontecomapan Lagoon, Veracruz, Mexico. *Hidrobiológica* 9(1): 45-52.
- Carbery, M., W. O'Connor y P. Thavamani, 2018. Trophic transfer of microplastics and mixed contaminants in the marine food web and implications for human health. *Environment International* 115: 400-409.
- Carmona-Díaz, G., J. E. Morales-Mávil y E. Rodríguez-Luna, 2004. Plan de manejo para el manglar de Sontecomapan, Catemaco, Veracruz, México: una estrategia para la conservación de sus recursos naturales. *Madera y Bosques* 2: 5-23.
- Carpenter, E.J. y K. Smith, 1972. Plastics on the sargasso sea surface. *Science* 175: 1240-1241.
- Carson, H.S., M. S. Nerheim, K. A. Carroll y M. Eriksen, 2013. The plastic-associated microorganisms of the North Pacific gyre. *Marine Pollution Bulletin*. 75: 126–132.
- Cassanova, J. P., 1999. Chaetognata. Pp. 1353-1374. In: D. Boltovskoy (Ed.), *Atlas del zooplancton del Atlántico sudoccidental y métodos de trabajo con el zooplancton marino*. INIDEP, Mar de Plata, 936 p.

- Chandra, P., Enespa y D. P. Singh, 2020. Microplastic degradation by bacteria in aquatic ecosystem. *Microorganisms for Sustainable Environment and Health* 431-467.
- Cházaro-Olvera, S., M. Ortiz, I. Winfield, J. A. Pérez-Ramos y C. Meiners-Mandujano, 2017. Distribución, densidad, proporción sexual y fecundidad de *Belzebub faxoni* (Decapoda, Luciferidae) en el Sistema Arrecifal Veracruzano, SO del Golfo de México. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 3: 467-478.
- Chico-Ortiz, N., E. Mahu, R. Crane, C. Gordon y R. Marchant, 2020. Microplastics in Ghanaian coastal lagoon sediments: Their occurrence and spatial distribution. *Regional Studies in Marine Science* 40: 101509.
- Choi, J. S., J. Youn-Joo, H. Nam-Hui, S. H. Hong y P. June-Woo, 2018. Toxicological effects of irregularly shaped and spherical microplastics in a marine teleost, the sheepshead minnow (*Cyprinodon variegatus*). *Marine Pollution Bulletin* 129: 231-240.
- CIMAR, 2012. *Manifestación de Impacto Ambiental; Construcción de obra de protección en la Barra de Sontecomapan municipio de Catemaco, Veracruz*. 141 p.
- Claessens, M., S. De Meester, L. V. Landuyt, K. D. Clerck y C. R. Janssen, 2011. Occurrence and distribution of microplastics in marine sediments along the Belgian coast. *Marine Pollution Bulletin* 62: 2199-2204.
- Clarke, K. R., P. J. Somerfield y R. N. Gorley, 2008. Testing of null hypotheses in exploratory community analyses: similarity profiles and biota-environment linkage. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 366: 56-69.
- Clarke, K. R., 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18: 117-143.
- Cole, M., P. Lindeque, E. Fileman, C. Halsband y T. S. Galloway, 2015. The impact of polystyrene microplastics on feeding, function and fecundity in the marine copepod *Calanus helgolandicus*. *Environmental Science Technology* 49(2): 1130-1137.
- Cole, M., P. Lindeque, E. Fileman, C. Halsband, R. Goodhead, J. Moger y T. S. Galloway, 2013. Microplastic ingestion by zooplankton. *Environmental Science & Technology* 47: 6646-6655.
- Cole, M., P. Lindeque, C. Halsband y T. S. Galloway, 2011. Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin* 62: 2588-2597.

- Collins, N. R., y R. Williams, 1982. Zooplankton Communities in the Bristol Channel and Severn Estuary. *Marine Ecology Progress Series* 9: 1-11.
- CONAPO (Consejo Nacional de Poblacion), 2017. Proyecciones de la población de los municipios 2010-2030.
- Contreras, F. E., y O. L. Castañeda, 2004. La biodiversidad de las lagunas costeras. *Ciencias* 76: 46-56.
- Cormier, Z., 2007. *A toxic Trojan horse: Tiny plastic particles pack a major punch.* [<https://www.theglobeandmail.com/technology/science/a-toxic-trojan-horse-tiny-plastic-particles-pack-a-major-punch/article698293/>].
- de la Lanza-Espino, G., y F. J. Gutiérrez-Mendieta, 2017. Intervalos de parámetros no-conservativos en sistemas acuáticos costeros de México. *Hidrobiológica* 27(3): 369-390.
- de la Lanza-Espino, G., 1994. Química de las lagunas costeras y el litoral mexicano. Pp. 127- 198. In: G. De la Lanza-Espino y C. M. Cáceres (Eds.), *Lagunas costeras y el litoral mexicano*. Universidad Autónoma de Baja California Sur, 525 p.
- Derraik, J.G.B., 2002. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin* 44: 842-852.
- Desforges, J. P. W., M. Galbraith y P. S. Ross, 2015. Ingestion of microplastics by zooplankton in the Northeast Pacific Ocean. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 69: 320-330.
- Di Mauro, R., M. J. Kupchik y M. C. Benfield, 2017. Abundant plankton-sized microplastic particles in shelf waters of the northern Gulf of Mexico. *Environmental Pollution* 230: 798-809.
- Di, M., y J. Wang, 2018. Microplastics in surface waters and sediments of the Three Gorges Reservoir, China. *Science of the Total Environment* 616-617: 1620-1627.
- Drastichová, J., Z. Svobodová, M. Groenland, R. Dobsíkova, V. Ílábek, D. Weissová, M. Sztokowská, 2005. Effect of Exposure to Bisphenol A and 17 β -estradiol on the Sex Differentiation in Zebrafish (*Danio rerio*). *Acta Veterinaria Brno* 74: 287–291.
- EBTuxtlas (Estación de Biología los Tuxtlas, Instituto de Biología), 2006. *Generalidades de la región.* [<http://www.ibiologia.unam.mx/tuxtlas/localizacion/generalidades/frame.htm>].

- Elobeid, M. A., Z. M. Almarhoon, P. Virk, Z. K. Hassan, S. A. Omer, M. Elamin, M. H. Daghestani y E. M. Alolayan, 2012. Bisphenol A Detection in Various Brands of Drinking Bottled Water in Riyadh, Saudi Arabia Using Gas Chromatography/Mass Spectrometer. *Tropical Journal of Pharmaceutical Research* 11 (3): 455-459.
- Estefan, G., R. Sommer y J. Ryan, 2013. *Methods of Soil, Plant, and Water Analysis: A manual for the West Asia and North Africa region*. Beirut, Lebanon, 243p.
- Farrell, P., y K. Nelson, 2013. Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to *Carcinus maenas* (L.). *Environmental Pollution* 177: 1-3.
- Feigenbaum, D. L. y R. C. Maris, 1984. Feeding in chaetognath. *Oceanography Marine Annual Review* 22: 343-392.
- Ferrara-Guerrero, M. J., V. Morán-Villa, J. Aldeco-Ramírez, J. R. Ángeles-Vázquez, M. G. Figueroa-Torres y M. Pagano, 2018. Bacterial community contribution to nitrogen fixation and nitrous oxides production in the Sontecomapan Lagoon. Pp: 87-104. In: M. E. Castellanos-Páez, A. Esquivel Herrera, J. Aldeco-Ramírez y M. Pagano (Eds.), *Ecology of the Sontecomapan Lagoon, Veracruz*. México, 339 p.
- Folk, R. L., 1974. *Petrology of Sedimentary Rocks: Austin*. Hemphill Publishing Company, 182 p.
- Frost, B. W., M. R. Landry y R. P. Hassett, 1983. Feeding behavior of large calanoid copepods *Neocalanus cristatus* and *N. plumchrus* from the subarctic Pacific Ocean. *Deep Sea Research* 30(1): 1-13.
- Gasca, R., y A. Morales-Ramírez, 2012. Anfípodos hiperídeos (Crustacea: Peracarida) del Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica, Pacífico Tropical Oriental. *Revista de Biología Trópica* 60: 223-233.
- Gaudette, H. E. y W. R. Flight, 1974. An inexpensive titration method for the determination of organic carbon in recent sediments. *Journal of Sedimentary Petrology* 44(1); 249-253.
- Geissen, V., H. Mol, E. Klumpp, G. Umlauf, M. Nadal, M. van der Ploeg, S. E. A. T. M. van de Zee, C. J. Ritsema, 2015. Emerging pollutants in the environment: A challenge for water resource management. *International Soil and Water Conservation Research* 3: 57-65.

- Ghandour, M. F. M., J. B. Khalil y S. A. Atta, 1985. Distribution of carbonates, bicarbonates, and pH values in ground water of the Nile delta region, Egypt. *Ground Water* 23(1): 35-41.
- Goldstein, M. C., M. Rosenberg y L. Cheng, 2012. Increased oceanic microplastic debris enhances oviposition in an endemic pelagic insect. *Biology Letters* 8: 817-820.
- Gómez-Marín, F., 2003. *Ficha Informativa de los humedales RAMSAR (FIR)*. Catemaco, Veracruz, 15 p.
- González-Saldías, F. E., (2019). *Distribución y abundancia de microplásticos en cuencas Mediterráneas*. Tesis de Maestría, Universidad de Barcelona, España, 32 p.
- González-Fierro, A. y G. Ponce-Vélez, 2018. Metal pollution in aquatic ecosystems: a case study on Sontecomapan coastal lagoon (State of Veracruz) considered as a reference of pristine ecosystems. Pp: 257-292. *In: M. E. Castellanos-Páez, A. Esquivel Herrera, J. Aldeco-Ramírez y M. Pagano (Eds.), Ecology of the Sontecomapan Lagoon, Veracruz*. México, 339 p.
- González-Fierro, A., A. Vázquez-Botello, S. Villanueva-Fragoso y G. Ponce-Vélez, 1994. Presencia de metales en sedimentos recientes y organismos de la laguna Sontecomapan, Veracruz, México. *Hidrobiológica* 4(1-2): 35-43.
- Gray, A. D., H. Wertz, R. R. Leads y J. E. Weinstein, 2018. Microplastic in two South Carolina Estuaries: Occurrence, distribution, and composition. *Marine Pollution Bulletin* 128: 223-233.
- Heindler, F. M., F. Alajmi, R. Huerlimann, C. Zeng, S. J. Newman, G. Vamvounis y L. van Herwerden, 2017. Toxic effects of polyethylene terephthalate microparticles and Di(2-ethylhexyl)phthalate on the calanoid copepod, *Parvocalanus crassirostris*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 141: 298-305.
- Herrera-Silveira, J. A. y S. M. Morales-Ojeda, 2010. Subtropical Karstic Coastal Lagoon Assessment, Southeast Mexico. The Yucatan Peninsula Case. Pp. 307-333. *In: M. J. Kennish, y H. W. Paerl (Eds.), Coastal Lagoons: Critical Habitats of Environmental Change*. 558 p.
- Hesse, P. R., 1971. *A textbook of soil chemical analysis*. John Murray, London, 520 p.

- Hidalgo-Ruz, V., L. Gutow, R. C. Thompson y M. Thiel, 2012. Microplastics in the marine environment: A review of the methods used for identification and quantification. *Environmental Science & Technology* 46: 3060-3075.
- Hoellein, T. J., A. J. Shogren, J. L. Tank, P. Risteca y J. J. Kelly, 2019. Microplastic deposition velocity in streams follows patterns for naturally occurring allochthonous particles. *Scientific reports* 9(1): 3740.
- Hopewell, J., R. Dvorak y E. Kosior, 2009. Plastics recycling: challenges and opportunities. *Philosophical Transactions of the Royal Society. Biological Science* 364: 2115-2126.
- Isinibilir, M., L. Svetlichny y E. Hubareva, 2016. Competitive advantage of the invasive copepod *Oithona davisae* over the indigenous copepod *Oithona nana* in the Marmara Sea and Golden Horn Estuary. *Marine and Freshwater Behaviour Physiology* 49(6): 391-405.
- Jiang, J. Q., 2018. Occurrence of microplastics and its pollution in the environment: A review. *Sustainable Production and Consumption* 13: 16-23.
- Jiang, Y. Z., Y. Zhao, X. Wang, F. Yang, M. Chen y J. Wan, 2020. Characterization of microplastics in the surface seawater of the South Yellow Sea as affected by season. *Science of the Total Environment* 724: 138375.
- Kalogerakis, N., K. Karkanorachaki, G. C. Kalogerakis, E. I. Triantafyllidi, A. D. Gotsis, P. Partsinevelos y F. Fava, 2017. Microplastics Generation: Onset of Fragmentation of Polyethylene Films in Marine Environment Mesocosms. *Frontiers in Marine Science* 4: 84.
- Karlsson, T. M., A. D. Vethaak, B. C. Almroth, F. Ariese, M. van Velzen, M. Hassellöv y H. A. Leslie, 2017. Screening for microplastics in sediment, water, marine invertebrates and fish: Method development and microplastic accumulation. *Marine Pollution Bulletin* 122: 403-408.
- Keister, J. E. y D. Bonnet, 2012. Zooplankton population connections, community dynamics, and climate variability. *ICES Journal of Marine Science* 69(3): 347-350.
- Kennish, M. J. y H. W. Paerl, 2010. *Coastal Lagoons critical habitats of environmental Change*. CRC Press, USA, 539 p.

- Ketchen, D. J. y C. L. Shook, 1996. The application of cluster analysis in strategic management research: an analysis and critique. *Strategic Management Journal* 17: 441-458.
- Klein, S., I. K. Dimzon, J. Eubeler y T. P. Knepper, 2017. Analysis, Occurrence, and Degradation of Microplastics in the Aqueous Environment. Pp. 51-67. In: M. Wagner y S. Lambert (Eds.), *Freshwater microplastics. Emerging Environmental Contaminants?* 303 p.
- Kosore, C., L. Ojwang, J. Maghanga, J. Kamau, A. Kimeli, J. Omukoto, N. Ngisiag'e, J. Mwaluma, H. Ong'ada, C. Magori y E. Ndirui, 2018. Occurrence and ingestion of microplastics by zooplankton in Kenya's marine environment: first documented evidence. *African Journal of Marine Science* 40(3): 225-234.
- Krause, K. E., K. V. Dinh y T. G. Nielsen, 2017. Increased tolerance to oil exposure by the cosmopolitan marine copepod *Acartia tonsa*. *Science of the Total Environment* 607-608: 87-94.
- Laglbauer, B. J., R. M. Franco-Santos, M. Andreu-Cazenave, L. Brunelli, M. Papadatou, A. Palatinus, M. Grego y T. Deprez, 2014. Macrodebris and microplastics from beaches in Slovenia. *Marine Pollution Bulletin* 89: 356-366.
- Lankford, R. R., 1977. Coastal lagoons of Mexico: Their origin and classification. Pp. 182-215. In: M. Wiley (Ed.), *Estuarine Processes, Circulation, Sediments and Transfer of Materials in the Estuary*. Academic Press, Inc., Nueva York, 446 p.
- Lara-Domínguez, A. L., F. Contreras-Espinosa, O. Castañeda-López, E. Barbara-Macías y M. A. Pérez-Hernández, 2011. Lagunas costeras y estuarios. Pp. 297-313. In: A. Cruz-Angón (Ed.), *La Biodiversidad en Veracruz un estudio de estado*. CONABIO, Veracruz, 541 p.
- Lara-Domínguez, A. L., J. López-Portillo, A. Martínez-González y A. D. Vázquez-Lule, 2009. *Caracterización del sitio de manglar Sontecomapan, en Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). Sitios de manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica*. CONABIO, México, D.F.

- Lee, K. W., W. J. Shim, O. Y. Kwon y J. H. Kang, 2013. Size-Dependent Effects of Micro Polystyrene Particles in the Marine Copepod *Tigriopus japonicus*. *Environmental Science & Technology* 47: 11278-11283.
- Lee, W. Y., M. Omori y R. W. Peck, 1992. Growth, reproduction and feeding behavior of the planktonic shrimp, *Lucifer faxoni* Borradaile 1915, off the Texas Coast. *Journal of Plankton Research* 14: 61-69.
- Lobelle, D. Y M. Cunliffe, 2011. Early microbial biofilm formation on marine plastic debris. *Marine Pollution Bulletin* 62: 197-200.
- López-Ortega, M., G. Pulido-Flores, A. Serrano-Solís, J. C. Gaytán-Oyarzún, W. S. Monks-Sheets y M. A. López-Jiménez, 2012. Evaluación estacional de las variables físicoquímicas del agua de la Laguna de Tampamachoco, Veracruz, México. *Revista Científica UDO Agrícola* 12(3): 713-719.
- Loring, D. H. y R. T. T. Rantala, 1992. Manual for the geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter. *Earth-Science Reviews* 32: 235-283.
- Loureiro, S., A. Newton y J. Icely, 2006. Boundary conditions for the European water framework directive in the Ria Formosa lagoon, Portugal (physico-chemical and phytoplankton quality elements). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 67: 382-398.
- Lourens, J. J. M., T. Van Emmerik, R. Van der Ent, C. Schimidt y L. Lebreton, 2020. Over 1000 rivers accountable for 80% of global riverine plastic emissions into the ocean. *EGU General Assembly Conference Abstracts EGU2020-22000*.
- Marcolin, C. R., B. L. Conceição, M. M. Nogueira, P. M. Júnior y R. Jhonsson, 2010. Mesozooplankton an ichthyoplankton composition in two tropical estuaries of Bahia, Brazil. *Check List* 6: 2.
- McLusky, D. S., y M. Elliott, 2004. *The Estuarine Ecosystem: Ecology, Threats and Management*. Oxford University Press, New York, 224 p.
- Méndez, N., 2002. Annelid assemblages in soft bottoms subjected to human impact in the Úrias stuary (Sinaloa, Mexico). *Oceanologica Acta* 25: 139-47.
- Moore, C. J., 2008. Synthetic polymers in the marine environment: A rapidly increasing, long-term threat. *Environmental Research* 108: 131-139.

- Nelms, S. E., T. S. Galloway, B. J. Godley, D. S. Jarvis y P. K. Lindeque, 2018. Investigating microplastic trophic transfer in marine top predators. *Environmental Pollution* 238: 999-1007.
- Neto, J. A. B., C. Gaylarde, I. Beech, A. C. Bastos, V. da Silva Quaresma y D. G. de Carvalho, 2019. Microplastics and attached microorganisms in sediments of the Vitória bay estuarine system in SE Brazil. *Ocean and Coastal Management* 169: 247-253.
- Newton, A., A. C. Brito, J. D. Icely, V. Derolez, I. Clara, S. Angus, G. Schernewski, M. Inácio, A. I. Lillebø, A. I. Sousa, B. Béjaoui, C. Solidoro, M. Tosic, M. Cañedo-Aguelles, M. Yamamuro, S. Reizopoulou, H-C. Tseng, D. Canu, L. Roselli, M. Maanan, S. Cristina, A. C. Ruiz-Fernández, R.F. de Lima, B. Kjerfve, N. Rubio-Cisneros, A. Pérez-Ruzafa, C. Marcos, R. Pastres, F. Pranovi, M. Snoussi, J. Turpie, Y. Tuchkovenko, B. Dyack, J. Brookes, R. Povillanska y V. Khokhlov, 2018. Assessing, quantifying and valuing the ecosystem services of coastal lagoons. *Journal for Nature Conservation* 44: 50-65.
- Newton, A., y S. M. Mudge, 2003. Temperature and salinity regimes in a shallow, mesotidal lagoon, the Ria Formosa, Portugal. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 57: 73-85.
- Ng, K. L. y J. P. Obbard, 2006. Prevalence of microplastics in Singapore's coastal marine environment. *Marine Pollution Bulletin* 52: 761-767.
- Nogueira, M. J., E. G. Tosetto y E. L. Razzolini, 2018. The influence of environmental conditions on *Parasagitta friderici* (Chaetognatha) abundance in a subtropical estuary (south Brazil). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 99: 785-793.
- Nogueira, M. J., y F. P. Brandini, 2018. Community Structure and Spatiotemporal Dynamics of the Zooplankton in the South Brazilian Bight: A Review. Pp. 149-170. In: M. S. Hoffmeyer, M. A. Sabatini, F. P. Brandini, D. L. Calliari y N. H. Santinelli (Eds.), *Plankton Ecology of the Southwestern Atlantic: From the Subtropical to the Subantarctic Realm*. 586 p.
- Ortiz, L., E. Sánchez y E. Gutiérrez, 1993. *Análisis de suelos, fundamentos y técnicas. Parte I*. Universidad Autónoma del Estado de Morelos, México. 104 p.

- Paffenhöfer, G. A., 2006. Oxygen consumption in relation to motion of marine planktonic copepods. *Marine Ecology Progress Series* 317: 187-192.
- Paluselli, A., Aminot, Y., Galgani, F., Net, S., y R. Sempéré, 2018. Occurrence of phthalate acid esters (PAEs) in the northwestern Mediterranean Sea and the Rhone River. *Progress in Oceanography* 163: 221-231.
- Pérez-Ruzafa, A., M. Concepción, I. M. Pérez-Ruzafa y M. Pérez-Marcos, 2011. Coastal lagoons: "transitional ecosystems" between transitional and coastal waters. *Journal of Coastal Conservation* 15: 369-392.
- Piñon-Colin, T. J., R. Rodríguez-Jimenez, M. A. Pastrana-Corral, E. Rogel-Hernandez, F. T. Wakida, 2018. Microplastics on sandy beaches of the Baja California Peninsula, Mexico. *Marine Pollution Bulletin* 131:63-71.
- PlasticsEurope, 2016. *Plastics - The Facts 2016: An Analysis of European Plastics production, demand and waste Data*. 37 p.
- Pruter, A. T., 1987. Sources, quantities and distribution of persistent plastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin* 18: 305-310.
- Quesadas-Rojas, M., C. Enriquez y A. Valle-Levinson, 2021. Natural and anthropogenic effects on microplastic distribution in a hypersaline lagoon. *Science of the Total Environment* 776: 145803.
- Ramírez-Álvarez, N., L. M. Rios Mendoza, J. V. Macías-Zamora, L. Oregel-Vázquez, A. Alvarez-Aguilar, F. A. Hernández-Guzmán, J. L. Sánchez-Osorio, C. J. Moore, H. Silva-Jiménez y L. F. Navarro-Olache, 2020. Microplastics: Sources and distribution in surface waters and sediments of Todos Santos Bay, Mexico. *Science of the Total Environment* 703: 134838.
- Rivera-Monroy, V. H., J. W. Day, R. R. Twilley, F. Vera- Herrera y C. Coronado-Molina, 1995. Flux of nitrogen and sediment in a fringe mangrove forest in Terminos lagoon, Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 40: 139-160.
- Rochman, C. M., C. Brookson, J. Bikker, N. Djuric, A. Earn, K. Bucci, S. Athey, A. Huntington, H. McIlwraith, K. Munno, H. De Frond, A. Kolomijeca, L. Erdle, J. Grbic, M. Bayoumi, S. B. Borrelle, T. Wu, S. Santoro, L. M. Werbowski, X. Zhu, R. K. Giles, B. M. Hamilton, C. Thaysen, A. Kaura, N. Klasios, L. Ead, J. Kim, C. Sherlock, A. Ho y C. Hung, 2019. Rethinking Microplastics as a Diverse

- Contaminant Suite. *Environmental Toxicology and Chemistry* 38(4): 703-711.
- Rochman, C.M., 2015. The complex mixture, fate and toxicity of chemicals associated with plastic debris in the marine environment. Pp. 117–140. *In*: M., Bergmann, L. Gutow y M. Klages (Eds.), *Marine Anthropogenic Litter*. Springer, 447 p.
- Rodrigues M. O., N. Abrantes, F. J. M. Gonçalves, H. Nogueira, J. C. Marques y A. M. M. Gonçalves, 2018. *Science of the Total Environment* 633: 1549-1559.
- Rodríguez-Varela, A. C., A. Cruz-Gómez y H. Vázquez-López, 2010. List of the ichthyofauna in the Sontecomapan lagoon, Veracruz, Mexico. *BIOCYT* 3(9): 107-121.
- RUOA (Red Universitaria de Observatorios Atmosféricos), 2018. *Observatorio Atmosférico los Tuxtlas*. [https://www.ruoa.unam.mx/LTUX/index_LTUX.html].
- Salvador, F. C., A. Turra y J. Baruque-Ramos, 2017. Synthetic fibers as microplastics in the marine environment: A review from textile perspective with a focus on domestic washings. *Science of the Total Environment* 598: 1116-1129.
- Sánchez-Hernández, L. J., P. Ramírez Romero, F. Rodríguez- González, V. H. Ramos-Sánchez, R. A. Márquez Montes, H. R. Romero-Paredes, S.B. Sujitha, M. P. Jonathan, 2021. Seasonal evidences of microplastics in environmental matrices of a tourist dominated urban estuary in Gulf of Mexico, Mexico. *Chemosphere* 277: 130261.
- Sanvicente-Añorve, L., J. Zavala-Hidalgo, M. E. Allende-Arandía y M. Hermoso-Salazar, 2014. Connectivity patterns among coral reef systems in the southern Gulf of Mexico. *Marine Ecology Progress Series* 498: 27-41.
- SEDESOL (Secretaría de Desarrollo Social), 2013. *Unidad de microrregiones*. [<http://www.microrregiones.gob.mx/catloc/contenido.aspx?refnac=300320065>].
- Shaw, D. G., y R. H. Day, 1994. Colour- and form-dependent loss of plastic micro-debris from the North Pacific Ocean. *Marine Pollution Bulletin* 28(1): 39-43.
- Shepard, F. P., 1954. Nomenclature Based on Sand-Silt-Clay Ratios. *Journal of Sedimentary Petrology* 24: 151-158.
- SIAP (Sistema de Información Agropecuaria y Pesquera), 2015. *Resumen del estado de cultivos cíclicos y perennes*. [http://infosiap.siap.gob.mx/aagricola_siap_gb/icultivo/index.jsp].

- Staniszewska, M., I. Nehring, S. Mudrak-Cegiołka, 2016. Changes of concentrations and possibility of accumulation of bisphenol A and alkylphenols, depending on biomass and composition, in zooplankton of the Southern Baltic (Gulf of Gdansk). *Environmental Pollution* 213: 489-501.
- Sterza, J. M., y L. Loureiro-Fernandes, 2006. Distribution and abundance of cladocera (Brachiopoda) in the Paraíba Do Sul river estuary, Rio de Janeiro, Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography* 54(4): 193-204.
- Sun, X., T. Liu, M. Zhu, J. Liang, Y. Zhao y B. Zhang, 2018. Retention and characteristics of microplastics in natural zooplankton taxa from the East China Sea. *Science of Total Environment* 640-641: 232-242.
- Sun, X., Q. Li, M. Zhu, J. Liang, S. Zheng, Y. Zhao, 2017. Ingestion of microplastics by natural zooplankton groups in the northern South China Sea. *Marine Pollution Bulletin* 115: 217-224.
- Tagliapietra, D., M. Sigovini y A. V. Ghirardini, 2009. A review of terms and definitions to categorise estuaries, lagoons and associated environments. *Marine and Freshwater Research* 60: 497-509.
- Téllez-Alcántar, V., 2019. *Contaminación por microplásticos en la zona sur y centro de las costas de Quintana Roo*. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, 125 p.
- Terasaki, M., 2000. Feeding of carnivorous zooplankton, chaetognaths in the Pacific. Pp. 257-276. In: N. Handa, E. Tanoue y T. Hama (Eds.), *Dynamics and characterization of marine organic matter*. Japan, 572 p.
- Tester, P. A., y J. T. Turner, 1988. Comparative carbon-specific ingestion rates of phytoplankton by *Acartia tonsa*, *Centropages velificatus* and *Eucalanus pileatus* grazing on natural phytoplankton assemblages in the plume of the Mississippi River (northern Gulf of Mexico continental shelf). *Hydrobiologia* 167/168: 211-217.
- Teuten, E.L., Saquing, J.M., Knappe, D.R.U., Barlaz, M.A., Jonsson, S., Bjorn, A., Rowland, S.J., Thompson, R.C., Galloway, T.S., Yamashita, R., Ochi, D., Watanuki, Y., Moore, C., Pham, H.V., Tana, T.S., Prudente, M., Boonyatumanond, R., Zakaria, M.P., Akkavong, K., Ogata, Y., Hirai, H., Iwasa, S., Mizukawa, K., Hagino, Y., Imamura, A., Saha, M., Takada, H., 2009. Transport and release of

- chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 364 (1526): 2027-2045.
- Thompson, R.C., 2006. Plastic debris in the marine environment: consequences and solutions. Pp. 107–115. In: J. C. Krause, H. Nordheim y S. Bräger (Eds.), *Marine Nature Conservation in Europe*. Federal Agency for Nature Conservation, Stralsund, Germany, 271 p.
- Thompson, R. C., Y. Olsen, R. P. Mitchell, A. Davis, S. J. Rowland, A. W. G. John, D. McGonigle y A. E. Russel, 2004. Lost at sea: Where is all the plastic? *Science* 304: 838.
- Trevisan, R., D. Uzochukwu y R. T. Di Giulio, 2020. PAH sorption to nanoplastics and the trojan horse effect as drivers of mitochondrial toxicity and PAH localization in zebrafish. *Frontiers in Environmental Science* 78:8.
- Tukey, J. W., 1977. *Exploratory Data Analysis*. Addison Wesley Publishing Company, 688 p.
- Turner, J. T., y P. A. Tukey, 1999. Zooplankton feeding ecology: nonselective grazing by the copepods *Acartia tonsa* Dana, *Centropages velificatus* De Oliveira, and *Eucalanus pileatus* Giesbrecht in the plume of the Mississippi River. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 126: 21-43.
- Turner, J. T., y P. A. Tester, 1989. Zooplankton feeding ecology: nonselective grazing by the copepods *Acartia tonsa* Dana, *Centropages veliJcatus* De Oliveira, and *Eucalanus pileatus* Giesbrecht in the plume of the Mississippi River. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 126: 21-43.
- Uriarte, I., y F. Villate, 2004. Effects of pollution on zooplankton abundance and distribution in two estuaries of the Basque coast (Bay of Biscay). *Marine Pollution Bulletin* 49:220-228.
- Van Cauwenberghe, L., L. Devriese, F. Galgani, J. Robbens y C. R. Janssen, 2015. Microplastics in sediments: A review of techniques, occurrence and effects. *Marine Environmental Research* 111: 5-7.
- Van Cauwenberghe, L. y C. R. Janssen, 2014. Microplastics in bivalves cultured for human consumption. *Environmental Pollution* 193: 65-70.

- Van Cauwenberghe, A. Vanreusel, J. Mess y C. R. Janssen, 2013. Microplastic pollution in deep-sea sediments. *Environmental Pollution* 182: 495-499.
- Vázquez-Botello, A., F. Contreras-Espinosa, G. De La Lanza-Esno y S. F. Villanueva, 2009. Primary production in coastal lagoons. Pp. 339-361. *In*: F. I. Isla y O. Iribarne (Eds.), *Coastal Zones and Estuaries*. Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS), 519 p.
- Velásquez, J, A. Márquez, I Fermín, F. López, D. Hernández y W. Senior, 2016. Características geoquímicas de los sedimentos superficiales de la laguna la Restinga, Isla de Margarita, Venezuela. *Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela* 55(1): 54-68.
- Viršek, M. K., M. N. Lovšin, Š. Koren, A. Kržan, y M. Peterlin, 2017. Microplastics as a vector for the transport of the bacterial fish pathogen species *Aeromonas salmonicida*. *Marine Pollution Bulletin*, 125(1-2): 301-309.
- Walkley, A., 1947. A critical examination of a rapid method for determining organic carbon in soils-effect of variations in digestion conditions and of inorganic soil constituents. *Soil Science* 63(4): 251-264.
- Wang, C., M. Chen, H. Qi, W. Intasen y A. Kanchanapant, 2020. Grain-Size Distribution of Surface Sediments in the Chanthaburi Coast, Thailand and Implications for the Sedimentary Dynamic Environment. *Journal Marine Science Engineering* 8: 242.
- Wang, J., Z. Tan, J. Peng, Q. Qiu y M. Li, 2016. The behaviors of microplastics in the marine environment. *Marine Environmental Research* 113: 7-17.
- Wright, S. L., R. C. Thompson y T. S. Galloway, 2013. The physical impacts of microplastics on marine organisms: a review. *Environmental Pollution* 178: 483-492.
- Ye, S., y A. L. Andrady, 1991. Fouling of floating plastic debris under Biscayne Bay exposure conditions. *Marine Pollution Bulletin* 22(12): 608-613.
- Yona, D., S. H. J. Sari, F. Iranawati, S. Bachri y W. C. Ayuningtyas, 2019. Microplastics in the surface sediments from the eastern waters of Java Sea, Indonesia. *F1000Research* 8: 98.

- Yoon, H., A. Ko, K. Jung-Hoon, J. K. Choi y J. Se-Jong, 2016. Diet of Chaetognaths *Sagitta crassa* and *S. nage* in the Yellow Sea Inferred from Gut Content and Fatty Acid Analyses. *Ocean and Polar Research* 38(1): 35-46.
- Zar, J. H., 2005. Spearman rank correlation. Encyclopedia of Biostatistics.
- Zavala-Hidalgo, J., L. M. Steven y J. J. O'Brien , 2003. Seasonal circulation on the western shelf of the Gulf of Mexico using a high-resolution numerical model. *Journal of Geophysical Research* 108: 3389.
- Zhang, Y., S. Kang, S. Allen, D. Allen, T. Gao y T. M. Sillanpää, 2020. Atmospheric microplastics: A review on current status and perspectives. *Earth-Science Reviews* 203: 103118.
- Zhang, K., S. Huahong, J. Peng, Y. Wang, X. Xiong, C. Wu y P. K.S. Lam, 2018. Microplastic pollution in China's inland water systems: A review of findings, methods, characteristics, effects, and management. *Science of the Total Environment* 630: 1641-1653.

APÉNDICE

Tabla 2. Lista sistemática de los taxa zooplanctónicos identificados en la laguna de Sontecomapan, Veracruz, durante junio de 2018. Clasificación tomada de Ruggieron *et al.* (2015).

Phylum Cnidaria Hatschek, 1888

Phylum Chaetognatha

Phylum Arthropoda von Siebold, 1848

Subphylum Crustacea Brünnich, 1772

Clase Branchiopoda Latreille, 1817

Subclase Phyllopoda Preuss, 1951

Superorden Cladocera Latreille, 1829

Clase Malacostraca Latreille, 1802

Subclase Eumalacostraca

Superorden Eucarida Calman, 1904

Orden Decapoda Latreille, 1802

Familia Luciferidae De Haan, 1849

Superorden Peracarida Calman, 1904

Orden Amphipoda Latreille, 1816

Suborden Hyperiidea Milne Edwards, 1830

Orden Mysida Boas, 1883

Subclase Hoplicarida Calman, 1904

Orden Stomatopoda Latreille, 1817

Clase Maxillopoda Dahl, 1956

Subclase Copepoda Milne Edwards, 1840

Clase Ostracoda Latreille, 1802

Phylum Nematoda

Phylum Annelida Lamarck, 1802

Clase Polychaeta Grube, 1850

Phylum Brachiopoda Duméril, 1805

Phylum Bryozoa

Phylum Mollusca Cuvier, 1795

Clase Gatropoda Cuvier, 1795

Subclase Caenogastropoda Cox, 1960

Orden Littorinimorpha Golikov & Starobogatov, 1975

Familia Atlantidae Rang 1829

Subclase Heterobranchia Burmeister, 1837

Orden Pteropoda Cuvier, 1804

Suborden Gymnosomata Blainville, 1824

Suborden Euthecosomata Meisenheimer, 1905

Familia Creseidae Rampal, 1973

Género *Creseis* Rang, 1828

Familia Limacinidae Gray, 1840

Género *Limacina* Bosc, 1817

Phylum Chordata Haeckel, 1874

Subphylum Tunicata Lamarck, 1816

Clase Appendicularia Fol, 1874

Clase Thaliacea Van der Haeven, 1850

Orden Doliolida Delage & Hérouard, 1898

Orden Salpida Forbes, 1853

Subphylum Vertebrata

Superclase Osteichthyes Huxley, 1880

Phylum Echinodermata Bruguière, 1791

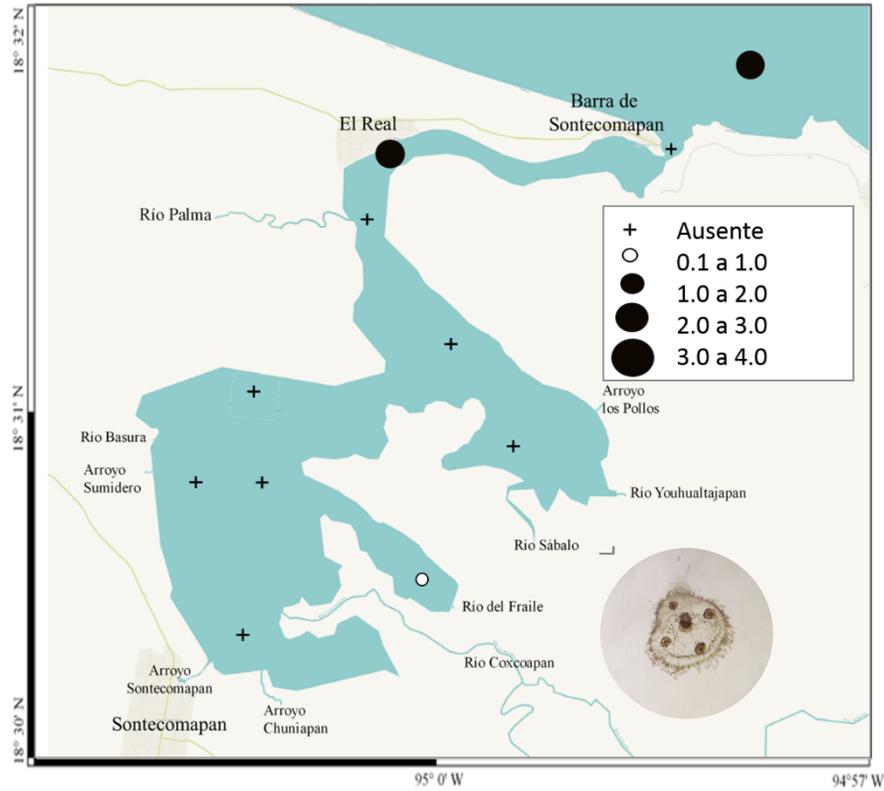


Figura 14 . Distribución y abundancia (ind/100 m³) de medusas.

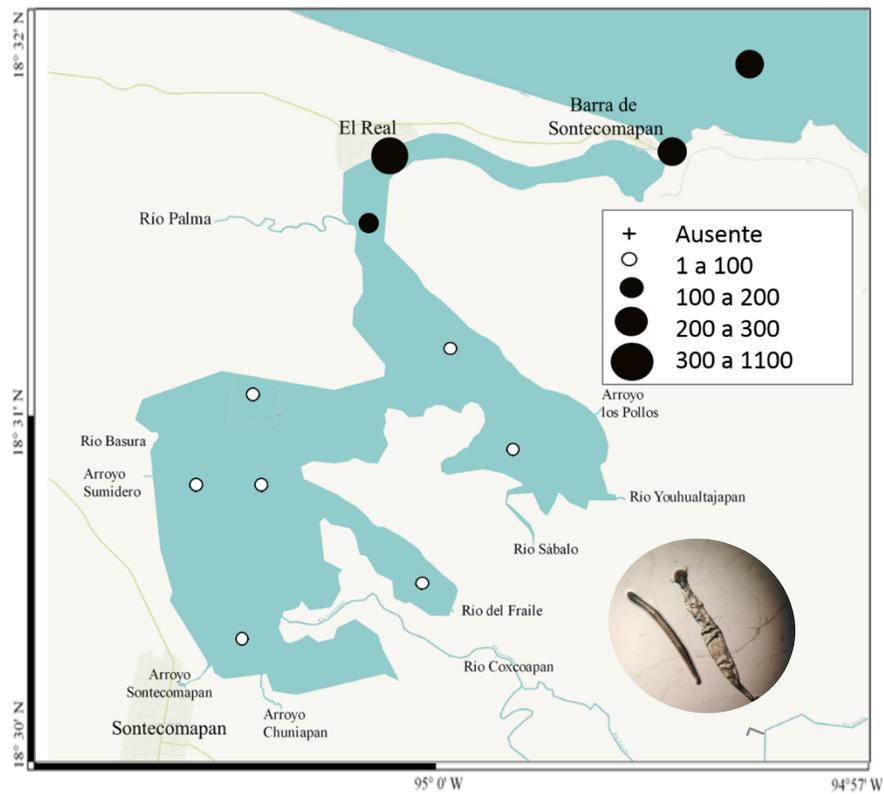


Figura 15. Distribución y abundancia (ind/100 m³) de quetognatos.

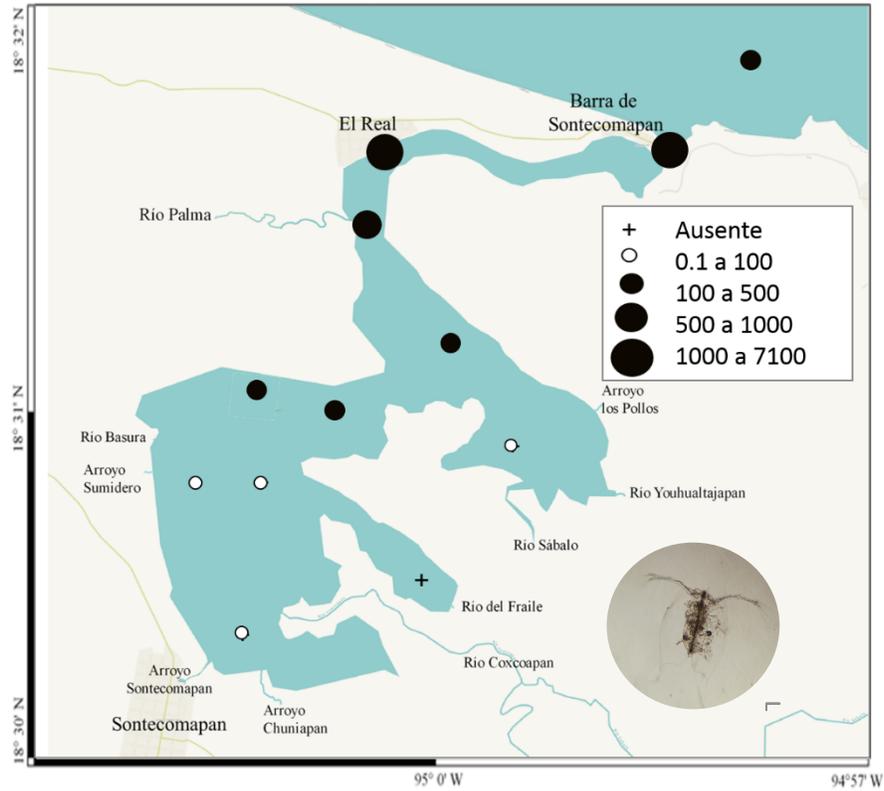


Figura 16 . Distribución y abundancia (ind/100 m³) de cladóceros.

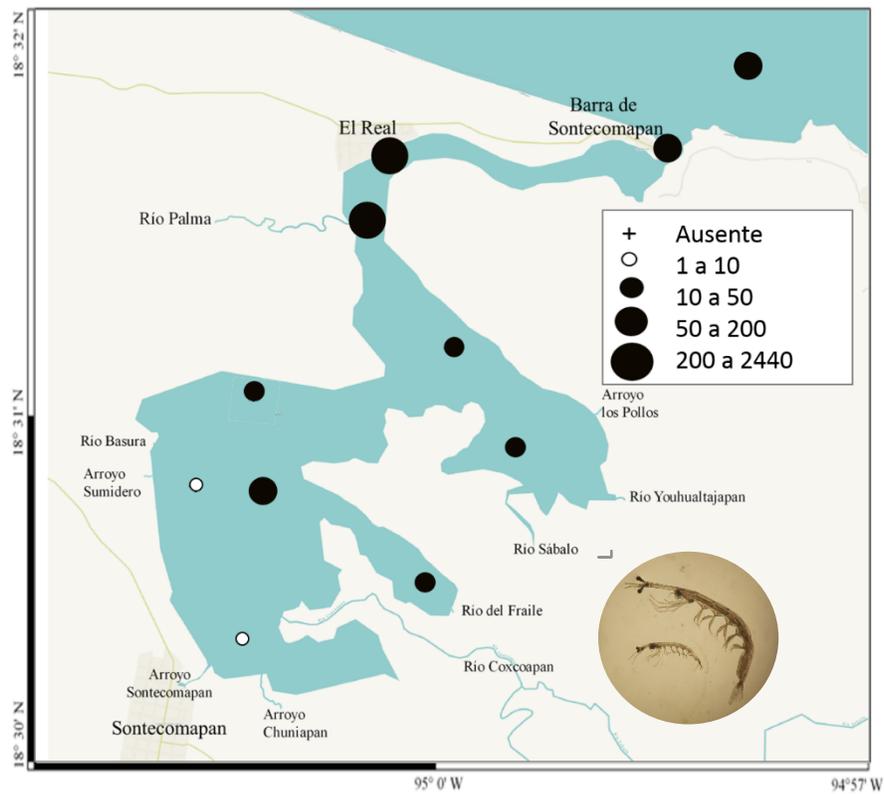


Figura 17. Distribución y abundancia (ind/100 m³) de luciféridos.

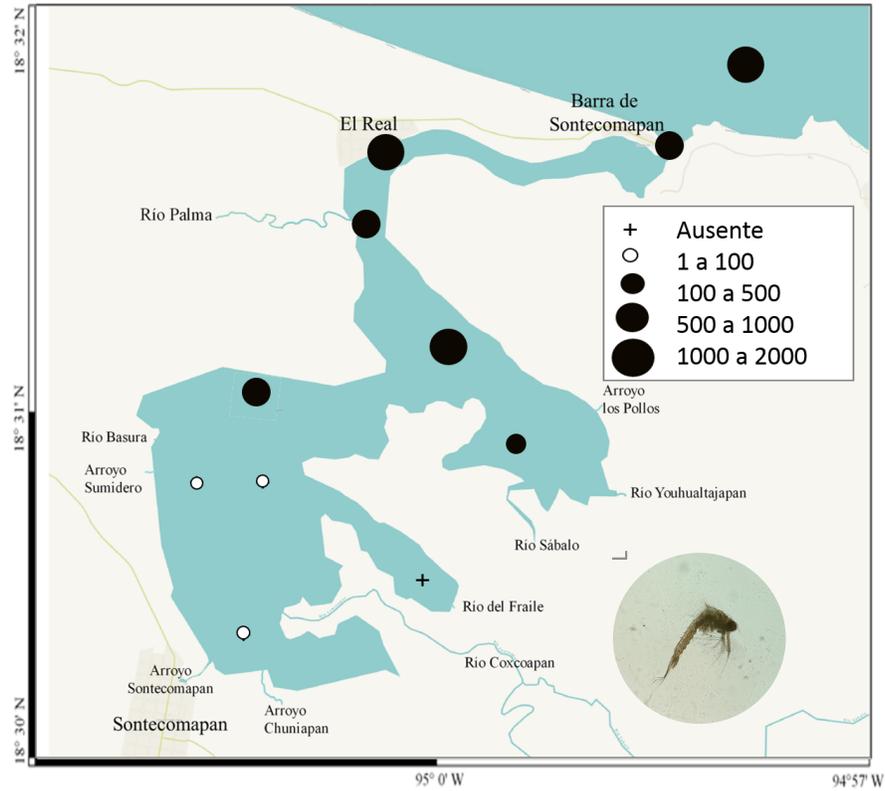


Figura 18. Distribución y abundancia (ind/100 m³) de larvas de luciféridos.

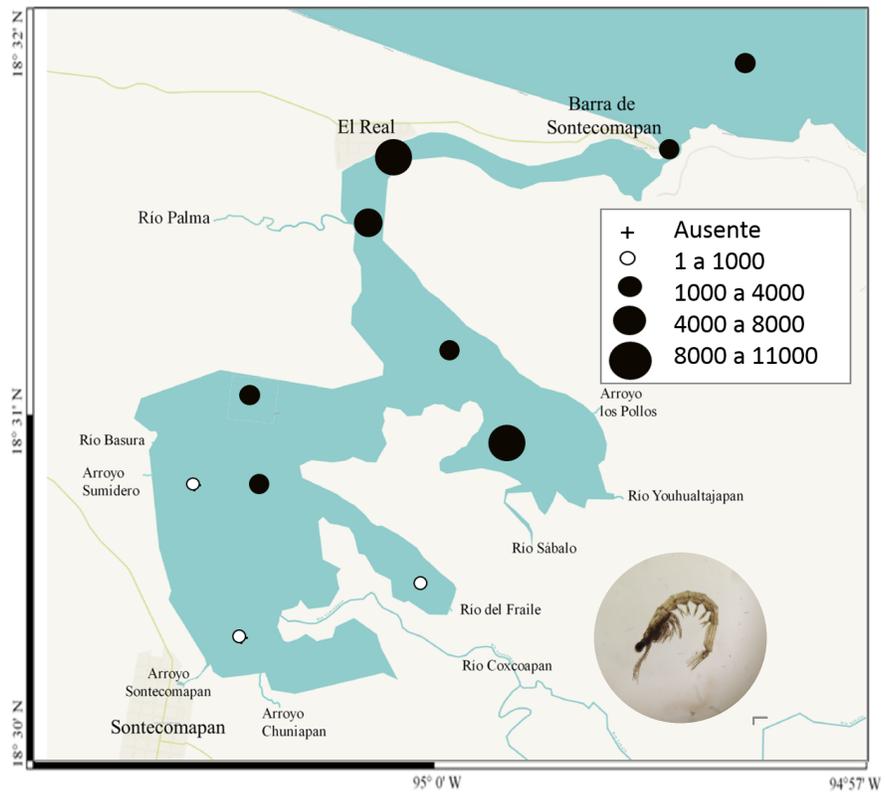


Figura 19. Distribución y abundancia (ind/100 m³) de larvas de decápodos.

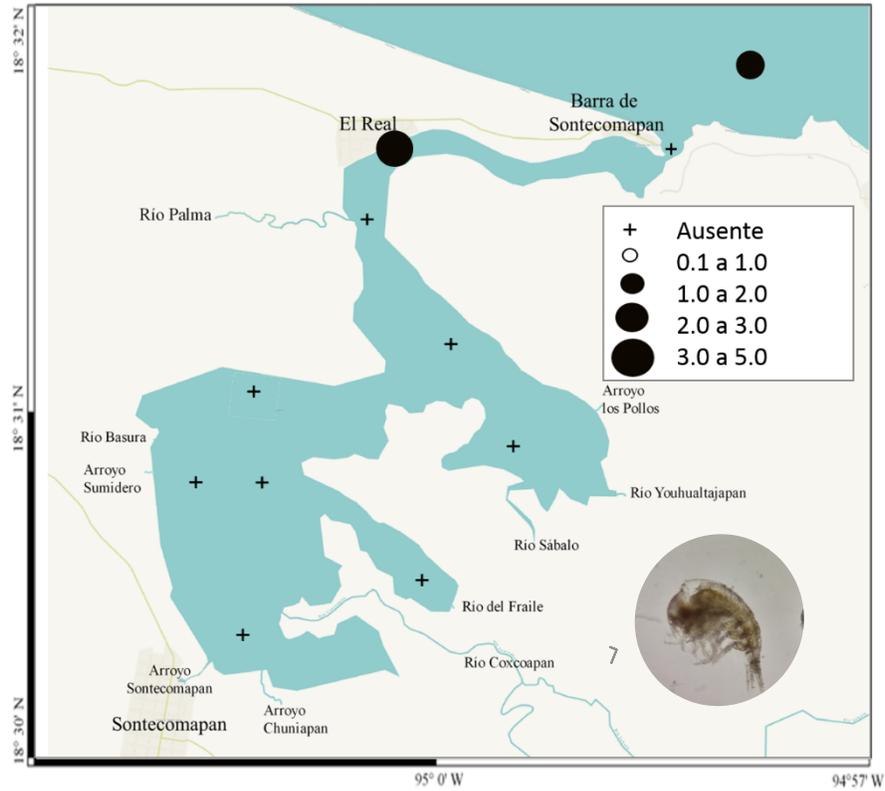


Figura 20. Distribución y abundancia (ind/100 m³) de anfipodos.

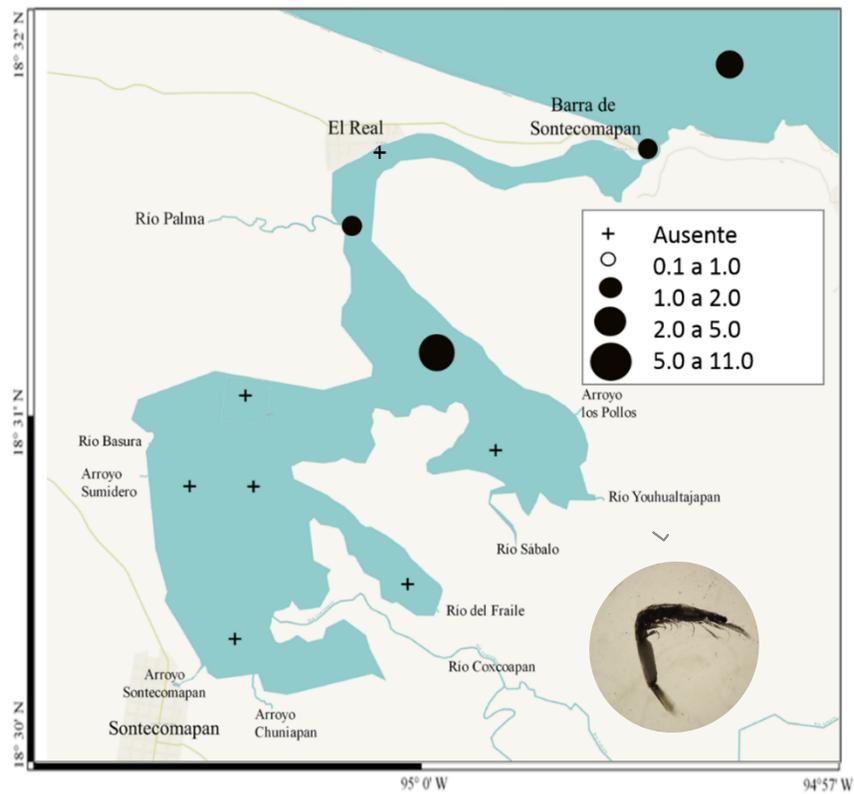


Figura 21. Distribución y abundancia (ind/100 m³) de miscidáceos

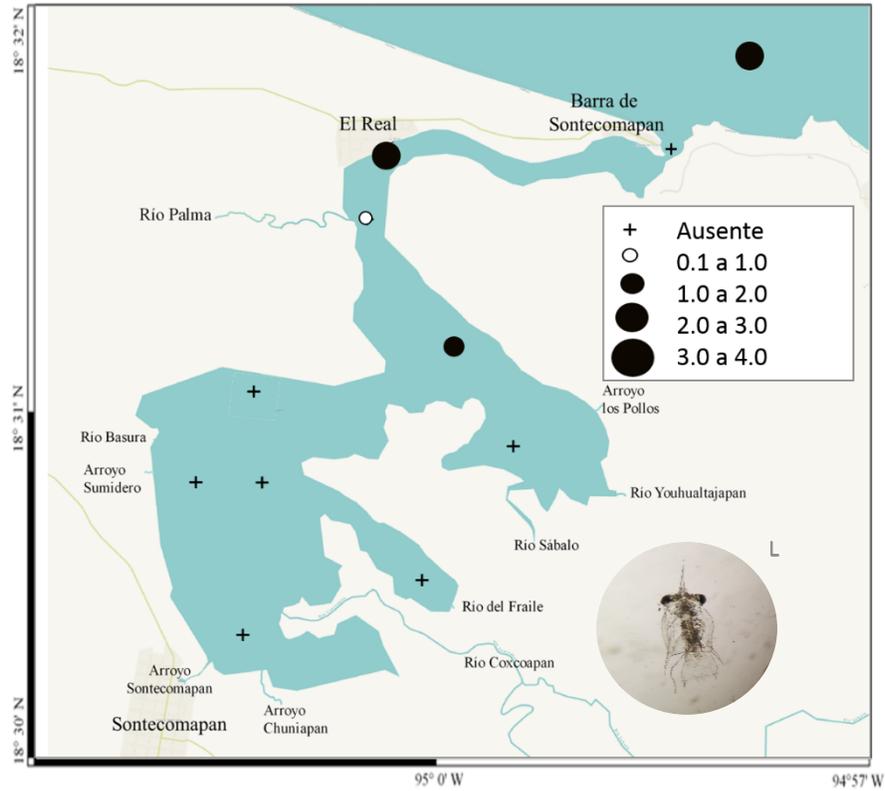


Figura 22. Distribución y abundancia (ind/100 m³) larvas de estomatópodo.

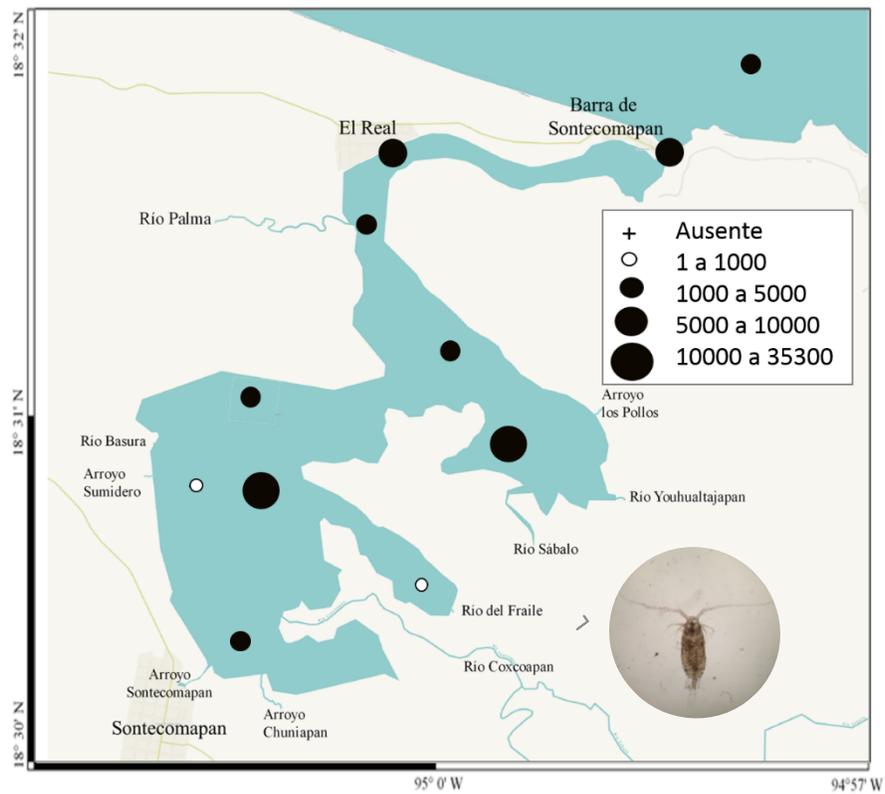


Figura 23. Distribución y abundancia (ind/100 m³) de copépodos.

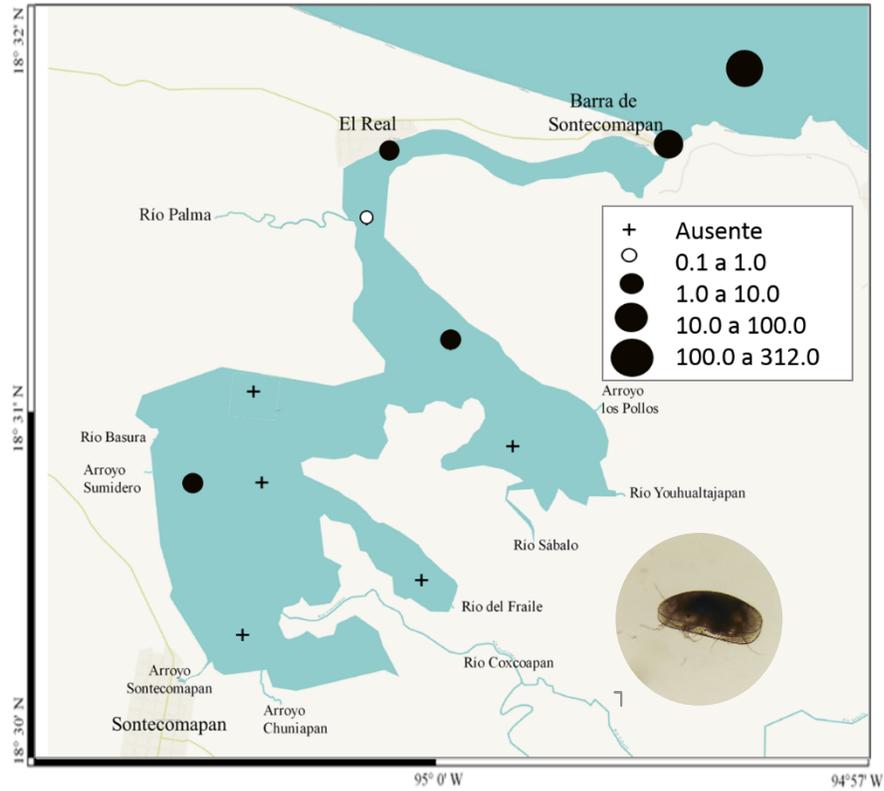


Figura 24. Distribución y abundancia (ind/100 m³) de ostrácodos.

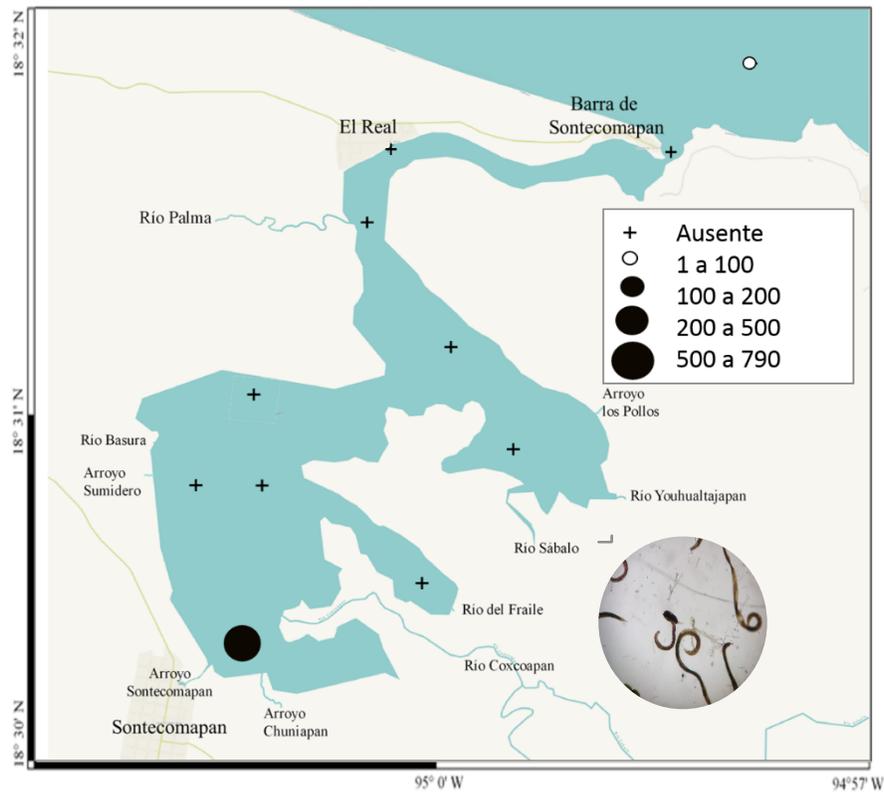


Figura 25. Distribución y abundancia (ind/100 m³) de nemátodos.

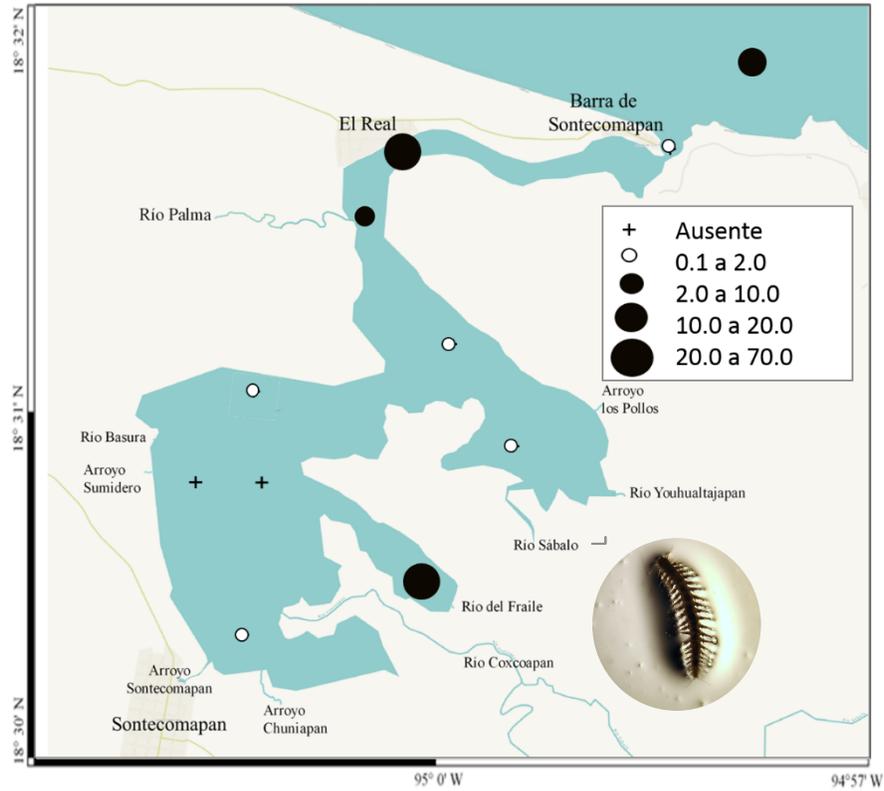


Figura 26. Distribución y abundancia (ind/100 m³) de poliquetos.

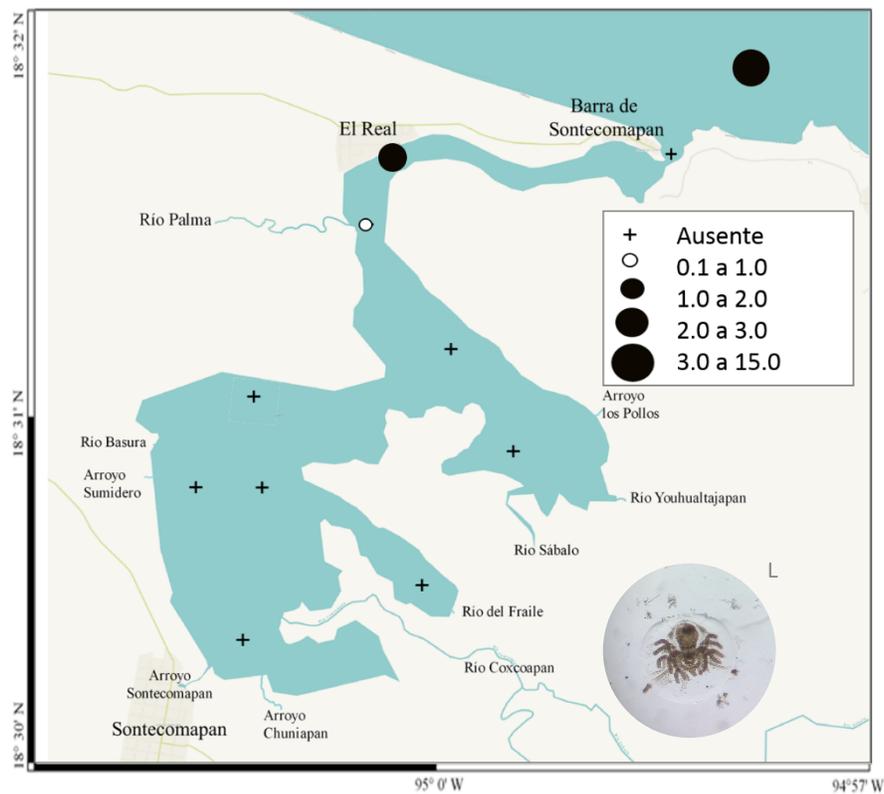


Figura 27. Distribución y abundancia (ind/100 m³) de larvas Brachiopoda.

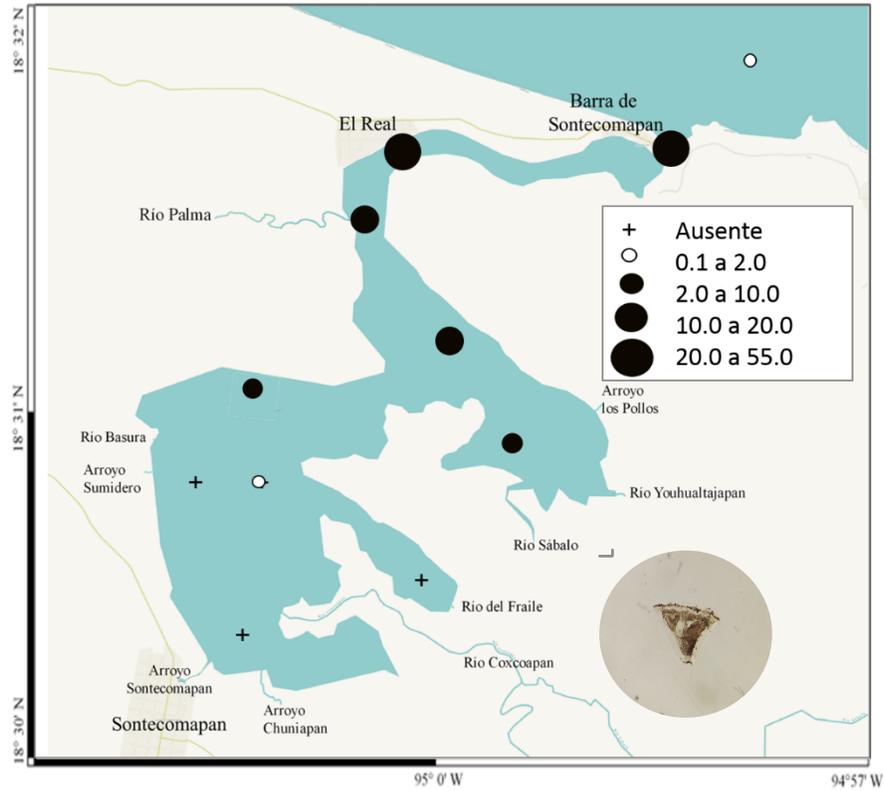


Figura 28. Distribución y abundancia (ind/100 m³) de larvas cifenauta.

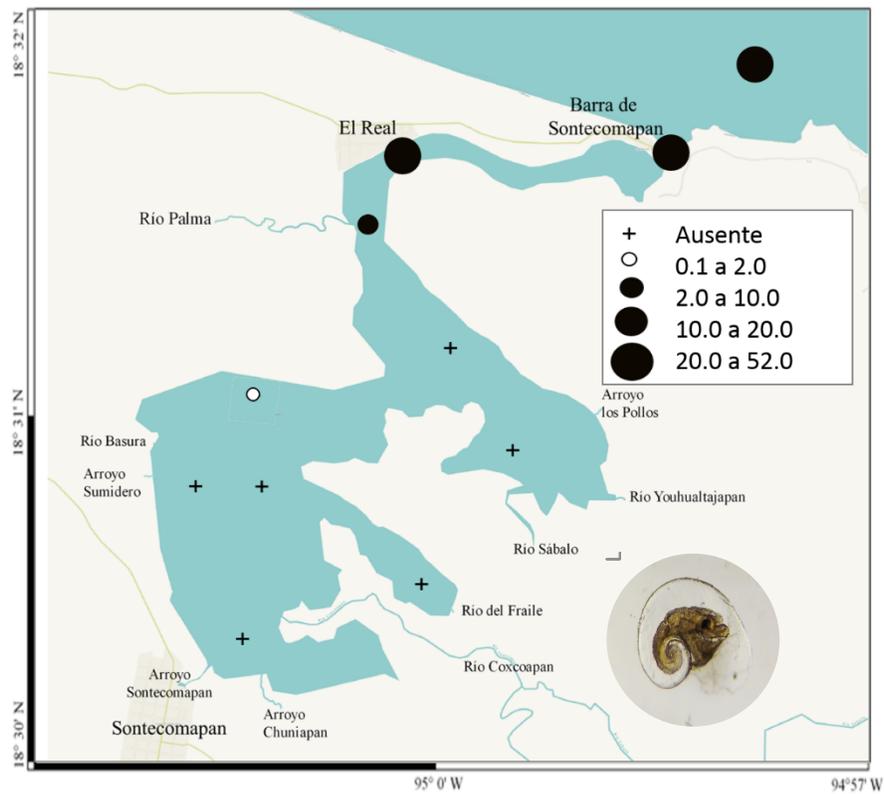


Figura 29. Distribución y abundancia (ind/100 m³) de heterópodos.

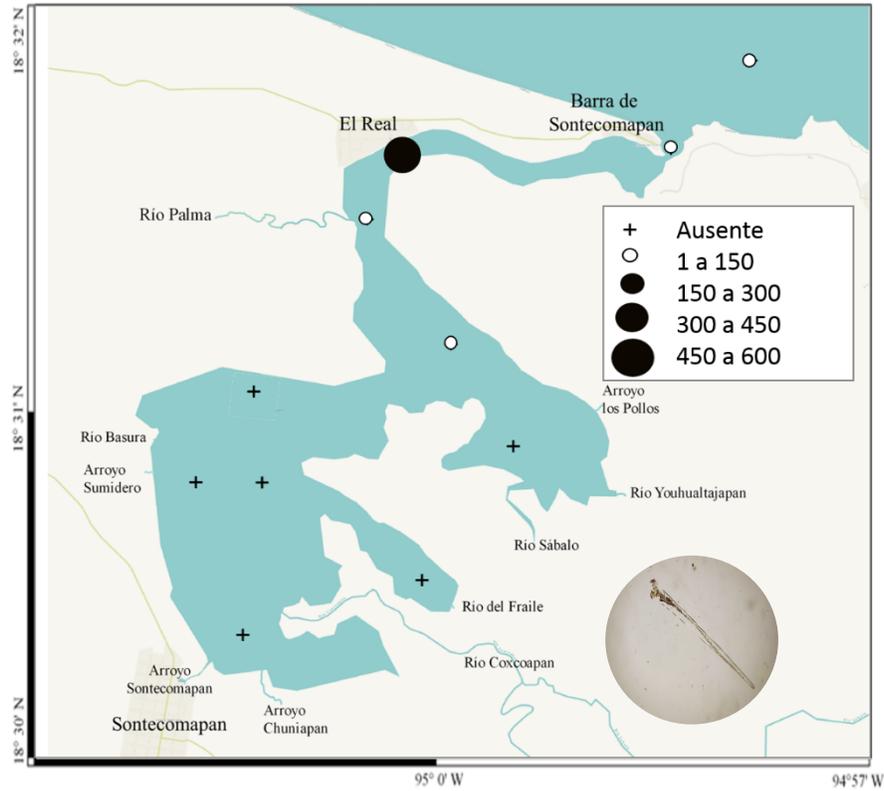


Figura 30. Distribución y abundancia (ind/100 m³) de pterópodos.

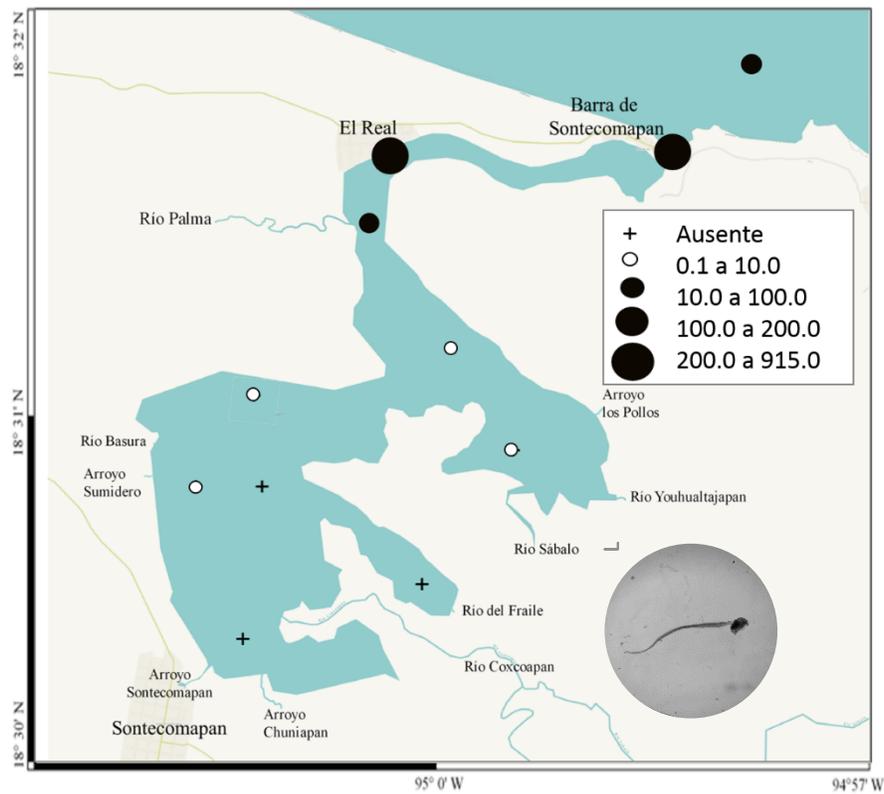


Figura 31. Distribución y abundancia (ind/100 m³) de apendicularios.

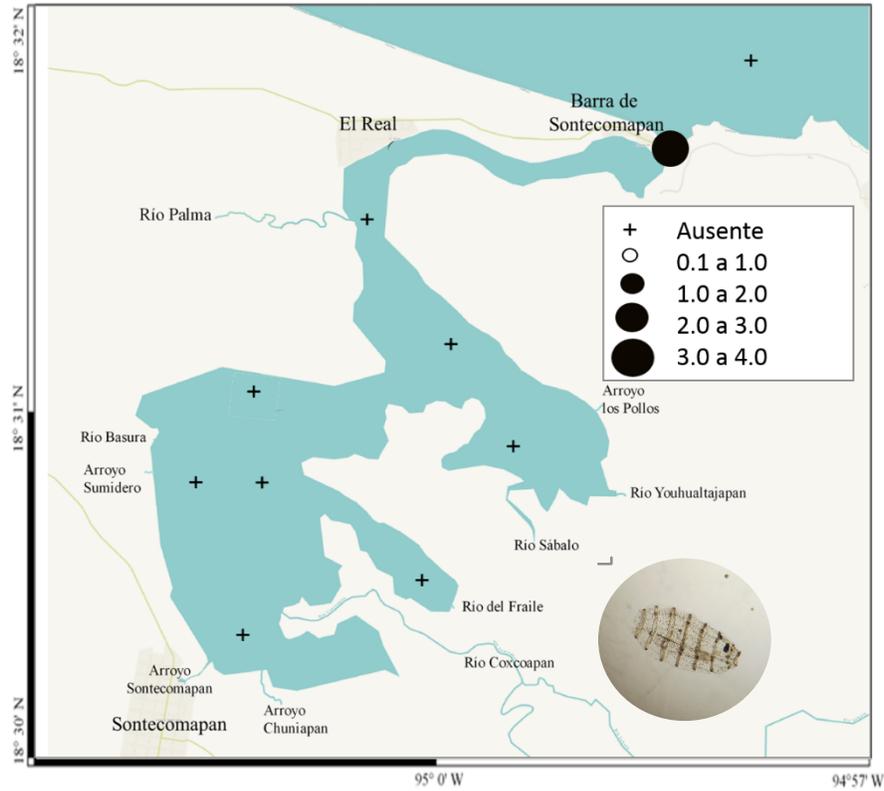


Figura 32. Distribución y abundancia (ind/100 m³) anfipodos de doliólidos.

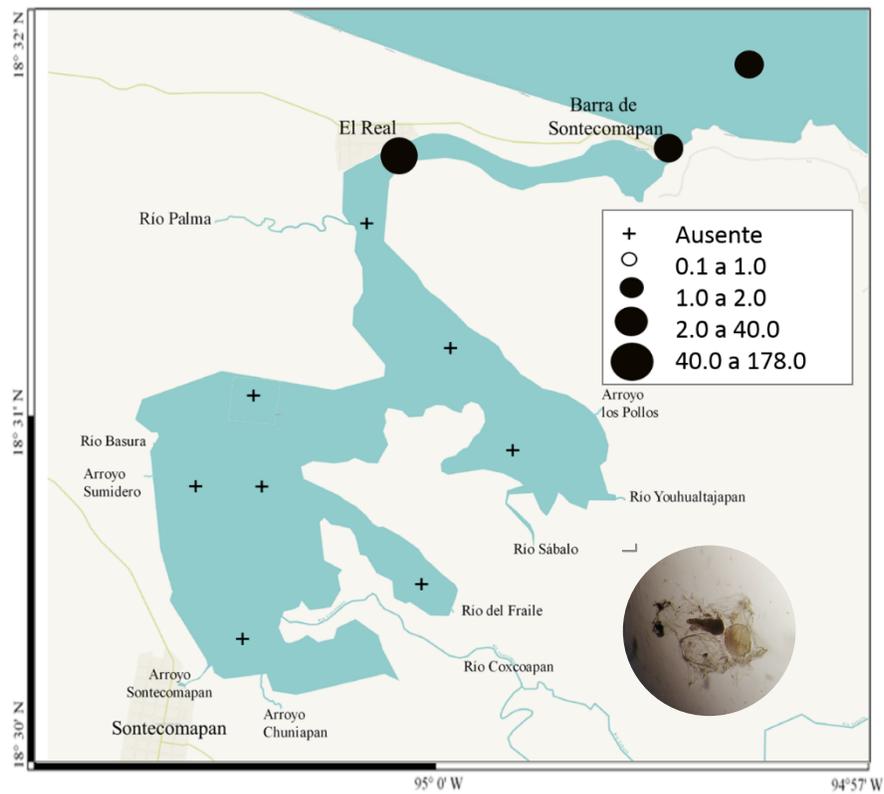


Figura 33. Distribución y abundancia (ind/100 m³) de salpas.

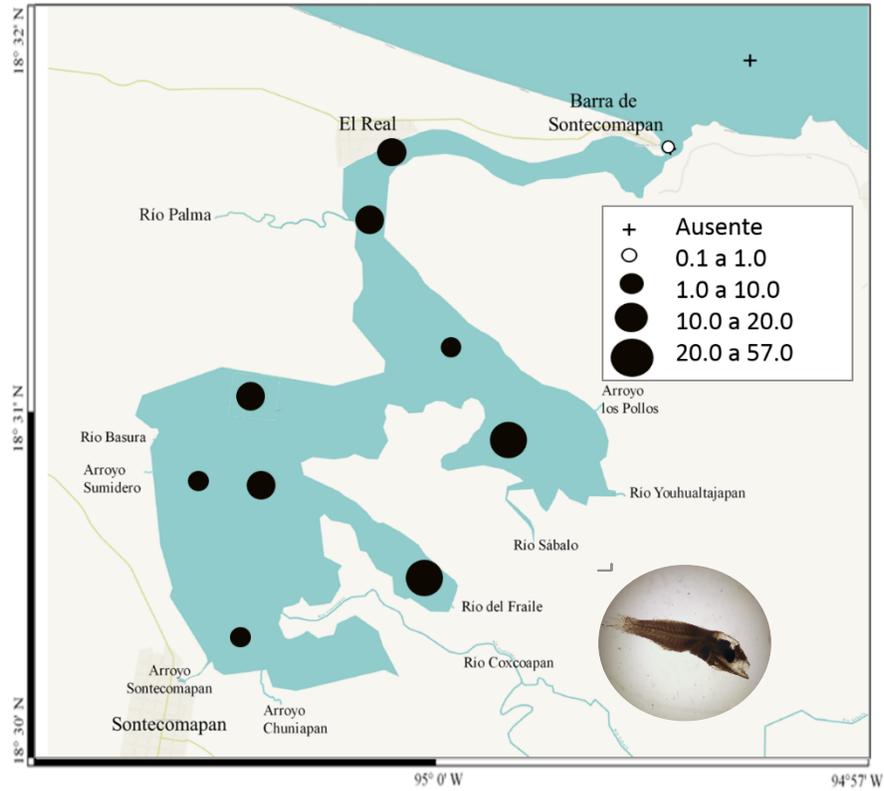


Figura 34. Distribución y abundancia (ind/100 m³) de larvas de pez.

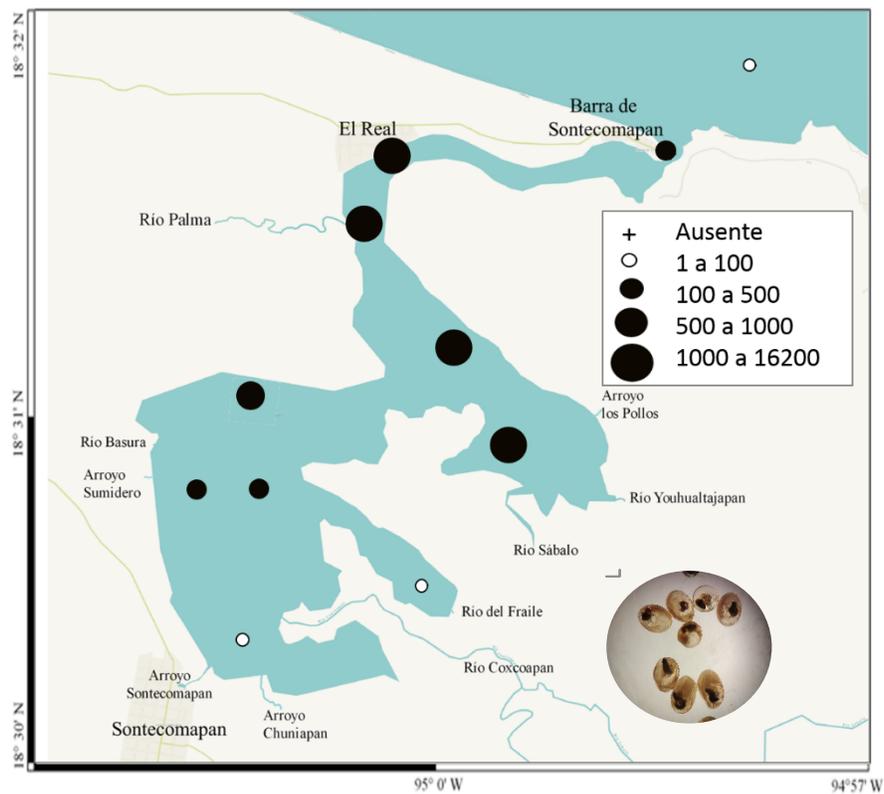


Figura 35. Distribución y abundancia (ind/100 m³) de huevos de pez.

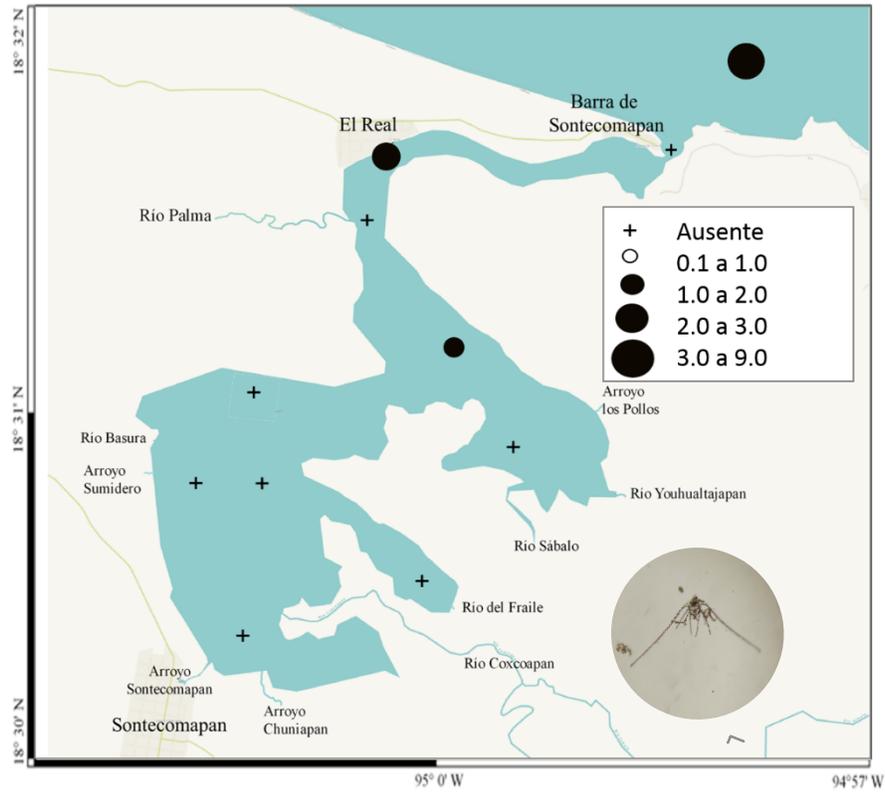


Figura 36. Distribución y abundancia (ind/100 m³) de larvas de equinodermo.