

UNIVERSIDAD DEL VALLE DE GUATEMALA

Facultad de Ciencias y Humanidades



Evaluación de la presencia de microplásticos en tiburones y rayas
de importancia comercial en Sipacate Escuintla, Pacífico de
Guatemala

Trabajo de graduación presentado por César Ernesto Bolaños
López para optar al grado académico de Licenciado en Biología

Guatemala,

2024

UNIVERSIDAD DEL VALLE DE GUATEMALA

Facultad de Ciencias y Humanidades



Evaluación de la presencia de microplásticos en tiburones y rayas
de importancia comercial en Sipacate Escuintla, Pacífico de
Guatemala

Trabajo de graduación presentado por César Ernesto Bolaños
López para optar al grado académico de Licenciado en Biología

Guatemala,

2024

Vo.Bo.:



(f)

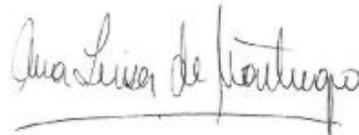
Dra. Ana Hacohe Doméné

Tribunal Examinador:



(f)

Dra. Ana Hacohe Doméné



(f)

Licda. Ana Luisa Mendizábal Sole



(f)

Dr. Felipe Galván Magaña

Fecha de aprobación: Guatemala, 7 de marzo de 2024

PREFACIO

Agradezco profundamente a todas las personas que me han apoyado y acompañado a lo largo de mi formación como persona y estudiante, en especial, por su apoyo durante mi carrera universitaria y mi proyecto de tesis.

Agradezco de todo corazón a mis padres, César Bolaños e Irene López, por su apoyo, amor, paciencia y esfuerzo realizado durante toda mi vida. Son un pilar fundamental de la persona que soy hoy en día. Gracias a sus consejos que me han convertido en un profesional responsable y dedicado a las metas que se propone; y gracias a su apoyo incondicional a lo largo de mi proyecto de tesis. Por otra parte, agradezco a mis hermanos, Javier y Andrés, por siempre apoyarme y darme ánimos durante toda mi carrera universitaria y mi proyecto de tesis.

Agradezco a todos mis catedráticos y amigos que me han apoyado en distintas circunstancias durante mi carrera universitaria. En especial a mis asesores Ana Hacoheh, Felipe Galván y Ana Luisa Mendizábal, por sus consejos, correcciones y guía para hacer posible este proyecto.

De manera especial, doy gracias a Ana Hacoheh, mi asesora principal, no solo por su apoyo y acompañamiento, sino por ser una excelente catedrática, asesora y, sobre todo, una amiga en la que se puede confiar. De igual forma, mi especial agradecimiento a Felipe Galván por su acompañamiento, por aceptarme en el laboratorio de elasmobranquios en el Centro Interdisciplinario de Ciencias del Marinas (CICIMAR) para aprender la metodología utilizada para la identificación de microplásticos y, sobre todo, por ser una gran persona y profesional del que he aprendido mucho. Por último, agradezco a Ana Luisa Mendizábal por su apoyo y acompañamiento durante la identificación de microplásticos, utilizando la técnica de FTIR, por enseñarme a utilizar el equipo, darme un espacio en su laboratorio y todo lo que pude aprender.

Agradezco a Migue Morales por todo su apoyo y acompañamiento, por los consejos brindados durante toda mi carrera universitaria, por ser un excelente catedrático y una persona en la que se puede confiar.

Agradezco a Francisco Polanco de WCS por el apoyo brindado, por su ayuda en la identificación de las especies y por ser el contacto con antiguos pescadores que fueron los encargados de tomar las muestras en campo, facilitadas por el proyecto de pesquerías.

Agradezco a Daniel Ariano por su apoyo relacionado con los modelos estadísticos, al igual que a Luis Ríos y Gabriela Alfaro por su apoyo, consejos y ayuda durante esta investigación y su acompañamiento durante mi carrera universitaria.

Agradezco a Gerardo Contreras, curador de las colecciones biológicas de la Universidad del Valle de Guatemala, por su apoyo y disponibilidad durante toda la etapa de laboratorio de este proyecto.

Agradezco a don José Manuel Zelada y don Edwin Segovia por su apoyo durante la etapa de muestreo de este proyecto y por compartir sus conocimientos sobre tiburones y rayas de Sipacate.

ÍNDICE

PREFACIO	II
LISTA DE CUADROS	VI
LISTA DE FIGURAS	VIII
RESUMEN	X
ABSTRACT	XII
I. INTRODUCCIÓN	1
II. ANTECEDENTES	3
III. JUSTIFICACIÓN	6
IV. OBJETIVO	8
A. Objetivo general	8
B. Objetivos específicos:	8
V. HIPÓTESIS	8
VI. MARCO TEÓRICO	9
A. Microplásticos	9
B. Métodos para cuantificar microplásticos	10
C. Especies de tiburones de importancia comercial en Sipacate, Escuintla	11
D. Especies de rayas de importancia comercial en Sipacate, Escuintla	19
VII. METODOLOGÍA	24
A. Diseño de experimentación	24
B. Población y muestra	24
C. Método de análisis y extracción de datos	25
1. Sitio de Estudio	25
2. Mediciones de características biológicas en campo	26
3. Delimitación de la etapa de desarrollo para cada especie	26
4. Digestión de la muestra en el laboratorio	26
5. Tamizaje de las muestras	27
6. Visualización de Microplásticos	28
7. Identificación de Microplásticos	29

8.	Análisis estadístico.....	29
VIII.	RESULTADOS	30
A.	Identificación Visual en Estereoscopio.....	30
B.	Identificación por medio del FTIR.....	35
IX.	DISCUSIÓN.....	44
A.	Tipos de microplásticos	44
B.	Color de los microplásticos.....	45
C.	Microplásticos por Hábitat.....	46
D.	Microplásticos por sexo, época y clase de edad.....	47
E.	Especies más Abundantes	50
F.	Implicaciones de la Ingestión de Microplásticos	52
X.	CONCLUSIONES.....	54
XI.	RECOMENDACIONES	56
XII.	REFERENCIAS	57
XIII.	APÉNDICES	72

LISTA DE CUADROS

Cuadro 1. Número de organismos recolectados en total, por sexo, clase de edad y época.....	24
Cuadro 2. Número de partículas totales identificadas por tipo y color.....	30
Cuadro 3. Cantidad de partículas visualizadas por hábitat de las especies.....	30
Cuadro 4. Número de partículas totales (PT) visualizadas para cada una de las especies examinadas, por sexo, clase de edad y época.....	31
Cuadro 5. Cantidad de fibras, gránulos y láminas identificados visualmente para cada especie.....	32
Cuadro 6. Coeficiente del modelo tiempo.....	34
Cuadro 7. Tipos de microplásticos identificados por medio del FTIR.....	35
Cuadro 8. Cantidad de fibras, láminas y gránulos por cada tipo de microplástico identificado en el FTIR.....	36
Cuadro 9. Colores de las partículas identificadas para cada tipo de microplástico.....	36
Cuadro 10. Cantidad de microplásticos identificados por hábitat de las especies.....	37
Cuadro 11. Cantidad de los tipos de microplásticos identificados por hábitat de las especies.....	37
Cuadro 12. Tipo de microplásticos identificados para cada especie.....	38
Cuadro 13. Número de microplásticos totales visualizados para cada una de las especies examinadas, por sexo, clase de edad y época.....	39
Cuadro 14. Coeficiente del modelo desarrollo.....	42
Cuadro 15. Lista de modelos candidatos propuestos para las partículas identificadas visualmente..	74
Cuadro 16. Lista de modelos candidatos para los microplásticos identificados en el FTIR.....	77

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Distribución de <i>Mustelus lunulatus</i>	12
Figura 2. Distribución de <i>Carcharhinus limbatus</i>	14
Figura 3. Distribución de <i>Galeocerdo cuvier</i>	16
Figura 4. Distribución de <i>Rhizoprionodon longurio</i>	18
Figura 5. Distribución de <i>Hypanus longus</i>	20
Figura 6. Distribución de <i>Aetobatus laticeps</i>	19
Figura 7. Distribución de <i>Styracura pacifica</i>	21
Figura 8. Ubicación del embarcadero municipal de Sipacate.....	23
Figura 9. Análisis de las muestras en el laboratorio.....	25
Figura 10. Número de partículas identificadas visualmente para cada una de las especies.....	33
Figura 11. Número de partículas ingeridas, recolectadas del estómago e identificadas visualmente por organismos para cada una de las especies.....	34
Figura 12. Efectos del modelo de tiempo, seleccionado y validado para las partículas identificadas visualmente por medio del estereoscopio.....	35
Figura 13. Número de partículas identificadas mediante la técnica FTIR para cada especie.....	40
Figura 14. Número de partículas ingeridas recolectadas del estómago e identificadas mediante la técnica FTIR por organismos para cada una de las especies.....	41
Figura 15. Porcentaje del tipo de microplásticos para las especies más abundantes.....	42
Figura 16. Efectos del modelo de desarrollo, seleccionado y validado para los microplásticos identificados por medio de la técnica FTIR.....	43
Figura 17. Bitácora de toma de datos en campo.....	72
Figura 18. Base de datos con las variables obtenidas en el campo.....	72
Figura 19. Análisis de Wilcoxon para sexos, época y desarrollo de <i>H. longus</i>	73
Figura 20. Análisis de Wilcoxon para las variables comparables de <i>C. limbatus</i> , <i>M. lunulatus</i> y <i>A. laticeps</i>	74
Figura 21. Validación del modelo seleccionado (modelo de tiempo) para el total de partículas.....	75

Figura 22. Análisis de Wilcoxon para sexo, época y desarrollo de <i>H. longus</i> con los microplásticos identificados por medio de FTIR.....	76
Figura 23. Análisis de Wilcoxon para las variables comparables de <i>C. limbatus</i> , <i>M. lunulatus</i> y <i>A. laticeps</i> con los microplásticos identificados por medio de FTIR.....	77
Figura 24. Prueba de validación del modelo seleccionado (desarrollo) para los microplásticos identificados por medio de la técnica FTIR.....	78

RESUMEN

Los plásticos son polímeros fabricados a base de petróleo que combinados forman distintas variedades que se utilizan a nivel mundial. Su uso en grandes cantidades se debe a que son productos prácticos, baratos, livianos y muy resistentes. En la actualidad, se producen alrededor de 380 millones de toneladas de plásticos que se acumulan en los cuerpos de agua, suelo y aire, convirtiéndolos en uno de los mayores contaminantes del océano, ya que, al estar expuestos a distintas condiciones ambientales, se degradan en pequeñas partículas llamadas microplásticos. Los microplásticos no solo afectan el equilibrio de los ecosistemas, también a los depredadores de las redes tróficas, como los tiburones y las rayas, indicadores de la calidad de los ecosistemas y generadores de beneficios ecológicos y económicos para las comunidades costeras. En Guatemala, no se han realizado estudios de la presencia de microplásticos en elasmobranquios, por lo que el objetivo de investigación es evaluar la presencia de microplásticos en el contenido estomacal de especies de tiburones y rayas de importancia comercial en Sipacate, Escuintla, en el océano Pacífico de Guatemala.

Este estudio es una investigación que se realizó como parte del proyecto de investigación *Monitoreo de la pesquería artesanal en el Pacífico de Guatemala* a cargo de Wildlife Conservation Society (WCS). En este se evaluaron cuatro especies de tiburones (*Rhizoprionodon longurio*, *Carcharhinus limbatus*, *Mustelus lunulatus* y *Galeocerdo cuvier*) y tres de rayas (*Hypanus longus*, *Styracura pacifica* y *Aetobatus laticeps*). Además, se realizó una comparación entre el hábitat de las especies (Pelágico, Costero bentónico y Costero pelágico), si fueron capturadas en época seca (septiembre, octubre y noviembre) o lluviosa (enero, febrero y marzo), entre los organismos machos y hembras, y entre la clase de edad (juvenil y adulto). Por medio del método visual, se distinguieron 697 partículas entre todas las especies. De esta cantidad, se identificaron 270 microplásticos por medio de la técnica FTIR: 60 partículas de rayón (43.17%), 51 de polietileno (36.69%), 15 de poliéster (10.79%), 9 de vinil (6.47%), 3 de nylon (2.16%) y 1 de acrílico (0.72%).

La forma de microplástico más abundante fue la de fibras, la cual suele provenir de actividades relacionadas con la pesca, como la degradación de cuerdas, redes e incluso textiles que llegan al océano por medio de las aguas residuales. Los microplásticos se identificaron en las especies clasificados como costero bentónicas, costero pelágicas y pelágicas, lo que evidencia su presencia en distintas zonas del océano y disponibilidad de estos contaminantes en el ambiente marino. La presencia de microplásticos no se ve influenciada por variables como sexo, época y clase de edad, poniendo en evidencia que la disponibilidad de microplásticos en el ambiente marino afecta a todos los organismos por igual, sin importar si son machos o hembras, juveniles o adultos, o si fueron colectados en época seca o lluviosa. Los efectos que se conocen sobre la ingestión de microplásticos en tiburones y rayas son la alteración del funcionamiento digestivo y daños a los tejidos estomacales e intestinales, afectando su tasa de reproducción y salud.

Palabras clave: elasmobranquios, contenido estomacal, contaminación, FTIR.

ABSTRACT

Plastics are petroleum-based polymers that combined to form different varieties that are used worldwide. Their use in large quantities is since they are practical, cheap, lightweight, and very resistant products. Currently, around 380 million tons of plastics are produced and accumulate in bodies of water, soil, and air, making them one of the biggest polluters in the ocean, since, when exposed to different environmental conditions, they degrade into small particles called microplastics. Microplastics not only affect the balance of ecosystems, but also predators of food webs, such as sharks and rays, indicators of ecosystem quality and generators of ecological and economic benefits for coastal communities. In Guatemala, no studies have been conducted on the presence of microplastics in elasmobranchs, so the research objective is to evaluate the presence of microplastics in the stomach contents of commercially important shark and ray species in Sipacate, Escuintla, in the Pacific Ocean of Guatemala.

This study is an investigation that was carried out as part of the research project *Monitoring the Artisanal Fishery in the Pacific of Guatemala* by the Wildlife Conservation Society (WCS). Four species of sharks (*Rhizoprionodon longurio*, *Carcharhinus limbatus*, *Mustelus lunulatus* and *Galeocerdo cuvier*) and three species of rays (*Hypanus longus*, *Styracura pacifica* and *Aetobatus laticeps*) were evaluated. In addition, a comparison was made between the habitat of the species (Pelagic, Coastal Benthic and Coastal Pelagic), whether they were captured in the dry season (September, October, and November) or rainy season (January, February and March), between male and female organisms, and between the age class (juvenile and adult). By means of the visual method, 697 particles were distinguished among all species. Of this amount, 270 microplastics were identified using the FTIR technique: 60 rayon particles (43.17%), 51 polyethylene (36.69%), 15 polyester (10.79%), 9 vinyl (6.47%), 3 nylon (2.16%) and 1 acrylic (0.72%).

The most abundant form of microplastic was fibers, which usually come from fishing-related activities, such as the degradation of ropes, nets and even textiles that reach the ocean through sewage. Microplastics were identified in species classified as coastal benthic, coastal pelagic and pelagic, which shows their presence in different areas of the ocean and availability of these pollutants in the marine environment. The presence of microplastics is not influenced by variables such as sex, season, and age class, showing that the availability of microplastics in the marine environment affects all organisms equally, regardless of whether they are male or female, juvenile or adult, or if they were collected in the dry or rainy season. The known effects on the ingestion of microplastics in sharks and rays are the alteration of digestive functioning and damage to stomach and intestinal tissues, affecting their reproduction rate and health.

Key words: elasmobranchs, stomach contents, contamination, FTIR.

I. INTRODUCCIÓN

Anualmente se producen alrededor de 380 millones de toneladas de plástico, de las cuales más de tres cuartos de su producción son descartados como basura sin un previo tratamiento (Buteler, 2019). Toda esta cantidad de plástico se va acumulando en vertederos, ríos, lagos y en un punto llegan al océano, lo que ha llevado a que se convierta en uno de los basureros más grandes del mundo (Buteler, 2019). Se estima que el plástico es uno de los contaminantes más abundantes de los océanos, representando entre el 60% y 80% de toda la basura que se encuentra en los mares (Pereiras, 2019).

En la década de los 70 comenzaron los primeros movimientos ambientalistas en contra del uso de materiales a base de plástico. A pesar de que estos movimientos afectaron la reputación del plástico, no fue tan fuerte debido a que unos años después surgió el concepto de reciclaje instaurado por la industria petroquímica. Al popularizar el concepto de reciclaje dejó de existir preocupación sobre el uso del plástico para la mayoría de las personas, debido a que se hizo creer a la sociedad que todo el plástico fabricado se podía reducir, reusar y reciclar (Buteler, 2019). En la actualidad está empezando a resurgir la conciencia de las personas sobre el uso del plástico y la gravedad del problema hacia distintos ecosistemas, especies e incluso la misma especie humana (Buteler, 2019; Prasetyo y Putri, 2021).

Los plásticos son polímeros que se fabrican con base en petróleo y se combinan con otras sustancias dando lugar a la gran variedad que se conoce actualmente. Estas combinaciones hacen que sea un producto muy práctico, barato, liviano y resistente (Elías, 2015; Rojo y Montoto, 2017; Lizano y Pisconte, 2022; García et al., 2020). Características que han hecho que se considere como un material indiscutible, permitiendo que sea usado para cualquier cosa que se pueda consumir o adquirir, reemplazando a la madera, el metal, el hierro y otros elementos que pueden llegar a ser más costosos en términos de producción (Elías, 2015).

En los últimos años se le ha empezado a dar mayor importancia a la contaminación que generan los microplásticos, formados en su mayoría por la degradación física y química de los plásticos más grandes o macroplásticos (Rojo y Montoto, 2017). Estos cambios se deben al movimiento mecánico de las olas, la temperatura, la salinidad, la radiación solar, la oxidación, la hidrólisis, etc. que llevan incluso a que estas partículas sean imperceptibles para el ojo humano (Ipekoglu, et al., 2007; Rojo y Montoto, 2017; Danopoulos et al., 2020). Un microplástico mide alrededor de 2 a 5 mm y está biodisponible en el ambiente, provocando que se pueda introducir a un organismo ya sea de forma accidental o intencionalmente (Elías, 2015; Gallowey y Lewis, 2017; Lizano y Pisconte, 2022).

La contaminación que generan los microplásticos es una de las grandes problemáticas a nivel mundial, sin embargo, una de las actuales preocupaciones es la intoxicación y bioacumulación de estos contaminantes en cualquier especie debido a su constante exposición, son considerados como bioacumulable debido a que estas partículas se transfieren entre organismos a medida que se dan las distintas interacciones entre los miembros de una cadena trófica (Cole et al., 2011; Rochman et al., 2013; Jeong et al., 2017; Lizano y Pisconte, 2022). Cuando un organismo se alimenta de un organismo de menor nivel en la cadena trófica que contiene microplásticos, estos se van acumulando en el depredador y mientras más consume más va a acumular, representando serios problemas para el organismo (Elías, 2015; Lo et al., 2018).

Existen diferentes formas en que se forman los microplásticos, cuando ya llegan como microplásticos al ambiente se les denomina “pellets” y normalmente son utilizados en productos cosméticos o como abrasivos dentro de la industria (Fendall y Sewell, 2009; Rojo y Montoto, 2017). Los gránulos de plástico vírgenes que generalmente son liberados al ambiente a través de derrames accidentales (Corona et al., 2020). Los productos que son utilizados por millones de personas, como limpiadores faciales o cuidado de la piel, contienen partículas de poliestireno y llegan al ambiente por medio de las alcantarillas y zonas costeras cercanas (Fendall y Sewell, 2009; Ryan et al., 2009; Elías, 2015; Lizano y Pisconte, 2022).

Los plásticos afectan de formas directas e indirectas a distintas especies y ecosistemas, y los elasmobranquios no son la excepción (Ebert, et al., 2021). Los elasmobranquios son organismos indicadores de la salud del ecosistema, considerando su presencia como un impacto positivo dentro del ambiente marino, además de generar distintos beneficios a nivel turísticos y económicos a muchas comunidades costeras a lo largo del mundo. Por lo tanto, determinar cómo la contaminación por plásticos los está afectando y qué efectos puede llegar a tener que estos materiales estén disponibles en el ambiente en que se encuentran (Ebert, et al., 2021).

Los elasmobranquios son un grupo de peces cartilaginosos que incluye a los tiburones y batoideos (rayas), tienen una distribución circunglobal, estando presentes en zonas costeras, pelágicas e incluso en la zona abisal. Actualmente se conocen alrededor de 1250 especies de Condriictios a nivel mundial, divididas en 500 especies de tiburones, 650 de batoideos y 50 especies de quimeras. A su vez se divide en 13 órdenes y en la clase Elasmobranchii (tiburones y rayas) y Holocephali (quimeras) (Ebert y Fowler, 2015; Franco et al., 2016; Chiarramonte et al., 2023) Estas especies están bien adaptadas a sus hábitats, por lo que hay especies presentes desde las zonas costeras hasta las zonas pelágicas y de grandes profundidades (Ebert, et al., 2021; Last et al., 2016). Lo que los lleva a ser grandes depredadores con dietas muy variadas, hay especies planctívoras, rayas que se alimentan en el bento y los de altos niveles tróficos que se alimentan de peces, organismos más grandes y hasta organismos de su misma especie (Semarnat, 2018).

Debido a las grandes presiones que sufren la mayoría de las especies de este grupo, como la pesca no sostenible, la perturbación y contaminación de su hábitat y otras actividades como el turismo y prácticas que los perjudican. Actualmente en la International Union for Conservation Nature (IUCN) 91 especies se clasifican en peligro crítico, 124 en peligro, 178 como vulnerables, 121 casi amenazadas, 504 en preocupación menor y 163 como datos insuficientes, siendo un total de 1,181 especies evaluadas de las casi 1250 que existen (IUCN, 2023). Por lo tanto, que los tiburones y rayas sean considerados como especies reguladoras en la cadena trófica, siendo algunos depredadores ápices que contribuyen a la salud de los ecosistemas productivos, es indispensable determinar la presencia de microplásticos en las especies de tiburones y rayas presentes en el Océano Pacífico de Guatemala con la finalidad de identificar el impacto que pueden llegar a tener estos contaminantes en sus poblaciones.

II. ANTECEDENTES

La contaminación por plásticos se ha incrementado en los últimos años en distintos ambientes (terrestre, marino, de agua dulce e incluso en la atmósfera), a pesar de esto las implicaciones que esta contaminación conlleva aún no son muy claras (Hale et al., 2020). Se ha estimado que la cantidad de plástico que flota en el océano está en alrededor de 236,000 toneladas métricas (Van et al., 2015). Por año suelen ingresar entre 4,8 y 12,7 millones de toneladas de plástico al océano y se estima que para 2025 será diez veces mayor (Jambeck et al., 2015). Actualmente se ha descubierto contaminación por microplásticos en ambientes que eran considerados como prístinos, como en el Ártico (Peeken et al., 2018), la Antártida (Waller et al., 2017), y fosas oceánicas profundas (Jamieson et al., 2019).

La acumulación de microplásticos ha sido estudiada generalmente en bivalvos y peces, con la finalidad de conocer qué efectos toxicológicos van de la mano con su ingestión. Se suelen estudiar bivalvos debido a que son especies filtradoras, lo que los ha llevado a acumular y concentrar grandes cantidades de contaminantes que se encuentran en el agua, además que son sésiles lo que genera una idea más acertada de contaminación en sitios determinados específicamente (Bajt 2021). Por otra parte, son organismos que pueden contribuir en la transferencia de microplásticos a los niveles superiores de las redes tróficas (Bour et al., 2018). En mejillones azules (*Mytilus edulis*), se identificaron principalmente polietileno y polipropileno en la costa atlántica francesa (Phuong et al., 2018), mientras que en el Reino Unido reveló que sólo alrededor del 50% de las partículas encontradas eran realmente microplásticos utilizando la técnica de espectroscopia micro-FTIR (Li et al., 2018).

Los estudios de acumulación de microplásticos en peces se centra en la importancia que tienen estas especies para la nutrición humana y la contaminación que pueden presentar los peces de cultivo, además, de su importancia dentro de la cadena trófica (Hale et al., 2020). En las costas chilenas fueron analizadas muestras de peces (*Trachurus murphyi*, *Strangomera bentincki*, *Merluccius gayi*, *Eleginops maclovinus*, *Aplodactylus punctatus* y *Basilichthys australis*) en los que se identificaron, por medio de la técnica de micro espectroscopia infrarroja transformada de Fourier (FT-IR), poliéster, polietileno y tereftalato de polietileno (Pozo et al., 2019).

Por otro lado, los tiburones y rayas, al igual que el resto de los organismos, están constantemente expuestos a distintos contaminantes, siendo uno de ellos los microplásticos. Sin embargo, la susceptibilidad de los organismos a estas partículas ha sido poco estudiada. La elevada exposición a los microplásticos por parte de las especies de los tiburones y rayas se debe no solo a los altos niveles de contaminación que hay en los océanos, sino también a la biología de estos depredadores; en su mayoría por ser depredadores tope y nadadores activos, anudado a los hábitos de cada especie, va a depender si son bentónicos o de la columna de agua, además de cada una de las estrategias de alimentación, debido a que va a variar entre las especies que son filtradoras y las que se alimentan de presas más grandes, llevando a una bioacumulación que afecta el funcionamiento fisiológico y reproductivo de los organismos (Elías, 2015; Lo et al., 2018).

Existen muy pocos registros de microplásticos en tiburones y rayas, siendo uno de los estudios más recientes el de Parton et al., (2020) para el océano Atlántico, en el que determinaron que el 67% de los estómagos de 4 especies de tiburones demersales (*Scyliorhinus canicula*, *Squalus acanthias*, *Mustelus asterias* y *Scyliorhinus stellaris*) contenían al menos alguna partícula de microplástico. En este estudio se identificaron 379 partículas en un total de 46 tiburones analizados de las especies mencionadas anteriormente, encontrando una relación de aumento de partículas

mientras mayor era el tamaño corporal del organismo, mientras que al relacionarlo con el sexo y la especie no existió una variación en la cantidad de partículas presentes. Por otra parte, encontraron un 95% de fibras, 88% de color azul y el 9% de color negro. Del total de partículas identificadas 62 se examinaron por medio de espectroscopia FT-IR para identificar el tipo de polímero, encontrando que el 33.3% era celulosa sintética, 25% polipropileno, 10% poliacrilamidas y 8.3% poliéster. Por otra parte, en otro estudio se examinaron 20 tiburones gatos (*Syliorhinus canicula*), en el que se reportaron que solo el 15% de los organismos contenía microplásticos (Smith, 2018). Por último, se realizó un estudio en el que se examinaron 263 individuos de 26 especies, entre las cuales estaban el torpedo ocelado (*Torpedo torpedo*), la raya patín estrellado (*Raja asterias*) y el tiburón gato moteado (*Scyliorhinus canicula*), encontrando una proporción de 0%, 43% y 20% de presencia de microplásticos entre los organismos analizados de estas tres especies respectivamente (Neves et al., 2015).

En las costas brasileña del océano Atlántico se encontró que 30% de los organismos de *Hypanus guttatus* analizados demostraron presencia de microplásticos, siendo un 82% de fibras, 47% de color azul y con la ayuda de FT-IR se identificó que el 35% de las partículas eran Polietileno tereftalato (PET), proporcionando una base para futuros estudios relacionados a la ingestión de microplásticos por batoideos, principalmente de las rayas de la familia dasyatidae (Pegado et al., 2021).

En el mar Mediterráneo también hay registros de microplásticos en especies de profundidad como el tiburón gato de boca negra (*Gaeus melastomus*) en el que se examinaron 125 organismos de los cuales se encontró que el 16.8% tenían presencia de microplásticos. De esta manera se encontró una relación positiva entre la cantidad de microplásticos y el volumen de los estómagos, además de reportar que los machos tenían una mayor ingesta que las hembras (Alomar y Deudero, 2017). Por otra parte, en otro estudio en el que se evaluaron tres especies de elasmobranquios de aguas profundas (*Galeus melastomus*, *Scyliorhinus canicula* y *Etmopterus spinax*) se determinó la presencia de microplásticos en el 68.8% de los organismos evaluados, identificando 258 partículas clasificadas en 85.7% (221) de fibras, 9.3% (24) fragmentos, 3.5% (9) películas y 1.6% (4) de esferas, de los cuales el 69% (178) fueron de color oscuro, 22.8% (60) de color claro y 7.8% (20) transparentes. 15 partículas del total fueron analizadas en FT-IR, encontrando que el 40% eran de propileno, 33.3% de polietileno y 26.7% de poliéster (Valente et al., 2019).

En el océano Índico también se han realizado algunas investigaciones, a partir del análisis del tracto digestivo de 40 tiburones lechosos (*Rhizoprionodon acutus*), en los que se reportó que el 82.5% de los organismos contenía microplásticos, o al menos una partícula. Del total se encontraron que el 42% eran fibras, 26% fragmentos, 20% gránulos, 7% de espuma y 5% película, de los cuales no existió una diferencia entre el número de microplásticos y los periodos de muestreo, ni tampoco entre sexos (Janardhanam et al., 2022). Por otra parte, se encontraron partículas de plástico en sitios de alimentación de la mantarraya de arrecife (*Mobula alfredi*) y el tiburón ballena (*Rhincodon typus*), en este caso los microplásticos se identificaron visualmente, se midieron y se categorizaron, obteniendo que la abundancia del plástico era mucho mayor en la estación húmeda que en la seca. Además, realizaron estimaciones de ingestión de plásticos para ambas especies (Germanov et al., 2019).

En el Océano Pacífico Oriental se ha investigado los riesgos que corre el tiburón azul (*Prionace glauca*) por la ingestión de microplásticos, detectándose en el 39.1% de los organismos, siendo la mayoría fibras (83.3%) y de un color azul (72.2%), descubrieron que a pesar de que ambos sexos tenían una abundancia y características de microplásticos similares, en los machos había una

dominancia de polímeros que contenían tereftalato de polietileno y en las hembras de propileno (Huang et al., 2022). En el Océano Pacífico Oriental se investigó el contenido estomacal presente en el estómago del tiburón Mako (*Isurus paucus*) el cual es una especie poco conocida y en peligro de extinción. Dentro de su estómago se encontraron botellas de polipropileno, envolturas de paletas, peces lancetas y calamares. Se encontraron fibras y gránulos dentro de los calamares, lo que da indicios de una transferencia trófica de contaminantes entre los tiburones y sus presas (Gong et al., 2023).

En Guatemala el estudio de microplásticos es limitado, se realizó un estudio en el que se buscaba evaluar la abundancia, composición, forma y las posibles fuentes de contaminación en la playa El Quetzalito Izabal, en el Atlántico de Guatemala. La principal fuente de contaminación que impacta de forma negativa las playas caribeñas de Guatemala se debe a las aguas pluviales y el transporte de basura por parte del río Motagua. Identificaron perlas de espuma de poliestireno (66,8%) y fragmentos de polipropileno (25,8%). Este hallazgo debe de intervenir en el refuerzo de las acciones que se utilizan para el tratamiento y manejo de los residuos sólidos en todas las ciudades de Guatemala (Mazariegos et al., 2020).

Relacionado con la abundancia y características físicas de los microplásticos, se analizó el nivel de contaminación en cuatro playas del Pacífico guatemalteco (Ocós, Tulate, Sipacate y Las Lisas). En este estudio se colectaron muestras de arena desde mayo hasta octubre del año 2019. Cada partícula se aisló y se clasificó según su forma y tipo de polímero mediante el uso de la técnica de espectroscopia infrarroja con transformación de Fourier (FT-IR). Entre las formas más abundantes identificadas estuvieron los fragmentos, foam, pellets y láminas, además de identificar que los principales tipos de microplásticos en estas cuatro playas de las costas del Pacífico guatemalteco son el polietileno, poliéster y el polipropileno. Generando una idea del tipo de contaminación que se presenta en cada playa e información fundamental para que se puedan tomar decisiones sobre la eliminación y cómo manejar los desechos de las playas (Mazariegos et al., 2021).

Por último, se evaluó la ingesta de microplásticos en las especies de peces que están presentes dentro de la Reserva Natural de Usos Múltiples Monterrico (RNUMM) y si hay alguna relación entre su hábito alimenticio y su hábitat. Se analizó el tracto digestivo de 624 organismos de 16 especies de peces. Identificaron un 82% de fibras, 12% de fragmentos y 6% de láminas, siendo las especies omnívoras y de hábitat bentopelágico (*Pterygoplychthys* spp y *Mugil curema*) las que presentaron una mayor cantidad de microplásticos. Además, sugieren la necesidad de generar nueva información para determinar el riesgo que corren las especies que están presentes dentro de la RNUMM (Ortíz et al., 2021).

III. JUSTIFICACIÓN

Los plásticos representan una de las grandes problemáticas de contaminación a nivel global (Hale et al., 2020). Desde que se descubrieron, su fabricación ha aumentado exponencialmente con el paso de los años (Balseca et al., 2021). Los plásticos varían en composición química, física, tamaño, forma y textura. Estas características van variando a medida que se utilizan, las condiciones a las que se encuentren y sean sometidas después de su descarte (Ward et al., 2019). A pesar de que ya hay microplásticos que se fabrican por el humano (microesferas) (McDevitt et al., 2017), la mayoría se forman a medida que los macrolplásticos se degradan, dependiendo de las condiciones físicas, químicas o ambientales a las que estén expuestos (Andrady, 2017; Ward et al., 2019).

Los océanos son los grandes basureros del planeta, son afectados por la contaminación por plástico, dañando no solo su atracción visual, sino que todas las actividades ecológicas e interacciones que se llevan a cabo entre organismos (Gómez, 2022). Limpiar los océanos de microplásticos es casi imposible, ya que se vuelven imperceptibles para la vista humana y los organismos no los diferencian y en la mayoría de los casos terminan en su tracto gastrointestinal (Hale et al., 2020). Las costas del Pacífico de Guatemala no son la excepción, debido a la contaminación que llevan los ríos desde el interior del país hasta su desembocadura, además que muchas playas son sitios turísticos y son visitadas por miles de guatemaltecos y turistas por año, generando un gran impacto al ecosistema y afectando la vida marina que alberga esta zona (Mazariegos et al., 2021). Toda esta contaminación por plástico afecta de muchas maneras a los organismos marinos, sin embargo, que estén presentes en el medio marino generan un gran impacto en su desarrollo, el peso, la talla o incluso la muerte de los individuos (Hale et al., 2020). Que las personas consuman este tipo de productos puede ser grave a futuro, si no se conoce el estado de contaminación en que se encuentran cada una de las especies y más cuando son de interés comercial.

Las especies de tiburones y rayas del Océano Pacífico son de gran importancia económica de la zona marino-costera del océano Pacífico de Guatemala (Morales y Ortiz, 2022; FAO, 2022). Realizar esta investigación brindará una aproximación a la contaminación que presentan por microplásticos las distintas especies de tiburones y rayas de interés comercial en la zona. Además, determinando el tipo y la cantidad de partículas presentes se podrá generar una idea más clara de los compuestos y partículas que están presentes en las costas del Océano Pacífico de Guatemala. Por otra parte, los guatemaltecos tienen una cultura de consumo de mariscos, lo que hace que el consumo de pescado sea común entre las familias, en particular durante las semanas previas y durante semana santa, ya sea como filete fresco o filete seco salado, lo que en muchas ocasiones incluye carne de tiburón o raya (Hacohen et al., 2020).

La pesca en Guatemala constituye una importante fuente de empleos y de recursos para las comunidades costeras del país, debido a la diversidad de especies que se comercializan y las enormes fuentes de ingresos que estas generan para fortalecer el crecimiento de las mismas comunidades. Con el incremento demográfico que se ha observado en los últimos años y la enorme demanda de productos marinos es fundamental determinar el estado de las especies que se comercializan para evitar que se puedan causar futuros daños a las personas por su consumo, además del enorme daño físico y ecológico que genera la contaminación de microplásticos a las especies marinas (Caviedes et al., 2021).

Hasta el momento en Guatemala no existen muchas investigaciones relacionadas a especies marinas de importancia comercial y menos relacionadas a la contaminación que estos pueden presentar. Por lo que se pretende identificar la presencia de microplásticos que pueden tener las

distintas especies de tiburones y rayas, para generar nueva información sobre la presencia o ausencia de microplásticos en estas especies que no solo son para consumo humano, sino que también presentan funciones fundamentales dentro de la red trófica y sus ecosistemas (Hale et al., 2020).

IV. OBJETIVO

A. Objetivo general

- Evaluar la presencia de microplásticos en el contenido estomacal de las especies de tiburones y rayas de importancia comercial en Sipacate, Escuintla, océano Pacífico de Guatemala.

B. Objetivos específicos:

- Identificar ópticamente y por medio de FTIR los tipos de microplásticos presentes en las especies de tiburones y rayas evaluadas.
- Determinar abundancia para cada tipo de microplástico identificado ópticamente y mediante la técnica FTIR entre las especies de tiburones y rayas evaluadas.
- Determinar los tipos de microplásticos identificados ópticamente y mediante la técnica FTIR presentes por sexo (machos y hembras) y entre las distintas clases de edad (juvenil y adulto) para las especies más abundantes.
- Comparar la cantidad de microplásticos identificados ópticamente y mediante la técnica FTIR presentes en las especies de tiburones y rayas para la época seca y lluviosa.

V. HIPÓTESIS

A. Hipótesis nula (H_0)

Las variables externas y morfológicas evaluadas tienen un efecto sobre la presencia de microplásticos en el contenido estomacal de las distintas especies de tiburones y rayas de interés comercial de Sipacate, Escuintla.

B. Hipótesis alterna (H_a)

Las variables externas y morfológicas evaluadas no tienen un efecto sobre la presencia de microplásticos en el contenido estomacal de las distintas especies de tiburones y rayas de interés comercial de Sipacate, Escuintla.

VI. MARCO TEÓRICO

A. Microplásticos

1. Formación de microplásticos

El uso de productos fabricados a base de plástico se ha convertido en una parte muy importante en la vida diaria de las personas (Sridhar et al., 2022). Estos productos se fabrican por medio de polímeros y tienen grandes usos por sus características de fabricación, son económicos, ligeros, flexibles y fáciles de transportar lo que los hace muy llamativos para que la industria genere mayores ganancias (Dey et al., 2021). Sin embargo, al no ser un producto biodegradable, al producir más de doscientos millones de toneladas anuales (Andrady, 2011; do Sul y Costa, 2014) y al no saber cómo gestionar la forma en que se desechan, los microplásticos son una de las problemáticas más graves a nivel mundial. Los microplásticos se forman principalmente a partir de la fotodegradación de objetos más grandes que están hechos a base de plástico (Gaibor et al., 2020). Los microplásticos se pueden clasificar en fibras, gránulos o láminas de menos de 1 mm o más pequeños. Por otra parte, el viento, las olas y la fotooxidación, también son factores que influyen en su formación por la desintegración de las partículas de los objetos más grandes (do Sul y Costa, 2014). En los océanos los microplásticos siempre están en una eterna degradación debido a que se debilita por las corrientes y el sol hasta que se forman fragmentos muy pequeños, llegando hasta el punto de una degradación molecular (Andrady, 2011). Dependiendo de la densidad del material de la que provengan pueden flotar en la superficie, permanecer en la columna de agua o incluso hasta en sedimentos y playas urbanas (Galloway y Lewis, 2017).

2. Daños de los microplásticos a la biodiversidad marina

Existe una gran preocupación sobre la gran acumulación y contaminación de microplásticos en el océano, debido a que se suelen encontrar en todas partes como en la superficie, la columna de agua, en los sedimentos y en las costas. La acumulación de estos contaminantes no biodegradables o con una tasa de degradación muy baja ocasiona una interacción negativa con todos los animales marinos, empezando desde los filtradores y avanzando a lo largo de la red trófica hasta llegar a los mesodepredadores y depredadores ápice, en los que ya se ha encontrado microplásticos, siendo un problema serio porque los microplásticos son tóxicos, persistentes y bioacumulables, generando una gran preocupación para la salud de los organismos y sus futuras generaciones (Engler, 2012; do Sul y Costa, 2014). Los microplásticos se han encontrado dentro del sistema gastrointestinal, tejidos y músculos de los organismos, afectando su funcionamiento e incluso generando malformaciones y mutaciones dañinas en neonatos. Todo este consumo se puede dar de forma directa o por consumir presas que ya tienen acumulado microplásticos formando una cadena en la que los depredadores sean unos de los organismos más afectados por la acumulación de estos contaminantes a lo largo de sus años de vida (Galloway y Lewis, 2017).

3. Consecuencias de la ingestión de microplásticos

La ingestión de microplásticos empieza por la gran exposición de los organismos a este contaminante, generando que todo un ecosistema se vea afectado por los

microplásticos. Se han registrado cambios en los patrones de alimentación de las poblaciones afectadas lo que genera una reducción principalmente de las reservas de lípidos, el crecimiento e incluso en la reproducción (Galloway y Lewis, 2017). Los problemas en la reproducción van desde malformaciones o mutaciones dañinas hasta problemas de crecimiento y desarrollo, tanto en las presentes como en las futuras generaciones. Por lo tanto, hasta que no se regule la forma correcta de desechar el plástico este problema seguirá afectando a las especies y a las personas que consumen pescado o productos derivados de organismos marinos (Galloway y Lewis, 2017).

B. Métodos para cuantificar microplásticos

1. Detección óptica

La detección óptica ha sido usada a lo largo de los últimos años para caracterizar e identificar microplásticos a través de sus características físicas, permitiendo determinar el tamaño, color e incluso tipo de microplástico (fragmentos láminas, gránulo o perlas) (Jabeen et al., 2017). Esta técnica consiste en realizar conteos de todas las partículas que se encuentren en la muestra y se puedan observar con la finalidad de clasificarlas con los criterios mencionados anteriormente (Renner et al., 2018). Sin embargo, el uso de esta técnica puede estar sujeto a algunos sesgos debido a los conteos manuales realizados por el observador (da Costa et al., 2019) y que en algunos casos las partículas contadas no necesariamente son microplásticos, por lo que debe de complementarse con otro método para aumentar la veracidad de los resultados (Sridhar et al., 2022).

2. Microscopía electrónica de barrido

Esta técnica de detección de microplásticos consiste en la identificación de las partículas por medio de su propia morfología, es una de las técnicas más utilizadas y está basada en el escaneo de las muestras, las cuales se enfocan por medio de un haz de electrones. Estos mismos realizan una interacción con la muestra a analizar (una partícula de microplástico) con la finalidad de generar una imagen en la que se puede determinar tanto la composición morfológica como el tamaño del microplástico (Vernon, 2000). Además, es una técnica muy útil para separar las muestras que sí son plástico de las que no (Anderson et al., 2017). Sin embargo, se recomienda combinarla con otra técnica que tenga un enfoque más cuantitativo con la finalidad de determinar la cantidad de microplásticos de cada una de las muestras analizadas (Sridhar et al., 2022).

3. Métodos termo analíticos

Este método permite identificar el tipo de polímero y detectar compuestos orgánicos, aditivos y gases que están presentes en la muestra. Se usan solventes como etanol o agua para eliminar la contaminación si existiera (La Nasa et al., 2020). Además, se combina con cromatografía de gases y espectrometría de masas para cuantificar los microplásticos a nivel molecular (Sridhar et al., 2022). Sin embargo, esta técnica limita la caracterización a nivel físico de las partículas, impidiendo conocer su cantidad, color y tamaño, además que deben ser colocadas manualmente en el equipo para su análisis por lo que las partículas muy pequeñas son muy complicadas analizadas, por lo que se recomienda combinarlo con otros métodos para que la representación de la muestra se ala correcta (da Costa et al., 2019).

4. Espectroscopía infrarroja por transformación de Fourier (FTIR)

Esta técnica se ha usado a lo largo de varias décadas con el fin de analizar las características que posee un material determinado en su superficie. Consiste en que la muestra absorbe radiación infrarroja de una longitud de onda específica con el fin de identificar sus características importantes y composición molecular. Puede operar por medio de tres sistemas para detectar microplásticos: transmisión, reflexión o reflectancia total (Sridhar et al., 2022). Genera espectros específicos para cada plástico con patrones en sus bandas muy distintos a otros tipos de plásticos. Para usar esta técnica, la muestra debe estar aislada y totalmente seca para evitar las bandas de agua. Por otra parte, se debe generar un espectro por cada partícula, lo que lleva a que sea una técnica que lleva mucho tiempo y necesite una gran cantidad de muestras. Si aún hay material orgánico en la muestra, puede generar resultados equivocados, además de que puede ser una técnica costosa (da Costa et al., 2019).

5. Espectroscopía de Raman

Este método es considerado como uno de los menos destructivos. Consiste en un láser con una longitud de onda definida para estimular el movimiento de las moléculas de plástico. Esta técnica es capaz de percibir partículas de microplásticos mucho más pequeñas, incluso por debajo de 1 μm (Imhof et al., 2016). Sin embargo, no se puede considerar como única técnica de identificación por la alta fluorescencia de fondo que emite y, aunque es una de las menos destructivas, puede causar fotodegradación y erosión en las muestras (Sridhar et al., 2022). Por otra parte, antes de analizar las muestras, tienen que pasar por varias etapas purificadoras con el fin de reducir la fluorescencia. Al no estar estandarizada muchos investigadores suelen usar lo que determinan (da Costa et al., 2019).

6. Imágenes hiperespectrales

Esta técnica surgió recientemente y consiste en identificar microplásticos por medio de la formación de imágenes espectrales. Mide los espectros de la reflectancia formados y así extrae información como píxeles que, a su vez, permiten identificar compuestos de forma más precisa y rápida (Sridhar et al., 2022). Estos píxeles se han mostrado con un reconocimiento entre el 84% y el 100%. Es una técnica no destructiva, no invasiva, económica, confiable y rápida, lo que ha llevado a que sea muy utilizada actualmente (da Costa et al., 2019).

C. Especies de tiburones de importancia comercial en Sipacate, Escuintla

1. *Mustelus lunulatus*

a. Ecología

El tiburón mamón es uno de los más abundantes que se encuentra cercano a la costa. Son de crecimiento rápido, llegando hasta los 170 cm de largo total (Méndez-Macías et al., 2019; Compagno, 1984). Normalmente se encuentran hembras de alrededor de 103.2 cm y machos de 91.5 cm de largo (Pérez y Sosa, 2010). Se caracteriza por su longevidad baja y su maduración más temprana, comparada con otras especies de tiburones. Pueden tener entre 6 y 19 crías por año, siendo su periodo de gestación de 11 meses (Pérez y Sosa,

2010). Se ha reportado que pueden vivir hasta 22 años y que pueden llegar a medir hasta 175 cm de largo (Love et al., 2005).

b. Dieta

El tiburón mamón (*M. lunulatus*) es considerado como una especie oportunista, siendo camarones, cangrejos y gasterópodos parte de su dieta. Sin embargo, se determinó que *Squilla panamensis* es su presa principal en el océano Pacífico colombiano (Navia et al., 2007). Por otra parte, en el sureste del Pacífico ecuatoriano, la presa principal de las hembras y machos adultos es el *Achelous iridescens* junto a *Squilla panamensis*, *Lolliguncula diomedea*, y *Euphaylax robustus*; a pesar de que algunas de estas presas también se encontraron en el contenido estomacal de los juveniles, estos en su mayoría solo se alimentan de *Achelous iridescens* (Méndez-Macías et al., 2019).

En Baja California Sur *M. lunulatus* tiene una dieta basada en peces y crustáceos siendo las especies más importantes para hembras y machos adultos *Munida tenella*, *Cancer amphioetus* y *Hemisquilla ensigera californiensis*, mientras que en los juveniles se identificó principalmente a *Munida tenella*, por lo que además se considera que los adultos tienden a incluir en sus dietas a peces más que los juveniles (Moreno-Sánchez et al., 2012).

c. Distribución

M. lunulatus es una especie que se encuentra desde el oriente del Pacífico, desde el sur de California hasta Panamá (Figura 1) (Pérez et al., 2016).

Figura 1.

Distribución de Mustelus lunulatus en la costa oriental del océano Pacífico.



Nota. Adaptada de Pérez et al. (2016).

d. Amenazas

Esta especie ha sido pescada desde 1980 (Cudney y Turk, 1998), además es víctima de la captura incidental por embarcaciones de arrastre. A pesar de que no se conoce la cantidad de organismos que se pescan de esta especie si se conoce que es capturada frecuentemente (Moreno et al., 2010; Pérez et al., 2016).

e. Grado de Conservación

M. lunulatus es una especie que está categorizada como preocupación menor por la lista roja de la IUCN debido a su continua disminución a lo largo de los últimos años y a su complejidad de investigación al componer un complejo de especies (Pérez et al., 2016).

2. *Carcharhinus limbatus*

a. Ecología

El tiburón punta negra (*Carcharhinus limbatus*) es de tamaño mediano, puede alcanzar hasta los 286 cm de longitud. Es una especie pelágica que habita desde la plataforma continental hasta aproximadamente 140 m de profundidad, aunque principalmente se le puede observar cercano a las costas, en desembocaduras de ríos, estuarios, manglares, arrecifes de coral y bahías fangosas (Ebert et al., 2013). Los machos maduran cuando alcanzan los 125 a 201 cm de largo y las hembras de 145 a 207 cm de largo, sin embargo, depende de la ubicación de la población, ya que la talla máxima y de madurez es mayor en el océano Indo Pacífico que en el Golfo de México y el Atlántico Noroccidental (Harry et al., 2019). Su reproducción es vivípara con presencia de placenta en el saco vitelino y las hembras son capaces de tener entre 1 a 11 crías, entre 38 a 72 cm de longitud al nacer (White, 2007; Harry et al., 2019). En el Golfo de México y el Atlántico Noroccidental las hembras llegan a la madurez sexual entre los 6.5 a 6.7 años y su edad máxima suele estar entre los 17 a 23.5 años (Baremore y Passerotti, 2013).

b. Dieta

El tiburón punta negra (*C. limbatus*) es considerado como una especie oportunista que prefiere presas de hábitats costeros-océánicos, siendo en el Golfo de México los clupeidos y sciaenidos sus presas como *Brevoortia patronus* y *Micropogonias undulatus*, sin embargo, también se suele alimentar de *Mugil cephalus*, *Sciaenops ocellatus*, y *Rhizoprionodon terraenovae* (Matich et al., 2021). Por otra parte, en el Océano Pacífico ecuatorial su dieta se basa en peces teleósteos, elasmobranquios, crustáceos, cefalópodos y batoideos. Entre las especies se encuentran *Thunnus albacares*, *Exocoetus monocirrhus*, *Auxis thazard* y *Katsuwonus pelamis* (Estupiñán-Montano et al., 2018).

c. Distribución

Su distribución es circundante, principalmente en mares tropicales, subtropicales y templados cálidos (Figura 2) (Psomadakis et al., 2019).

Figura 2.

Distribución circunglobal de Carcharhinus limbatus.



Nota. Adaptada de Psomadakis et al. (2019).

d. Amenazas

Una de las principales amenazas de esta especie es que se captura como objetivo o incidental por parte de las pesquerías artesanales, industriales y recreativas. Usualmente se pesca debido a su carne y al alto valor de sus aletas, por lo que sus poblaciones se verán afectadas hasta que no se regule su pesca, como lo han hecho en el Golfo de México, Australia y Sudáfrica en donde se estima que la pesca es practicada de forma sostenible por las medidas de gestión tomadas en cada sitio (White, 2007). Además, que esta especie se encuentre muy cercana a la costa, la pérdida y degradación de su hábitat, como la contaminación y el cambio climático son factores que también le afectan (Rigby et al., 2021).

e. Grado de Conservación

C. limbatus es una especie que está categorizada como vulnerable en la lista roja de la UICN debido a que se sospecha que la población se ha reducido entre el 30 al 49% entre los últimos 27 a 49 años, principalmente por su explotación pesquera (Rigby et al., 2021).

3. *Galeocerdo cuvier*

a. Ecología

El tiburón tigre (*Galeocerdo cuvier*) habita en la plataforma continental, se le puede encontrar en arrecifes y laderas, sin embargo, también se le puede encontrar a mayor distancia en la zona pelágica. A pesar de que se

encuentra principalmente a 100 metros de profundidad, es capaz de sumergirse a aproximadamente 1000m, siendo 1136 metros la profundidad máxima registrada, además son capaces de nadar miles de kilómetros (Holmes et al., 2014, Afonso y Hazin, 2015; Lea et al., 2015). Posee una alta tasa de crecimiento en sus primeras etapas de vida, llegando a medir hasta 740 cm de longitud total (LT), sin embargo, suelen medir alrededor de los 5 m LT (Ebert et al., 2013). Se estima que la edad máxima se encuentra entre los 27 a 37 años (Holmes et al., 2015), con una edad de madurez entre los 4 a 13 años (Meyer et al., 2014). Esta es la única especie de la familia Carcharhinidae que se considera como vivípara lecitotrófica, teniendo un gran número de crías en sus camadas, siendo 82 el mayor número de embriones registrados, sin embargo, en promedio suelen tener entre 26 a 36 crías (Simpfendorfer, 1992). Al nacer miden entre 51 a 90 cm LT (Randall, 1992), luego de un periodo de gestación entre 15 a 16 meses (Holmes, 2015).

b. Dieta

El tiburón tigre (*G. cuvier*) es considerado como una especie generalista y oportunista, ya que suele consumir una variedad de presas como crustáceos, cefalópodos, tortugas marinas, otros elasmobranquios, aves marinas, gasterópodos, medusas, mamíferos marinos e incluso los desperdicios de las pesca y organismos de su propia especie (Randall, 1992; Lowe et al., 1996; Estupiñan-Montano, 2017). Por otra parte, Bornatowski (2014) reportó una dieta similar del tiburón tigre (*G. cuvier*) pero encontrando restos de serpientes marinas y manatíes en el contenido estomacal. En el océano Pacífico oriental su dieta está basada principalmente por calamares como *Ancistrocheirus lesueuri*, *Pholidoteuthis bosshmaii* y *Octopoteuthis* spp., además en esta zona el tiburón tigre es un depredador importante de algunas especies de tortugas como *Caretta caretta* y *Lepidochelys Kempii* (Estupiñan-Montano, 2017). En las costas sudafricanas Dicken et al., (2017) reportó 192 presas entre las que se encontraron desde camarones y bivalvos hasta restos de ballenas como *Physeter macrocephalus* y *Megaptera novaeangliae*.

c. Distribución

El tiburón tigre (*G. cuvier*) posee un rango circunglobal, principalmente en océanos tropicales y templados cálidos, entre las latitudes 40°N a 36°S. En el Atlántico occidental, se distribuye desde los Estados Unidos (Massachusetts) hasta las costas uruguayas y en el Atlántico oriental, desde la costa occidental de África en Marruecos hasta las costas de Angolas, incluyendo las Islas Canarias y las Azores (Ebert et al., 2013). En el Pacífico Oriental se encuentra desde las costas del sur de California hasta Perú (Figura 3) (Ferreira y Simpfendorfer, 2019).

Figura 3.

Distribución circunglobal de Galeocerdo cuvier.



Nota. Adaptada de Ferreira y Simpfendorfer (2019).

d. Amenazas

A nivel mundial, el tiburón tigre se captura en pesca objetivo o incidental principalmente por las pesquerías comerciales o artesanales. Además, está sujeta a operaciones de pesca ilegal que no es declarada y no reglamentada. Se considera que la especie ha sido explotada desde 1950 (Ward-Paige et al., 2010) y en la actualidad es muy cotizada principalmente por sus aletas. Se estima que en el Golfo de México representa entre 8 al 36% de la pesca de tiburones, siendo estos en su mayoría juveniles y subadultos (White, 2007). A pesar de esto, a nivel mundial se desconocen los registros de captura del tiburón tigre de todas las pesquerías (Ferreira y Simpfendorfer, 2019).

e. Grado de Conservación

El tiburón tigre (*G. cuvier*) es una especie que está clasificada como “Casi amenazada” según la lista roja de la IUCN debido a los declives de sus poblaciones por las implicaciones de la pesca principalmente por la demanda de aletas de tiburón. Sin embargo, falta información sobre evaluaciones poblacionales, distribución de la especie y las tasas de captura a largo plazo para poder realizar una evaluación más precisa (Ferreira y Simpfendorfer, 2019).

4. *Rhizoprionodon longurio*

a. Ecología

El tiburón Cazón (*Rhizoprionodon longurio*) es una especie que habita sobre la plataforma continental, principalmente desde la zona intermareal, se suelen encontrar en áreas cubiertas por manglares, en especial, cuando son juveniles (Gallo et al., 2010). Los organismos adultos alcanzan una talla máxima de 154 cm de longitud total (LT), pero se suelen observar menores a

120 cm. Las hembras suelen alcanzar los 103 cm de longitud total, mientras que los machos están entre 58 y 59 cm de longitud total (Ebert et al., 2013). Su forma de reproducción es vivípara placentaria y suelen tener camadas entre 2 a 5 crías cuando las hembras han alcanzado entre 33 o 34 cm de largo total (Ebert et al., 2013).

b. Dieta

El tiburón cazón (*R. longurio*) es un depredador que se alimenta principalmente de peces teleósteos, siendo *Scomber japonicus* su principal presa en el Océano Pacífico nororiental, además, también se registraron otros individuos que pertenecen a las familias Batrachoididae y Guerreidae (Acosta, 2021). Por otra parte, también se han identificado crustáceos y cefalópodos dentro de sus dietas (Alatorre-Ramírez et al., 2013; Márquez-Farías, 2018), siendo el camarón blanco (*Pleuroncodes vannamei*) y el cangrejo rojo o langostilla (*Pleuroncodes planipes*) (Alatorre-Ramírez et al., 2013). Mientras que entre las especies de cefalópodos se encuentran *Mastigoteuthis dentata* y *Argonauta* spp. (Conde-Moreno, 2009; Osuna-Peralta et al., 2014 y Acosta, 2021). Este tiburón es considerado una especie oportunista, debido a que se alimenta de las especies con mayor abundancia en la zona (Alderete-Macal, 2007; Conde-Moreno, 2009; Osuna-Peralta et al., 2014). Este tipo de dietas, al incluir peces, crustáceos y cefalópodos, indican que el tiburón cazón realiza migraciones verticales en la columna de agua, lo que puede considerarse como una característica de adaptación ante distintos factores externos (Furlong-Estrada et al., 2015).

c. Distribución

El tiburón cazón se distribuye en el océano Pacífico Central Oriental, principalmente desde las zonas costeras del sur de California, EE. UU. Hasta las costas de Perú, en América del Sur (Figura 4) (Ebert et al., 2013).

Figura 4.

Distribución de Rhizoprionodon longurio.



Nota. Adaptada de Ebert et al. (2013).

d. Amenazas

Las principales amenazas a las que se expone *R. longurio* son la pesca incidental, principalmente al quedar atrapados en las pesquerías de camarón y otros peces teleósteos y la pesca objetivo en donde se le captura a través de redes de enmalle y pesca artesanal. Las pesquerías se han intensificado, generando una gran presión desde las costas de Golfo de California hasta sur América (Ckarke et al., 2018; López-Angarita et al., 2016). Por otra parte, al ser tiburones que utilizan las áreas de manglar como criaderos, la degradación de este hábitat por el desarrollo costero y la acuicultura que se realiza en estas zonas han afectado a sus poblaciones (Pollom et al., 2020).

e. Grado de Conservación

R. longurio es una especie clasificada como “vulnerable” según la lista roja de la IUCN debido a una intensa presión pesquera desde el Golfo de California hasta Colombia (Saldaña-Ruiz et al., 2017). Además, otros factores que se ven involucrados en la reducción de sus poblaciones son la pérdida de manglares, la pesca no regulada, la falta de refugio y la degradación de los hábitats costeros, influyendo que ver un individuo de esta especie sea cada vez más raro (López-Angarita et al., 2016; Pollom et al., 2020).

D. Especies de rayas de importancia comercial en Sipacate, Escuintla

1. *Hypanus longus*

a. Ecología

La raya de cola larga o látigo como se le conoce en Sipacate. *H. longus* habita en la plataforma continental, en especial en zonas arenosas, fangosas, en estuarios (López-García et al., 2012) o donde hay arrecife rocoso. Se han registrado para esta especie que puede llegar hasta de 250cm de longitud total y 117cm de ancho de disco (Roberson y Allen, 2008; Weigmann, 2016), sin embargo, las hembras maduran alrededor de los 110 cm de ancho de disco y los machos a los 82cm (Last et al., 2016). La reproducción de esta especie es vivípara matrotrofica, tienen un periodo de gestación de 10 a 11 meses, para dar a luz entre una y cinco crías de alrededor de 40 cm de ancho de disco (Smith et al., 2008).

b. Dieta

La raya látigo (*H. longus*) es considerada como una especie bentónica, debido a que suele consumir especies de crustáceos, teleósteos y gusanos que están entre el sedimento. Reyes-Ramírez et al., (2022) reportó que para Baja California Sur la dieta de *H. longus* consiste principalmente en 5 especies de crustáceos de las familias Munnidae y Portunidae, además de gusanos sipuncúlidos. Siendo las especies de cangrejo rojo (*Pleuroncodes planipes*) y el gusano maní (*Sipunculos* spp.) las presas más comunes. Por otra parte, en las costas del Pacífico colombiano su dieta se basa principalmente de crustáceos de la familia Hippidae y Squillidae (Navia et al., 2007) y un alto consumo de especies de camarones, teleósteos y estomatópodos (López-García et al., 2012).

c. Distribución

Esta especie se distribuye en todo el Océano Pacífico, desde las costas de México hasta las de Colombia y las islas Galápagos en Ecuador (Robertson y Allen, 2008). Se encuentra en la zona nerítica y se han encontrado hasta 118 m de profundidad (Figura 5) (Last et al., 2016).

Figura 5.

Distribución de Hypanus longus.



Nota. Adaptada de Pollom et al. (2020).

d. Amenazas

Las principales amenazas de esta raya son la pesca y la recolección de recursos acuáticos. Son pescadas de diferentes maneras, en redes de enmalle artesanales, de cerco, por palangres e incluso a través de la pesca industrial. Se ha observado un decrecimiento en sus poblaciones porque la pesca en la mayoría de los lugares en donde habita no está regulada o gestionada, lo que provoca que grandes números de organismos de estas especies sean capturados, logrando representar más del 75% de la pesca de rayas en Costa Rica (López y Zanella, 2015). A pesar de que existen refugios para proteger a la especie dentro de su distribución como lo es en las islas Galápagos, tener una alta presión de pesca no permite la maduración de los organismos y la colocan en un estado vulnerable hacia estos aspectos (Pollom et al., 2020).

e. Grado de conservación

H. longus es considerada como “vulnerable” en la lista roja de la UICN, debido a la presión pesquera que existe sobre ella, tanto a un grado industrial como artesanal y a pesar de que no se cuenta con estudios que indiquen la tendencia poblacional, si se ha evidenciado una disminución en la población debido a que en la pesca suelen salir organismos más pequeños cada vez con mayor frecuencia (Pollom et al., 2020).

2. *Aetobatus laticeps*

a. Ecología

La raya águila del Pacífico o raya gavián es costera y marina que puede llegar a medir hasta 230 cm de ancho de disco y 283 de longitud total

(Weigmann, 2016). Se le puede encontrar en bahías, estuarios y mar abierto cerca de la superficie o en la columna de agua. Se ha reportado organismos solitarios y grandes agregaciones, es vivípara y aunque no se sabe mucho sobre su reproducción se sospecha que debe ser muy similar a la raya murciélago (*Myliobatis californicus*), con una madurez sexual de alrededor de 5 años y una longevidad de 24 años (Pollom et al., 2021).

b. Dieta

Se alimenta de invertebrados como bivalvos, moluscos, poliquetos, gasterópodos, cefalópodos, camarones y algunos peces pequeños (McEacran y Carvalho, 2002). Sin embargo, aún no se conoce su dieta específicamente (Schluessel et al., 2010; Serrano et al., 2019)

c. Distribución

Aetobatus laticeps se distribuye en el Océano Pacífico Oriental Central y sureste desde el Golfo de California hasta Ecuador (Figura 6) (Last et al., 2016).

Figura 6.

Distribución de *Aetobatus laticeps*.



Nota. Adaptada de Pollom et al. (2021).

d. Amenazas

Una de las principales amenazas que enfrenta esta especie es su pesca intensiva, la suelen capturar por pesquerías artesanales e industriales, lo que la ha llevado a una disminución en sus poblaciones. Al ser capturada en gran parte de su distribución de una forma intensiva y al no estar gestionada de la manera adecuada o no hay regulación de su pesca en lo absoluto, la especie corre un

gran riesgo (Ehemann et al., 2017). Se ha evidenciado su disminución porque los pescadores han informado que cada año es más rara de ver (Avalos, 2019).

e. Grado de conservación

A. laticeps es considerada como vulnerable según la lista roja de la UICN, debido a que presenta una alta presión pesquera tanto artesanal como industrial, principalmente por la intensidad y el exceso de pesca, llevando a que en algunos sitios dentro de su distribución ya sea muy rara encontrarla (Pollom et al., 2021).

3. *Styracura pacifica*

a. Ecología

La raya tarro (*S. pacifica*) es una especie intermareal marina o nerítica marina (Kyne et al., 2020) que habita en aguas costeras hasta profundidades alrededor de 30 m. Es considerada especialista en la selección de su hábitat, prefiriendo estuarios y manglares que favorecen a la especie como áreas de crianza (Weigmann, 2016). Su información biológica es limitada, solo se conoce que alcanza un máximo de 89 cm en su ancho de disco y que es una especie vivípara (Kyne et al., 2020).

b. Dieta

Es una especie carnívora que se alimenta principalmente de gasterópodos, bivalvos, crustáceos y gusanos bentónicos, además de algunos peces óseos. Sin embargo, no se ha encontrado algún estudio de dieta en el que se indiquen sus presas a nivel de especie (Last et al., 2016).

c. Distribución

La raya tarro (*S. pacifica*) se distribuye desde la zona sur de México hasta Colombia y las islas Galápagos en Ecuador, siendo su presencia algo dudosa en estas últimas algo (Figura 7) (Kyne et al., 2020).

Figura 7.

Distribución de la raya tarro (S. pacifica).



Nota. Adaptada de Kyne et al. (2020).

d. Amenazas

Las poblaciones de la raya tarro han decrecido en los últimos años, a pesar de que no se conocen datos de sus tendencias poblacionales, sin embargo, hay registros que suelen ser una pesca poco común. Esta disminución se atribuye a que es una especie que ha tenido una intensa presión pesquera que no ha sido controlada, generando un riesgo en toda su distribución. Se suele capturar por medio de palangre o redes de enmalle cuando se pesca a pequeña escala, mientras que su captura se intensifica al practicar la pesquería de arrastre de camarón, afectando no solo a los organismos sino también su hábitat. Al tomar en cuenta el factor de degradación de estuarios y manglares, el impacto para la especie ha sido significativo (López-Angarita et al., 2016). Tomando en cuenta cómo se ve afectada la especie, se estima que las poblaciones se han reducido entre un 30% y 49% en los últimos 45 años (Kyne et al., 2020).

e. Grado de conservación

La raya tarro es considerada como una especie “vulnerable” por la International Union for conservation of Nature (IUCN) (Kyne et al., 2020), principalmente por la amenaza que le confiere la presión pesquera en gran parte de su distribución, además de las muy pocas o nulas gestiones por parte de los gobiernos que han influenciado que sus poblaciones disminuyan. Por otra parte, la tala de manglares, el desarrollo costero y la acuicultura afectan en gran medida a esta especie (Kyne et al., 2020).

VII. METODOLOGÍA

A. Diseño de experimentación

El presente estudio fue una investigación que se realizó en colaboración con el proyecto de investigación en curso a cargo de Wildlife Conservation Society (WCS) titulado: “Monitoreo de la pesquería artesanal en el Pacífico de Guatemala”. Este proyecto consiste en el registro de desembarques en las comunidades de Tecojate, Sipacate y Buena Vista. El objetivo de este es establecer el estado de explotación de diferentes especies de importancia pesquera. Este monitoreo se está realizando con el apoyo de los grupos de pescadores artesanales y antiguos pescadores del área, quienes facilitan los datos de pesca (especie, talla de captura al llegar al área de desembarque, sexo y los desechos que se descartan directamente a la basura o al mar mismo).

Cabe resaltar que la finalidad de este estudio es determinar la presencia/ausencia de microplásticos e identificación de estos en el contenido estomacal de cada una de las especies de tiburones (*Rhizoprionodon longurio*, *Carcharhinus limbatus*, *Mustelus lunulatus* y *Galeocerdo cuvier*) y rayas (*Hypanus longus*, *Styracura pacifica* y *Aetobatus laticeps*) de interés comercial; por lo que es una investigación no experimental. Además, tienen como finalidad realizar una comparación entre las distintas clases de edad (juveniles, adultos), hábitat (pelágico, costero-bentónico y costero-pelágico) y época (seca: septiembre, octubre y noviembre; lluviosa: enero, febrero y marzo) en el área de Sipacate, Escuintla, Guatemala.

B. Población y muestra

El muestreo se realizó durante septiembre, octubre y noviembre para el año 2022 y enero, febrero y marzo para el año 2023. En este sentido, los primeros 3 meses representan la época lluviosa y los otros tres meses la época seca en Guatemala. En cada mes se muestrearon 5 días de la última semana de cada mes, en los que se consideraban todos los organismos de tiburones y rayas obtenidos de la pesca como muestra. Para los meses de 2022, se capturaron 33 organismos en septiembre, 29 en octubre y 26 en noviembre, mientras que, para los meses de 2023, se capturaron 24 organismos en enero, 27 en febrero y 34 en marzo. Teniendo 103 organismos para la temporada lluviosa y 101 organismos para la temporada seca, generando un total de 173 muestras a lo largo de todo el muestreo (**Cuadro 1**).

Cabe mencionar, que el estudio de tesis es genérico, sin favorecer o apoyar la captura de alguna especie de tiburón o raya en específico, sino más bien se depende de lo que los pescadores artesanales obtienen de sus faenas de pesca (la pesca del día) y que lo llegan a limpiar a puerto.

Cuadro 1.

Número de organismos colectados en total por sexo, clase de edad y época.

Especie	N	Sexo		Clase de edad		Época	
		M	H	J	A	S	L
<i>Hypanus longus</i>	140	73	67	72	68	61	79
<i>Aetobatus laticeps</i>	5	0	5	5	0	3	2
<i>Styracura pacifica</i>	2	1	1	0	2	2	0
<i>Carcharhinus limbatus</i>	18	11	7	18	0	16	2

Especie	N	Sexo		Clase de edad		Época	
		M	H	J	A	S	L
<i>Mustelus lunulatus</i>	5	0	5	2	3	1	4
<i>Rhizoprionodon longurio</i>	2	1	1	2	0	2	0
<i>Galeocerdo cuvier</i>	1	0	1	1	0	0	1

Nota. Elaboración propia. N = organismos totales. M = machos. H = hembras. J = juveniles. A = adultos. S = seca. L = lluviosa.

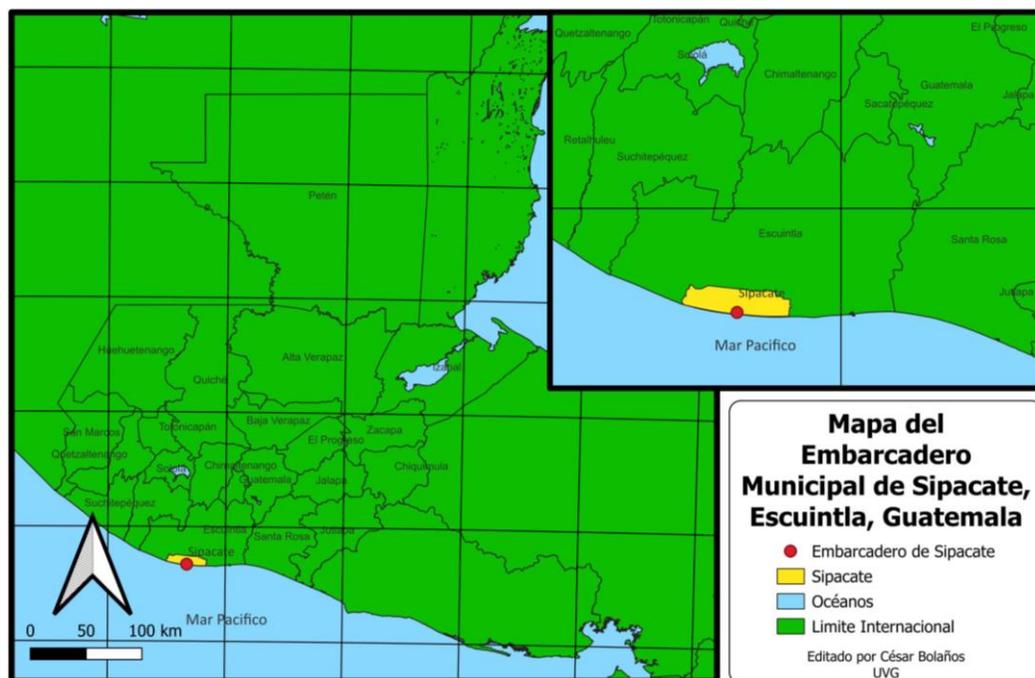
C. Método de análisis y extracción de datos

1. Sitio de Estudio

Esta investigación se realizó con las distintas especies de tiburones y rayas capturadas por los pescadores en el área de Sipacate, Escuintla, Guatemala (Figura 8). El municipio de Sipacate es parte del litoral del Océano Pacífico de Guatemala (N 13°55'12'', W 91°15'11'') (Morales et al., 2022). Es un área muy importante económicamente principalmente por las zonas de pesca con las que cuenta (Avalos, 2019). Está conformada por distintos hábitats que no solo benefician a distintas especies sino a las comunidades humanas que habitan en la zona, aprovechando los recursos por medio de la pesca artesanal en mar abierto y la de subsistencia en el estero. Se seleccionó Sipacate como área de estudio debido a la gran importancia que tiene para Guatemala y la comunidad con respecto a la pesca de distintas especies de tiburones y rayas, a las que se le suman otras especies de peces y crustáceos como el róbalo, curvina, cachaco, pargo y camarón jumbo (Morales et al., 2022).

Figura 8.

Embarcadero Municipal de Sipacate, Escuintla, Guatemala



Nota. Elaboración propia

2. Mediciones de características biológicas en campo

Las medidas morfológicas que se registraron para cada muestra fueron el ancho de disco (AD) y largo de disco (LD) para el caso de las rayas y para los tiburones solo el largo total (LT) (Figura 17 y 18 en apéndices), para lo que se utilizó una cinta métrica en centímetros, además que para todos los organismos se determinó su sexo y el largo del clasper para el caso de los machos. Todas las mediciones fueron realizadas por dos pescadores retirados de confianza totalmente capacitados para identificar y medir a los organismos. Se solicitaron fotos de los organismos para comprobar y verificar que la identificación era correcta. De todo el desecho que se resguarda, se separa y se seleccionan los estómagos. A cada uno de los organismos se les extrajo el estómago completo, asegurándose que el corte fuera en el intestino proximal para evitar que el contenido estomacal se saliera. Estos estómagos son congelados y luego trasladados y posteriormente depositados en las Colecciones Biológicas del Departamento de Biología. Cada muestra (estómago) fue debidamente identificada, con una etiqueta que contenía la especie, el sexo, y las tallas del organismo al que pertenecía el tejido. A cada uno de los organismos se les extrajo el estómago completo, asegurándose que el corte fuera en el intestino proximal para evitar que el contenido estomacal se saliera. Luego se identificaron las muestras con una etiqueta que contenía la especie, el sexo, y las tallas del organismo al que pertenecía el tejido. Todo se guardó en bolsas de plástico y se guardaron en un congelador.

3. Delimitación de la etapa de desarrollo para cada especie

Para identificar la clase de edad de los organismos de las distintas especies analizadas, se utilizaron distintas guías de identificación y artículos científicos de la zona centroamericana y del sur de México para comparar las medidas tomadas y clasificar los organismos como juveniles o adultos. Para el caso de *H. longus* se consideraron como adultos los organismos que sobrepasaban los 78cm (AD) para el caso de los machos y 105 cm (AD) para el caso de las hembras (Polanco, 20XX). Para *A. laticeps* todos los organismos que sobrepasaron los 83.17 cm (AD) fueron considerados como adultos (Roquillo, 2020). En el caso de *S. pacifica* se consideraron como organismos adultos, los que sobrepasaban los 71.8 cm (AD) para el caso de las hembras y 69 cm (AD) para el caso de los machos (Dalmau et al., 2020).

En el caso de los tiburones, para *C. limbatus* se consideraron como adultos los que miden más de 126 cm (LT) en machos y 130 cm (LT) en hembras; en *M. lunulatus* se consideran adultos los organismos que superan los 89 cm (LT) en machos y los 100 cm (LT) en hembras; para *R. longurio* son adultos los organismos que sobrepasan los 75 cm (LT) en machos y los 82 cm (LT) en hembras; y para *G. cuvier* se consideran como adultos los organismos que superan los 157 cm (LT) en machos y los 180 cm (LT) en hembras (Castellanos et al., 2014).

4. Digestión de la muestra en el laboratorio

El análisis de las muestras se realizó en el área de Colecciones Biológicas de la Universidad del Valle de Guatemala. Las muestras se almacenaron en un congelador el mismo día que las muestras venían de Sipacate, Escuintla para evitar daños o pérdidas de muestras. Sin embargo, solo se dejaban descongelando hasta un día antes en que se llevaba a cabo la disección de dicha muestra. Al asegurarse que estuvieran bien descongelados los estómagos se pesaron y se identificó la proporción de llenado, estas dos mediciones solo se tienen para las muestras de 2023.

El estómago se colocó de forma horizontal sobre una bandeja de disección, al reconocer la boca del estómago se empezó a cortar con una tijera con la finalidad de formar una bolsa para evitar que el contenido estomacal se regara sobre la bandeja de disección (Figura 9A). Se procedió a separar todo el contenido estomacal de la muestra, este se pesó y se identificó con una etiqueta respectivamente. El contenido estomacal se volvió a congelar por si las muestras pueden ser utilizadas en futuros estudios de dietas para todas las especies contempladas en el estudio. Al momento de separar todo el contenido estomacal se procedió a hacer un barrido de las paredes del estómago con las manos, en busca de lo sobrante del líquido estomacal. Este líquido se almacenó en frascos de 250ml debidamente identificados y se les agrega KOH 20%.

El KOH fue previamente elaborado a su uso, se pesaron 200mg del reactivo de KOH 1M y se mezclaron en un beaker con un litro de agua destilada, siendo una proporción de 1:4. Al momento en que se disolvió totalmente el reactivo se almacenó en frascos de 1 litro de volumen debidamente identificados. Si el reactivo se tardaba un poco en diluirse se utilizaba una varilla de agitación para acelerar el proceso. Durante todo el análisis se utilizaron 1500 mg de KOH, para las 173 muestras (Figura 9B).

Cuando se tuvieron alrededor de 30 o más muestras diseccionadas y mezcladas con el KOH al 20% se procedió a calentarlas en un horno VWR Symphony durante 48 horas a 60 °C (Figura 9C). Si bien es un horno automático en que se configuraba la temperatura constante, se realizaron distintas revisiones durante las 48 horas para evitar problemas con las muestras y para asegurarse que la temperatura fuera la adecuada.

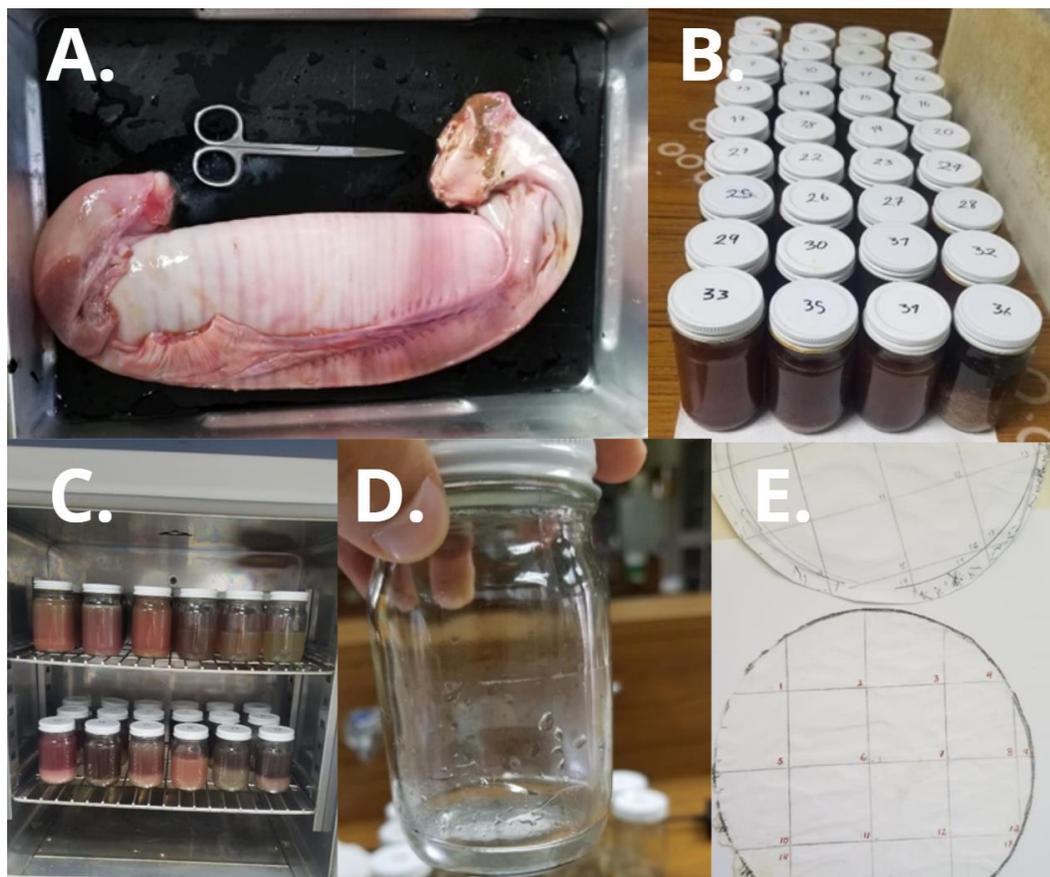
5. Tamizaje de las muestras

Luego de las 48 horas en el horno, las muestras se filtraron con la ayuda de dos tamices. El primero con una malla de 100 μm y segundo con una de 45 μm . Se tomó el primer tamiz de 100 μm sobre el primer beaker de 600 ml y se vertió lentamente la muestra por la pared del tamiz asegurándose que todo se vertiera sobre el frasco, se realizaron un par de lavados con agua destilada al frasco de la muestra con la ayuda de una piseta, para que todo el material fuera filtrado.

Se tomó el beaker con el contenido filtrado y se vertió sobre el tamiz de 45 μm , el material acuoso se deslizó hacia el segundo beaker, y también se realizaron dos lavados con agua destilada, con el cuidado de mantener el material sólido sobre el tamiz. Se lavó el frasco original de la muestra y se invirtió el tamiz de 45 μm sobre el frasco de la muestra y se realizaron varios lavados con agua destilada hasta asegurarse que toda la muestra sólida quedara dentro del frasco. Cada frasco fue rotulado adecuadamente. Se realizó una muestra a la vez para evitar contaminación entre las mismas. Para las 173 muestras se realizó el mismo procedimiento (Figura 9D).

Figura 9.

Análisis de las muestras en laboratorio.



Nota. Elaboración propia. A. Estómago antes de la disección. B. Muestras con KOH al 20% listas para ingresar al horno. C. Muestras después de 48 horas a 60°C en el horno. D. Muestras después del tamizaje listas para verla en el estereoscopio. E. Cuadrato utilizado para ver las muestras en el estereoscopio.

6. Visualización de Microplásticos

Para la visualización de microplásticos se utilizaron únicamente la tapadera de una caja de vidrio, un cuadrato circular dividido en 19 cuadrantes (Figura 9E), un estereoscopio Leica ES2 y agua destilada en una pisseta. Lo primero que se hizo fue colocar el cuadrato circular sobre la platina del estereoscopio y sobre esta la caja Petri, al momento que estuviera bien colocada se colocó la muestra sobre la caja Petri en su totalidad, además se hicieron dos lavados al frasco con agua destilada para evitar que se perdiera la muestra. Cuando se tenía el total de la muestra sobre la caja Petri se procedió a observar la muestra en forma de barrido, empezando desde el cuadrante 1 hasta el 19, durante este proceso se iba anotando la cantidad de microplásticos observados, el color, su forma (fibra, lámina o gránulo) para cada cuadrante, con la finalidad de poseer un registro de la cantidad y el tipo de microplásticos reportados para cada muestra. Por último, se regresaba la muestra de la caja Petri al frasco, y también se realizaron dos lavados a la caja Petri para evitar que quedaran restos de muestras en ella.

7. Identificación de Microplásticos

La identificación de microplásticos se llevó a cabo en un espectrofotómetro infrarrojo FT-IR Frontier de la marca Perkin Elmer. Se utilizó la misma metodología para la visualización de microplásticos descrita anteriormente, en el cual se buscaban todos los microplásticos posibles de un tamaño adecuado para que la lectura del equipo sea la adecuada, siendo esto el motivo del porque la cantidad de microplásticos evaluados fue el menor que el registrado en el conteo visual. Al tener enfocado un microplástico se usó una pinza pequeña y una aguja con punta para pasarlo muy cuidadosamente de la caja Petri al cristal reflector del equipo. Luego se apretaba la muestra bajando el brazo hasta llegar a un 100% de presión para evitar daños del equipo y la lectura fuera la correcta. Para el análisis de la identificación de microplásticos presentes en cada especie solo se tomaron en cuenta las partículas que obtuvieron una lectura mayor o igual al 70% de semejanza con respecto a los plásticos contenidos en la base de datos del equipo (Nelms et al., 2019). Se empezaba a leer la muestra con una configuración de 5 corridas antes del resultado final. Los espectros generados se comparaban con la base de datos presente en el equipo y se guardaba los resultados con la identificación adecuada para cada uno de los microplásticos evaluados.

Para este estudio se identificaron 12 tipos de microplásticos, por motivos de presentación y visualización de resultados se agruparon en acrílicos (Acrílico de Monsanto con Staple), nylon (Hilo E.I Dupont/Quiana (nylon) con fil y Nylon), poliéster (Fibra Avtex/Avlin (poliester) con Monofil), polietileno (Kodak Epoleno Polietileno, Polietileno clorado, Polietileno de alta densidad y Polietileno LD linear), rayón (Coutauld/Rayón (fibro) con staple y Courtauld/Rayón (fibro)/black staple) y vinilo (Poli (Esterato de Vinilo) y Copolímero de Etileno/Acetato de vinilo).

8. Análisis estadístico

Todos los datos serán analizados utilizando el programa R Studio, versión 4.3.1. La representación visual de los resultados se realizará con el paquete ggplot2. Se va a realizar una lista de modelos candidatos basados en los objetivos. Cada uno de los modelos serán analizados con el paquete MASS y el modelo analizado será evaluado por el criterio de Akaike corregido por el tamaño de muestras pequeñas (AICc). Si el modelo múltiple muestra un mismo nivel ($AICc < 2$) (Cuadro 15 y 16 en apéndices), se realizará el promedio del modelo para examinar el tamaño del efecto general de las variables predictoras (Ariano, 2023).

VIII. RESULTADOS

A. Identificación Visual en Estereoscopio

1. Tipo y Abundancia de Partículas

El 100% de los organismos examinados (N =173) de las cuatro especies de tiburones (*C. limbatus*, *M. lunulatus*, *R. longurio* y *G. cuvier*) y de las tres especies de rayas (*H. longus*, *A. laticeps* y *S. pacifica*) presentaron algún tipo de partícula contaminante dentro de su tejido estomacal (Cuadro 1). Se visualizaron un total de 697 partículas: 559 fibras (80.20%), 112 láminas (16.07%) y 26 gránulos (3.73%) (Cuadro 2). Distinguiendo 369 partículas de color transparente (52.94%), 224 azules (32.14%), 40 negras (5.74%), 39 rojas (5.60%), 19 rosadas (2.73%), 3 verdes (0.43%), 2 naranjas (0.29%) y 1 amarilla (0.14%) (Cuadro 2).

Para el caso de las 559 fibras identificadas, el color más abundante es el transparente (n = 259), seguido del color azul (n = 206) y el amarillo el menos abundante (n = 1). Para el caso de las 112 láminas, el color más abundante es el transparente (n = 108) y el negro junto con el rojo y el verde son los menos abundante (n = 1). Por último, para el caso de los 26 gránulos identificados, el color más abundante es el azul (n = 17) y el negro el menos abundante (n = 1) (Cuadro 2).

Cuadro 2.

Número de partículas totales identificadas por tipo y por color.

Tipo	Transparente	Azul	Negro	Rojo	Rosado	Verde	Naranja	Amarillo	Total
Fibras	259	206	38	32	19	2	2	1	559
Láminas	108	1	1	1	0	1	0	0	112
Gránulos	2	17	1	6	0	0	0	0	26
Total	369	224	40	39	19	3	2	1	697

Nota. Elaboración propia.

En el análisis de la abundancia de partículas identificadas visualmente, de acuerdo con el hábitat en que se clasificaron las especies (Costero bentónico, costero pelágico y pelágico) se observa que para las especies que poseen un hábitat costero bentónico (*H. longus*, *S. pacifica*, *R. longurio* y *M. lunulatus*; N =149) se registró un total de 623 partículas, de las cuales 496 son fibras, 102 láminas y 25 gránulos. Para el caso de las especies que poseen un hábitat costero pelágico (*A. laticeps*; N = 5) se registró 12 partículas en total, de las cuales 11 son fibras y 1 lámina; por último, para el caso de las especies que poseen un hábitat pelágico (*C. limbatus* y *G. cuvier*; N = 19) se registró 62 partículas en total, de las cuales 52 son fibras, 9 láminas y solo 1 gránulo (Cuadro 3).

Cuadro 3.

Cantidad de partículas visualizadas por hábitat de las especies.

Hábitat	N	Fibras	Láminas	Gránulos	Total
Costero Bentónico	149	496	102	25	623
Costero Pelágico	5	11	1	0	12
Pelágico	19	52	9	1	62
Total	173	559	112	26	697

Nota. Elaboración propia.

2. Partículas por sexo, clase de edad y época

Se realizó el análisis de la cantidad de partículas identificadas visualmente para cada una de las especies de rayas y tiburones de acuerdo con el sexo (masculino y femenino) y clase de edad (juvenil y adulto), así como época (seca y lluviosa).

En el análisis de la cantidad de fibras, láminas y gránulos identificados para cada especie de tiburones y rayas (Cuadro 4) se obtuvo para el caso de *H. longus*, un total de 582 partículas identificadas, de las cuales el tipo más abundante corresponde a fibras (n = 462) y gránulos el menos abundante (n = 21). Para el caso de *A. laticeps*, se obtuvo un total de 12 partículas identificadas, de las cuales el tipo más abundante corresponde a fibras (n = 11) y láminas el menos abundante (n = 1). Para el caso de *S. pacifica*, se obtuvo un total de 6 partículas identificadas, de las cuales el tipo más abundante corresponde a fibras (n = 4) y gránulos el menos abundante (n = 2) (Figura 11D).

En el caso de tiburones, en *C. limbatus*, se obtuvo un total de 57 partículas identificadas, de las cuales el tipo más abundante corresponde a fibras (n = 48) y láminas el menos abundante (n = 1). En el caso de *M. lunulatus*, se obtuvo un total de 21 partículas identificadas, de las cuales el tipo más abundante corresponde a fibras (n = 20) y láminas el menos abundante (n = 1). Para el caso de *R. longurio*, se obtuvo un total de 14 partículas identificadas, de las cuales el tipo más abundante corresponde a fibras (n = 10) y láminas y gránulos los menos abundantes con la misma cantidad cada uno (n = 2). Por último, para el caso de *G. cuvier*, se obtuvo un total de 5 partículas identificadas, de las cuales el tipo más abundante corresponde a fibras (n = 4) y láminas el menos abundante (n = 1) (Cuadro 4 y Figura 11D).

Cuadro 4.

Cantidad de fibras, gránulos y láminas identificados visualmente para cada especie.

Tipo	Rayas			Tiburones			
	<i>H. longus</i>	<i>A. laticeps</i>	<i>S. pacifica</i>	<i>C. limbatus</i>	<i>M. lunulatus</i>	<i>R. longurio</i>	<i>G. cuvier</i>
Fibras	462	11	4	48	20	10	4
Láminas	99	1	0	1	1	2	1
Gránulos	21	0	2	8	0	2	0
Total	582	12	6	57	21	14	5

Nota. Elaboración propia.

En el análisis de la cantidad de partículas de acuerdo con el sexo (machos y hembras) para cada una de las especies de rayas se observa que en *H. longus* (N = 140) se obtuvo un total de 582 partículas (n = 299 machos, n = 283 hembras). En *A. laticeps*, (N = 5) se reflejaron un total de 12 partículas (n = 0 machos, n = 12 hembras). Por último, en *S. pacifica* (N=2) se obtuvo un total de 6 partículas (n= 2 machos, n = 4 hembras) (Cuadro 5 y Figura 11A).

Por otra parte, en los resultados obtenidos para las especies de tiburones se observa que para el caso de *C. limbatus* (N = 18) se reflejaron un total de 57 partículas (n = 37 machos, n = 20 hembras). En el caso de *M. lunulatus* (N = 5) reflejaron un total de 21 partículas (n = 0 machos, n = 21 hembras). En *R. longurio* (N = 2) se reflejaron 14 partículas (n =7 machos, n = 7 hembras). Por último, en el caso de *G. cuvier* (N = 1) se reflejaron únicamente cinco partículas identificadas (n = 0 machos, n = 5 hembras). (Cuadro 5 y Figura 11A).

La comparación entre sexos se presentó especialmente para *H. longus* y *C. limbatus* (Figura 15A), sin embargo, luego de realizar la prueba de Wilcoxon ninguna presentó diferencia significativa entre sí, *H. longus* ($p = 0.71$) y *C. limbatus* ($p = 0.48$) (Figura 20 y 21 en apéndice).

En el análisis de la cantidad de partículas de acuerdo con la clase de edad (juveniles y adultos) para cada una de las especies de rayas se observa que en *H. longus* ($N = 140$) se obtuvo un total de 282 partículas ($n = 301$ juveniles, $n = 281$ en adultos). En *A. laticeps*, ($N = 5$) se reflejaron un total de 12 partículas ($n = 12$ juveniles, $n = 0$ en adultos). Por último, en *S. pacifica* ($N = 2$) se obtuvo un total de 6 partículas ($n = 0$ juveniles y $6 =$ adultos) (Cuadro 5 y Figura 11C).

Por otra parte, en los resultados obtenidos para las especies de tiburones, se observa que para el caso de *C. limbatus* ($N = 18$) se reflejaron un total de 57 partículas ($n = 57$ juveniles, $n = 0$ en adultos). En el caso de *M. lunulatus* ($N = 5$), reflejaron un total de 21 partículas ($n = 10$ juveniles, $n = 11$ en adultos). En *R. longurio* ($N = 2$), se observaron 14 partículas ($n = 14$ juveniles, $n = 0$ adultos). Por último, en el caso de *G. cuvier* ($N = 1$), se obtuvo un total de 5 partículas ($n = 5$ juveniles, $n = 0$ en adultos) (Cuadro 5 y Figura 11C).

La comparación entre las clases de edad de los organismos para cada especie se presentó principalmente para *H. longus* y *M. lunulatus* (Figura 12C). Sin embargo, al realizar el análisis de Wilcoxon, ninguna presentó diferencia significativa: *H. longus* ($p = 0.5$) y *M. lunulatus* ($p = 0.75$) (Figuras 20 y 21 ver Apéndice).

En el análisis de la cantidad de partículas de acuerdo con la época (lluviosa y seca) para cada una de las especies de rayas, se observa que en *H. longus* ($N = 140$) se obtuvo un total de 117 partículas ($n = 219$ seca, $n = 363$ lluviosa). En *A. laticeps*, ($N = 5$), se reflejó un total de 12 partículas ($n = 5$ seca, $n = 7$ lluviosa). Por último, en *S. pacifica* ($N = 2$), se obtuvo un total de 6 partículas ($n = 6$ seca, $0 =$ lluviosa) (Cuadro 13 y Figura 14B).

Por otra parte, en los resultados para las especies de tiburones, se obtuvo que para el caso de *C. limbatus* ($N = 18$) hubo un total de 57 partículas ($n = 9$ seca, $n = 48$ lluviosa). En el caso de *M. lunulatus* ($N = 5$), se mostró un total de 21 partículas ($n = 7$ seca, $n = 14$ lluviosa). En *R. longurio* ($N = 2$), se obtuvieron 14 partículas ($n = 14$ seca, $n = 0$ lluviosa). Por último, en el caso de *G. cuvier* ($N = 1$), se identificaron únicamente 5 partículas en la época lluviosa (Cuadro 13 y Figura 14B).

La comparación entre la época se presentó particularmente para *A. laticeps*, *H. longus* y *C. limbatus* (Figura 12B), que fueron las especies que contaban con muestras para ambas épocas. Sin embargo, al realizar la prueba de Wilcoxon, no se presentó diferencia significativa para ninguna: *A. laticeps* ($p = 0.75$) *C. limbatus* ($p = 0.12$) (Figura 20 y 21, ver Apéndice), siendo *H. longus* la única que presentó diferencia significativa ($p = 0.011$) (Figura 12D).

Cuadro 5.

Número de partículas totales (PT) visualizadas para cada una de las especies examinadas, por sexo, clase de edad y época.

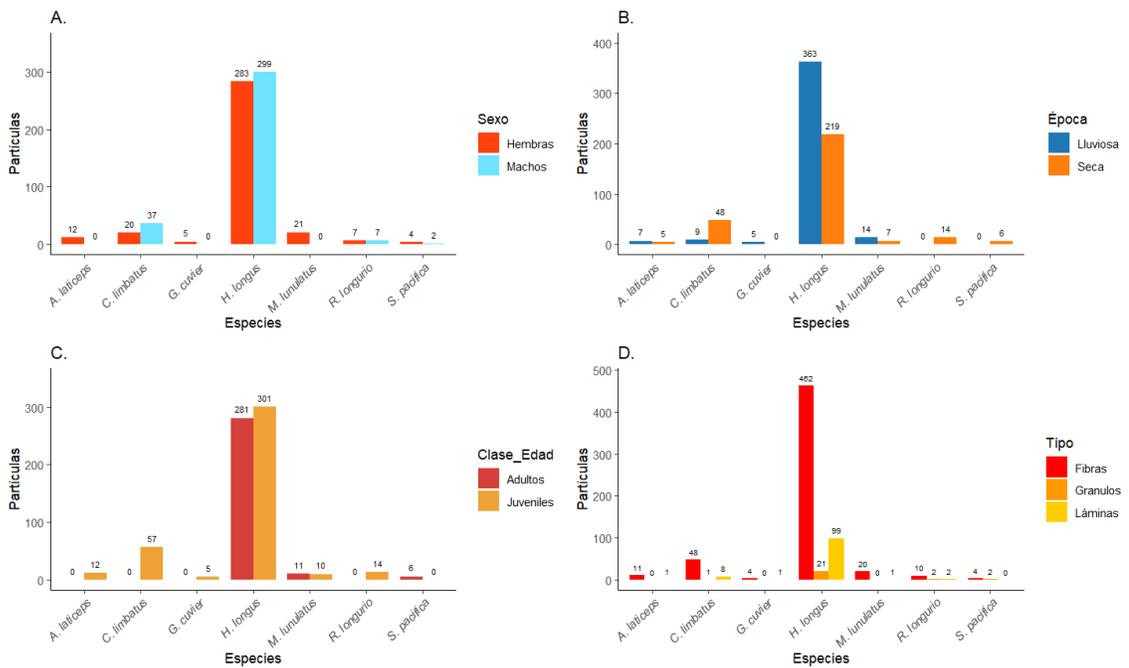
Especie	PT	Sexo		Clase de edad		Época	
		M	H	J	A	S	L
<i>Hypanus longus</i>	582	299	283	301	281	219	363
<i>Aetobatus laticeps</i>	12	0	12	12	0	5	7
<i>Styracura pacifica</i>	6	2	4	0	6	6	0
<i>Carcharhinus limbatus</i>	57	37	20	57	0	48	9

Especie	PT	Sexo		Clase de edad		Época	
		M	H	J	A	S	L
<i>Mustelus lunulatus</i>	21	0	21	10	11	7	14
<i>Rhizoprionodon longurio</i>	14	7	7	14	0	14	0
<i>Galeocerdo cuvier</i>	5	0	5	5	0	0	5
Total	697	345	352	399	298	299	398

Nota. Elaboración propia. PT = partículas totales. M = machos. H = hembras. J = juveniles. A = adultos. S = seca. L = lluviosa.

Figura 10.

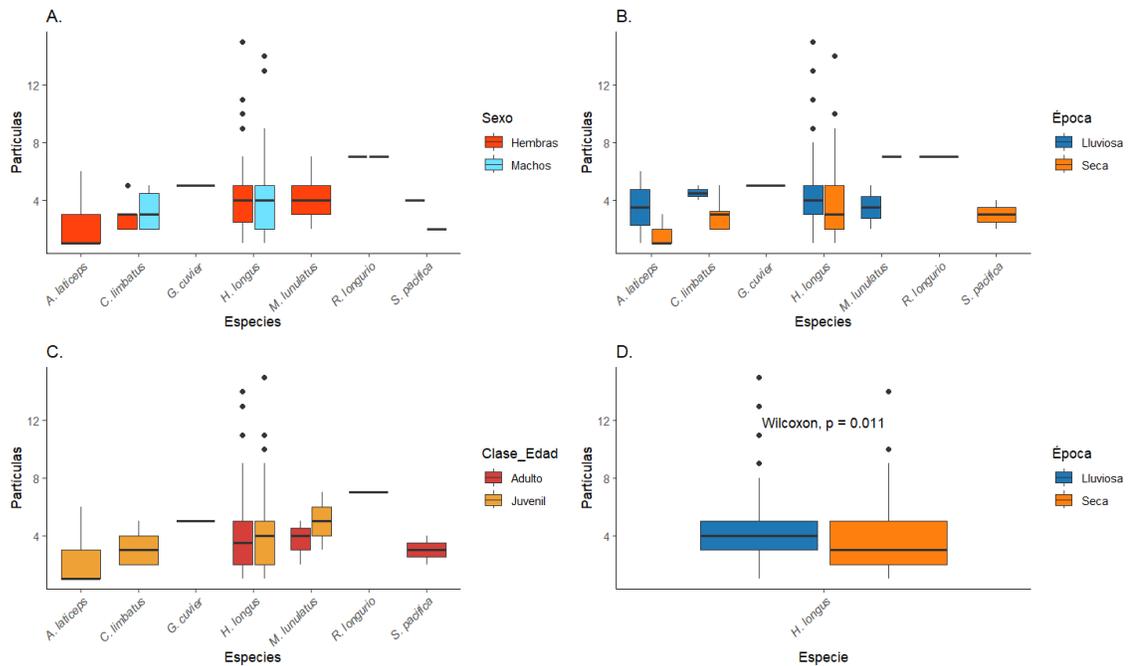
Número de partículas identificadas visualmente para cada una de las especies en comparación al sexo, época, clase de edad y tipos de partículas.



Nota. Elaboración propia. A. Sexo (las hembras en rojo y los machos en celeste; B. Época (la época lluviosa en azul y la seca en anaranjado); C. Clase de edad (los adultos en café y los juveniles en amarillo); D. Tipo de partículas (fibras en rojo, gránulos en anaranjado y láminas en amarillo).

Figura 11.

Número de partículas ingeridas colectadas del estómago identificadas visualmente por organismos para cada una de las especies en comparación al sexo, época, clase de edad.



Nota. Elaboración propia. A. Sexo (las hembras en rojo y los machos en celeste; B. Época (la época lluviosa en azul y la seca en anaranjado); C. Clase de edad (los adultos en café y los juveniles en amarillo) y D. Comparación entre la época lluviosa y seca para *H. longus*.

3. Modelo Estadístico

En el análisis de los modelos candidatos propuestos, se observó que el modelo Tiempo fue el seleccionado y validado sobre el resto (Cuadro 15 y Figura 21 en apéndices). El modelo Tiempo únicamente contenía a la variable mes, lo que indica que existen efectos claros del mes sobre la cantidad de partículas identificadas; principalmente los meses de febrero, marzo y noviembre presentan menos partículas totales que el mes de enero, mientras que el mes de septiembre no presenta diferencias claras con respecto a enero (Cuadro 6).

Por lo tanto, la mayor cantidad de partículas se encontraron en los organismos que fueron recolectados en los meses de septiembre de 2022 y enero de 2023 específicamente. No obstante, en el análisis de los efectos de la variable mes, contenida en el modelo de tiempo, se presentó un claro aumento de las partículas totales analizadas para los meses de enero y septiembre, mientras que el mes de marzo es el que presenta la menor cantidad de partículas totales, seguidas en forma ascendente por los meses de febrero de 2023 y noviembre y octubre de 2022 (Figura 12).

Cuadro 6.

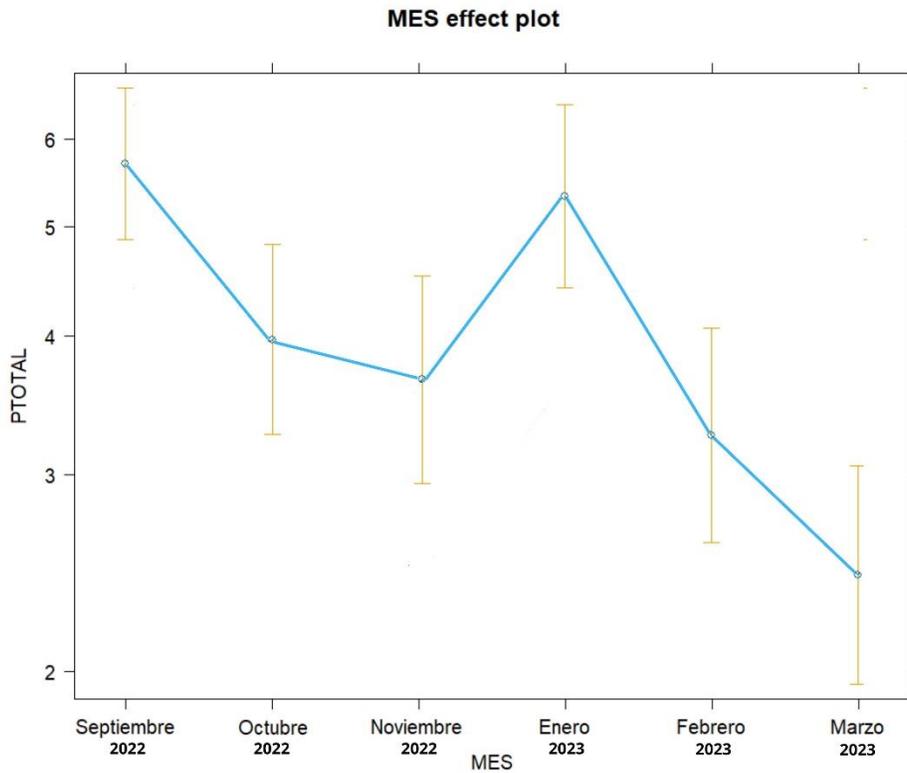
Coficiente del Modelo seleccionado (Tiempo)

Modelo	Intercepto	Febrero	Marzo	Noviembre	Octubre	Septiembre
Pt ~ Mes	1.67398	-0.49248	-0.78150	-0.37820	-0.29634	0.065596

Nota. Elaboración propia. Pt= partículas totales

Figura 12.

Efectos del modelo Tiempo, seleccionado y validado para las partículas identificadas visualmente por medio del estereoscopio.



Nota. Elaboración propia.

B. Identificación por medio del FTIR

1. Tipo y Abundancia de Microplásticos

La caracterización química de las partículas se realizó por medio de la técnica de espectroscopia infrarroja por transformada de Fourier (FTIR), en la que se examinaron un total de 270 partículas, de las cuales sólo tomaron en cuenta 139 partículas para el análisis, debido a que fueron las que tuvieron un porcentaje mayor al 70% de semejanza con respecto a la lectura de los plásticos contenidos en la base de datos del equipo (Nelms et al., 2019). Se identificaron los siguientes microplásticos: 60 partículas de rayón (43.17%), 51 de polietileno (36.69%), 15 de poliéster (10.79%), 9 de vinil (6.47%), 3 de nylon (2.16%) y 1 de acrílico (0.72%) (Cuadro 7).

Cuadro 7.

Tipos de microplásticos identificados por medio del FTIR.

Tipo	Rayón	Polietileno	Poliéster	Vinilo	Nylon	Acrílico	Total
Cantidad	60	51	15	9	3	1	139

Nota. Elaboración propia.

Evaluando la cantidad de microplásticos a partir del tipo de partículas, para el caso de las fibras se identificó un total de 105 microplásticos, de los cuales el tipo más abundante corresponde

a rayón (n = 60), seguido de polietileno (n = 21) y acrílico el menos abundante (n = 1). En el caso de las láminas, se identificaron un total de 33 microplásticos, de los cuales el tipo más abundante corresponde a polietileno (n = 29) y vinilo el menos abundante (n = 4). Por último, para el caso de los gránulos, se identificó 1 microplástico que corresponde a polietileno (n = 1) (Cuadro 8).

Cuadro 8.

Cantidad de fibras, láminas y gránulos por cada tipo de microplástico identificado en el FTIR.

Tipo	Rayón	Polietileno	Poliéster	Vinilo	Nylon	Acrílico	Total
Fibras	60	21	15	5	3	1	105
Láminas	0	29	0	4	0	0	33
Gránulos	0	1	0	0	0	0	1
Total	60	51	15	9	3	1	139

Nota. Elaboración propia.

Al analizar los colores para cada uno de los tipos de microplásticos identificados mediante la técnica del FTIR, se observa que de los 139 microplásticos identificados en total, 106 fueron microplásticos de color transparente, 21 azules, 4 negros, 1 amarillo, 3 rojos, 3 rosados y 1 anaranjado.

Para el caso de rayón, se obtuvo un total de 60 microplásticos identificados, de los cuales el color más abundante es el transparente (n = 51) y el amarillo el menos abundante (n = 1). Para el caso del polietileno, se obtuvo un total de 51 microplásticos identificados, de los cuales el color más abundante es el transparente (n = 43) y el negro junto con el rojo los menos abundantes (n = 1). Para el caso del poliéster, se obtuvo un total de 15 microplásticos identificados, de los cuales el color más abundante es el azul (n = 6) y el negro junto con el rojo los menos abundantes (n = 1). Para el caso del vinilo, se obtuvo un total de 9 microplásticos identificados, de los cuales el color más abundante es el transparente (n = 6) y el anaranjado el menos abundante (n = 1). Para el caso del nylon, se identificó un total de 3 microplásticos, de los cuales el color más abundante es el transparente (n = 2) y el azul el menos abundante (n = 1). Por último, para el caso del acrílico, se identificó únicamente un microplástico de color rojo (n = 1) (Cuadro 9).

Cuadro 9.

Colores de las partículas identificadas para cada tipo de microplástico.

Tipo	Rayón	Polietileno	Poliéster	Vinilo	Nylon	Acrílico	Total
Transparente	51	43	4	6	2	0	106
Azul	6	6	6	2	1	0	21
Negro	2	1	1	0	0	0	4
Amarillo	1	0	0	0	0	0	1
Rojo	0	1	1	0	0	1	3
Rosado	0	0	3	0	0	0	3
Anaranjado	0	0	0	1	0	0	1
Total	60	51	15	9	3	1	139

Nota. Elaboración propia.

Evaluando la cantidad de microplásticos a partir de su clasificación como partículas y el uso de hábitat en que se clasificaron las especies, se identificaron un total de 119 microplásticos (N=83) para el hábitat costero bentónico (*H. longus*, *M. lunulatus*), conformados por 89 fibras, 29 láminas y únicamente 1 gránulo; En el caso de las especies con un uso de hábitat costero pelágico (*A.*

laticeps) se identificaron 3 fibras como microplásticos (N=3); Por último, para las especies con un uso de hábitat pelágico (*C. limbatus*, *G. cuvier*) se identificaron 17 microplásticos (N=12), conformados por 13 fibras, 4 láminas y únicamente 1 gránulo (Cuadro 10).

Cuadro 10.

Cantidad de microplásticos identificados por hábitat de las especies.

Hábitat	N	Fibras	Láminas	Gránulos	Total
Costero bentónico	83	89	29	1	119
Costero Pelágico	3	3	0	0	3
Pelágico	12	13	4	0	17
Total	98	105	33	1	139

Nota. Elaboración propia.

Al evaluar la cantidad de microplásticos por el uso de hábitat a partir del tipo en que se clasificaron, para las especies con un uso de hábitat costero bentónico, los microplásticos de tipo rayón fueron los más abundantes (n=49), seguido de los de polietileno (n=45), mientras que el menos abundante fue el acrílico con una partícula única; Para las especies con un uso de hábitat costero pelágico, únicamente se identificaron dos microplásticos de tipo rayón y uno de polietileno; Por último, para las especies con uso de hábitat pelágico, el rayón fue el tipo de plástico más abundante (n=9), mientras que de vinilo fueron los menos abundantes (n=1) (Cuadro 11).

Cuadro 11.

Cantidad de los tipos de microplásticos identificados por hábitat de las especies.

Hábitat	Rayón	Polietileno	Poliéster	Vinilo	Nylon	Acrílico
Costero Bentónico	49	45	13	8	3	1
Costero Pelágico	2	1	0	0	0	0
Pelágico	9	5	2	1	0	0
Total	60	51	15	9	3	1

Nota. Elaboración propia.

2. Microplásticos por especie, sexo, clase de edad y época

En el análisis de la cantidad de microplásticos identificados mediante la técnica del FTIR para cada especie de tiburones y rayas (Cuadro 12). En el caso de las rayas, para *H. longus*, se obtuvo un total de 117 microplásticos identificados, de los cuales el tipo más abundante corresponde a rayón (n = 47), seguido de polietileno (n = 45) y acrílico el menos abundante (n = 1). Para el caso de *A. laticeps*, se obtuvo un total de 3 microplásticos identificados, de los cuales el tipo más abundante corresponde a rayón (n = 2) y polietileno el menos abundante (n = 1) (Cuadro 12 y Figura 14D).

En el caso de tiburones, en *C. limbatus*, se identificó un total de 15 microplásticos, de los cuales el tipo más abundante fue el rayón (n = 9), seguido de polietileno (n = 5), y vinilo el menos abundante (n = 1). En el caso de *M. lunulatus*, se identificaron un total de 3 microplásticos, de los cuales el tipo más abundante corresponde a rayón (n = 2) y poliéster el menos abundante (n = 1). Por último, para el caso de *G. cuvier*, se identificó únicamente 1 microplástico, correspondiendo a poliéster (n = 1) (Cuadro 12 y Figura 14D).

Cuadro 12.

Tipo de microplásticos identificados para cada especie.

Especie	Rayón	Polietileno	Poliéster	Vinilo	Nylon	Acrílico	Total
<i>Hypanus longus</i>	47	45	13	8	3	1	117
<i>Aetobatus laticeps</i>	2	1	0	0	0	0	3
<i>Carcharhinus limbatus</i>	9	5	0	1	0	0	15
<i>Mustelus lunulatus</i>	2	0	1	0	0	0	3
<i>Galeocerdo cuvier</i>	0	0	1	0	0	0	1
Total	60	51	15	9	3	1	139

Elaboración propia.

En el análisis de la cantidad de microplásticos de acuerdo con el sexo (machos y hembras) para cada una de las especies de rayas se observa que en *H. longus* (N = 140) se obtuvo un total de 117 microplásticos (n = 59 machos, n = 58 hembras). En *A. laticeps*, (N = 5) se reflejaron un total de 3 microplásticos (n = 0 machos, n = 3 hembras). (Cuadro 13 y Figura 14A).

Por otra parte, en los resultados obtenidos para las especies de tiburones se observa que para el caso de *C. limbatus* (N = 18) se reflejaron un total de 15 microplásticos (n = 9 machos, n = 6 hembras). En el caso de *M. lunulatus* (N = 5) reflejaron un total de 3 microplásticos (n = 0 machos, n = 3 hembras). Por último, en el caso de *G. cuvier* (N = 1) se reflejó únicamente un microplástico identificado (n = 0 machos, n = 1 hembras). (Cuadro 13 y Figura 14A).

La comparación entre sexos se presentó especialmente para *H. longus* y *C. limbatus* (Figura 15A), sin embargo, luego de realizar la prueba de Wilcoxon ninguna presentó diferencia significativa entre sí, *H. longus* (p = 0.62) y *C. limbatus* (p = 0.49) (Figura 23 y 24 en apéndice).

En el análisis de la cantidad de microplásticos de acuerdo con la clase de edad (juveniles y adultos) para cada una de las especies de rayas se observa que en *H. longus* (N = 140) se obtuvo un total de 117 microplásticos (n = 65 juveniles, n = 52 en adultos). En *A. laticeps*, (N = 5) se reflejaron un total de 3 microplásticos (n = 3 juveniles, n = 0 en adultos) (Cuadro 13 y Figura 14C).

Por otra parte, en los resultados obtenidos para las especies de tiburones se observa que para el caso de *C. limbatus* (N = 18) se reflejaron un total de 15 microplásticos (n = 15 juveniles, n = 0 en adultos). En el caso de *M. lunulatus* (N = 5) reflejaron un total de 3 microplásticos (n = 2 juveniles, n = 1 en adultos). Cabe señalar que de los microplásticos identificados (n = 3). Por último, en el caso de *G. cuvier* (N = 1) reflejaron un total de 1 microplástico identificado (n = 1 juveniles, n = 0 en adultos) (Cuadro 13 y Figura 14C).

La comparación entre las clases de edad de los organismos para cada especie se presentó principalmente para *H. longus* y *M. lunulatus* (Figura 15C), que fueron las especies que se colectaron organismos juveniles como adultos, sin embargo, al realizar el análisis de Wilcoxon, ninguna presentó diferencia significativa, *H. longus* (p = 0.5) y *M. lunulatus* (p = 0.75) (Figura 23 y 24 en apéndice).

En el análisis de la cantidad de microplásticos de acuerdo con la época (lluviosa y seca) para cada una de las especies de rayas se observa que en *H. longus* (N = 140) se obtuvo un total de 117 microplásticos (n = 58 seca, n = 59 lluviosa). En *A. laticeps*, (N = 5) se reflejaron un total de 3 microplásticos (n = 2 seca, n = 1 lluviosa; n = 3 juveniles, n = 0 en adultos). (Cuadro 13 y Figura 14B).

Por otra parte, en los resultados obtenidos para las especies de tiburones se observa que para el caso de *C. limbatus* (N = 18) reflejaron un total de 15 microplásticos (n = 13 seca, n = 2 lluviosa). En el caso de *M. lunulatus* (N = 5) reflejaron un total de 3 microplásticos (n = 1 seca, n = 2 lluviosa; n = 2 juveniles, n = 1 en adultos). Por último, en el caso de *G. cuvier* (N = 1) se identificó únicamente 1 microplástico en la época lluviosa (Cuadro 13 y Figura 14B).

La comparación entre la época se presentó particularmente para *A. laticeps*, *H. longus* y *M. lunulatus* (Figura 15B), que fueron las especies con las que contaban con muestras para ambas épocas, sin embargo, al realizar la prueba de Wilcoxon no presentó diferencia significativa para ninguna, *A. laticeps* (p = 1), *H. longus* (p = 0.11) y *M. lunulatus* (p = 0.24) (Figura 23 y 24 en apéndice).

Por último, se observa la comparación entre las especies y su hábitat, *A. laticeps* fue clasificada como una especie costera pelágica, *C. limbatus* como pelágica, *H. longus* y *M. lunulatus* como especies costeras bentónicas. En todas las figuras se observan *R. longurio* y *S. pacifica*, sin embargo, presentan datos en cero debido a que ninguna de las partículas analizadas para estas especies superó el nivel de comparación aceptado (70%) para ser consideradas como microplásticos (Figura 15D).

Cuadro 13.

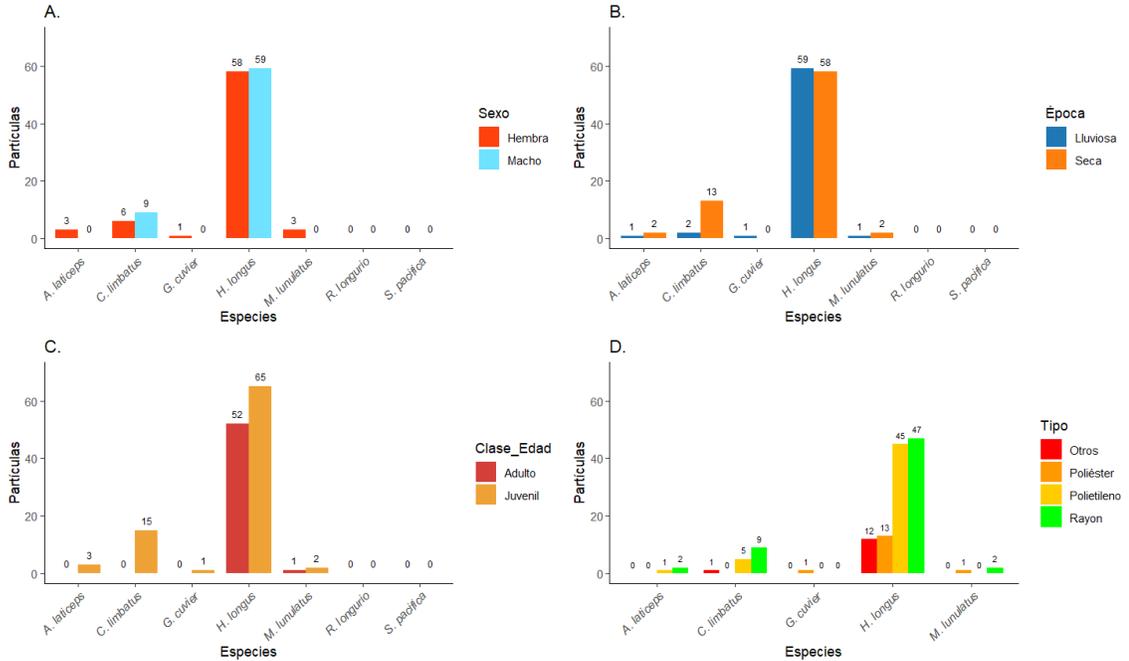
Número de microplásticos totales visualizados para cada una de las especies examinadas, por sexo, clase de edad y época.

Especie	MT	Sexo		Clase de edad		Época	
		M	H	J	A	S	L
<i>Hypanus longus</i>	117	59	58	65	52	58	59
<i>Aetobatus laticeps</i>	3	0	3	3	0	2	1
<i>Carcharhinus limbatus</i>	15	9	6	15	0	13	2
<i>Mustelus lunulatus</i>	3	0	3	2	1	2	1
<i>Galeocerdo cuvier</i>	1	0	1	1	0	0	1
Total	139	68	71	86	53	75	64

Nota. Elaboración propia. MT= Microplásticos totales, M=machos, H=hembras, J=juveniles, A=adultos, S=seca y L=lluviosa

Figura 13.

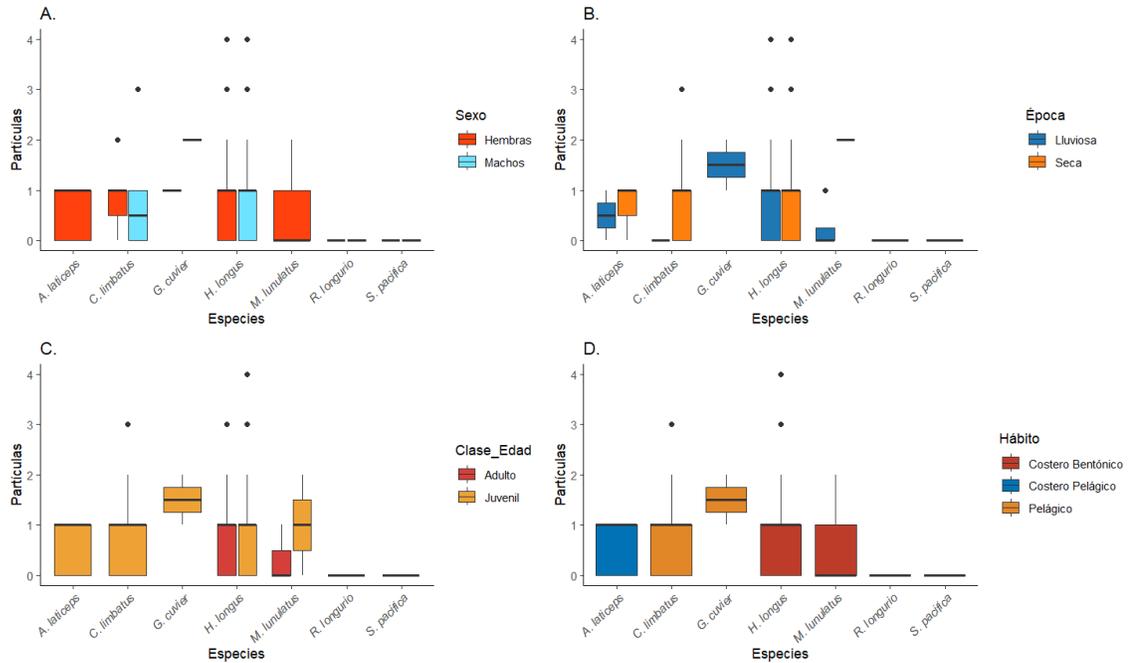
Número de partículas identificadas mediante la técnica de FTIR para cada una de las especies en comparación con el sexo, clase de edad y época, además los tipos de microplásticos identificados para cada especie.



Nota. Elaboración propia. A. Sexo (hembras y machos); B. Época (lluviosa y seca); C. Clase de edad (adultos y juveniles); D. Tipo de microplásticos identificados para cada especie (rayón, polietileno, poliéster y otros).

Figura 14.

Número de partículas ingeridas colectadas del estómago identificadas mediante la técnica del FTIR por organismos para cada una de las especies en comparación con el sexo, época, clase de edad y hábito.

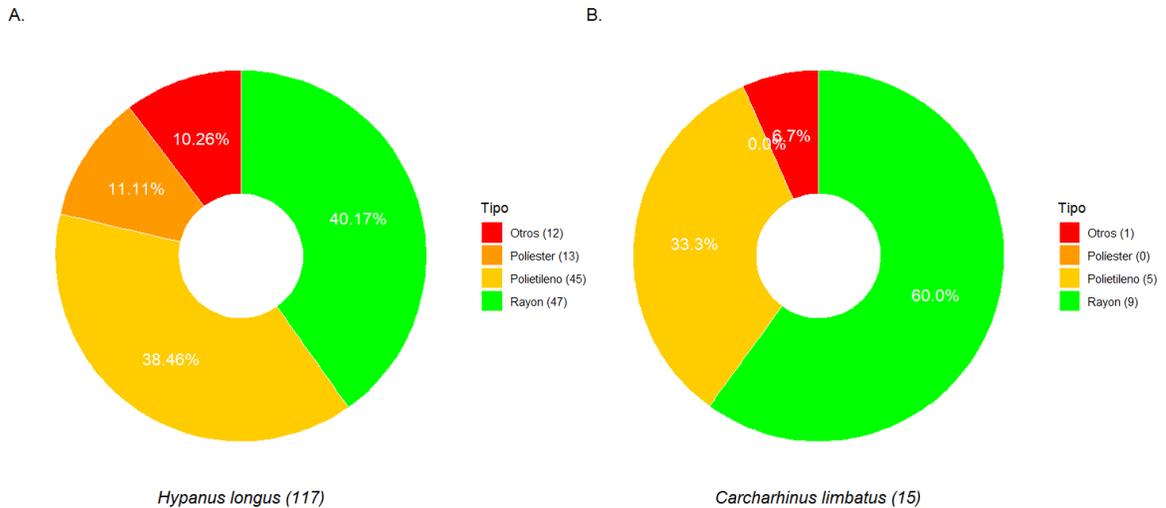


Nota. Elaboración propia. A. Sexo (hembras y machos); B. Época (lluviosa y seca); C. Clase de edad (adultos y juveniles); D. Hábito (Costero bentónico, costero pelágico y pelágico).

En el análisis del porcentaje de los tipos de microplásticos identificados mediante la técnica de FTIR para las especies con partículas más abundantes, se observaron los tipos de plásticos identificados para *H. longus*, especie en la que se identificaron 117 microplásticos en total, de los cuales el 40.17% son rayones (47), el 38.46% son polietileno (45), el 11.11% son poliéster (13) y el 10.26% son de otros microplásticos, entre los que se encuentran 8 partículas de vinilo, 3 de nylon y 1 de acrílico (Figura 15A). Además, de los tipos de plásticos identificados para *C. limbatas*, en la que se identificaron un total de 15 microplásticos, de los cuales el 60% son rayones (9), el 33.3% son polietileno y el 6.7% representa a una sola partícula de vinilo (Figura 15B).

Figura 15.

Porcentaje del tipo de microplásticos para las especies más abundantes.



Nota. Elaboración propia. A. *H. longus* B. *C. limbatus*. De verde se presentan los rayones, polietileno de amarillo, poliéster de anaranjado y otros presentes en menor cantidad de color rojo.

3. Modelo Estadístico

En el análisis de los modelos candidatos propuestos para los microplásticos identificados mediante la técnica del FTIR, se observó que el modelo Desarrollo fue el seleccionado y validado sobre el resto (Cuadro 16 y Figura 24 en apéndices). El modelo Desarrollo únicamente contenía a la variable Clase de edad (organismos juveniles y adultos), lo que indica que existen efectos claros de la clase de edad sobre la cantidad de partículas identificadas. En este sentido, se determinó que en los organismos juveniles se presentó una mayor cantidad de microplásticos totales en comparación con los adultos; determinando que la presencia de microplásticos como contaminantes en el tracto estomacal de los organismos juveniles es mayor que en la de los adultos (Cuadro 14 y Figura 16).

Cuadro 14.

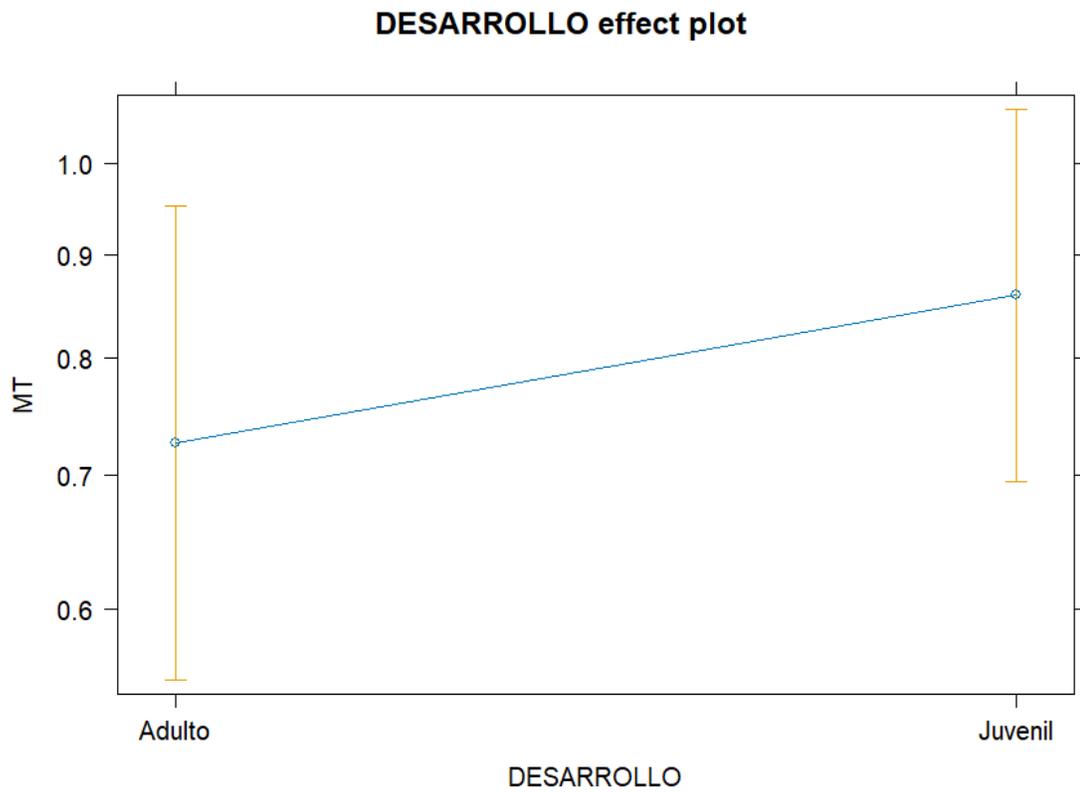
Coefficiente del modelo seleccionado.

	Estimado	Error Estándar	Valor Z	Pr (> z)
(Intercepto)	-0.3202	0.1374	-2.331	0.0198
C_edad Juvenil	0.1693	0.1746	0.970	0.3322

Nota. Elaboración propia.

Figura 16.

Efectos del modelo Desarrollo, seleccionado y validado para los microplásticos identificados por medio de la técnica de FTIR.



IX. DISCUSIÓN

La creciente producción de plásticos a nivel mundial y su constante uso dentro de la vida cotidiana de las personas y la industria conllevan el aumento de la contaminación marina; por lo tanto, hasta que no se tomen medidas para el uso adecuado y la forma correcta de desechar estos materiales, no existirá alguna mejora (Parton et al., 2020). Esta investigación demuestra la presencia y acumulación de partículas de plástico dentro del tracto digestivo de organismos marinos, debido a su constante exposición en el medio acuático. En este caso, todas las especies de tiburones de interés comercial que se examinaron (*Carcharhinus limbatus*, *Mustelus lunulatus*, *Rhizoprionodon longurio* y *Galeocerdo cuvier*), así como las especies de rayas (*Hypanus longus*, *Styracura pacifica* y *Aetobatus laticeps*), están expuestas constantemente a la ingestión de partículas de plástico en la zona costera de Sipacate, Escuintla. Esto se evidencia en este estudio debido a que el 100% de los organismos que se examinaron presentaron partículas contaminantes dentro de su tracto digestivo, indicando de alguna manera que los plásticos están fluctuando en la columna de agua y sedimentos de la zona. A pesar de que no se evaluó el riesgo de la ingestión de microplásticos para los organismos, la existencia de estos contaminantes en el tracto digestivo indica su presencia dentro del medio marino y una visión general relacionada a los niveles de contaminación de la zona.

A. Tipos de microplásticos

Las partículas vistas en el estereoscopio (Cuadro 2) se identificaron por medio de la técnica de espectrofotometría infrarroja transformada de Fourier (FTIR). Los microplásticos más abundantes fueron el rayón (43.17%) y el polietileno (36.69%), seguidos del poliéster (10.79%) y el vinilo (6.47%), mientras que el nylon (2.16%) y el acrílico (0.72%) fueron los menos abundantes (Cuadro 7). El rayón es un polímero semisintético, por esta razón muchos autores no lo consideran un microplástico como tal. A pesar de esto, su presencia ha aumentado en el medio marino, a tal punto que es uno de los polímeros que se suelen encontrar con mayor frecuencia dentro de la columna de agua y, además, su producción se enfoca principalmente en la elaboración de fibras, las cuales sí se consideran como un microplástico (Engelhardt, 2021). Por otra parte, los productos que están elaborados con este tipo de polímero suelen ser más resistentes y duraderos, lo que a su vez aumenta el tiempo en que tardan en degradarse en el ambiente (Qu et al., 2018; Peng et al., 2020; Athey y Erdle, 2022; Sánchez-Guerrero, 2023).

El polietileno es un polímero que puede ser tanto de alta como de baja densidad; normalmente, es utilizado para fabricar el recubrimiento de cables y envases desechables de bebidas (Han, 2014; Cerdán y Quiroz, 2020), además de textiles como en ropa y mantas (Wang et al., 2017). Es uno de los más abundantes dentro del tracto digestivo de los organismos en este estudio y se presenta principalmente en fibras y láminas (Cuadro 8). Las partículas identificadas como poliéster sugieren una contaminación por fibras en su mayoría, que se suelen desprender del lavado de ropa y las redes de pesca (De la Torre et al., 2022; Guayan, 2023). Por otro lado, la presencia de nylon suele estar asociada a las redes utilizadas en distintos artes de pesca y elaboración de textiles (Purca y Henostroza et al., 2017; De la Torre et al., 2020). Por su parte, el vinilo es un polímero resistente con propiedades mecánicas por lo que es comúnmente utilizado en materiales y productos de construcción, como tejas y tuberías (Velandia, 2017; Guayan, 2023); está presente como fibras y láminas principalmente (Cuadro 8).

Por último, la presencia de partículas de acrílico se suele atribuir a las microfibras de prendas de vestir que se van desprendiendo mientras se lavan y se secan utilizando lavadora

y secadora (Mahbub y Shams, 2022). Sin embargo, en este estudio, solo se identificó una fibra como acrílico. Se debe considerar que las partículas de poliéster, acrílico y nylon representan alrededor del 60% de la fabricación de fibras textiles, y que el impacto de cada uno de estos polímeros suele estar relacionado con el tiempo de lavado y secado, los ciclos del lavado, el uso de detergentes y la temperatura a la que se usa el agua (Mahbub y Shams, 2022).

Las fibras fueron el tipo de microplásticos más abundante en todas las especies examinadas (Cuadro 2 y 8), al igual que ocurre con la mayoría de los estudios (Neves et al., 2015; Bellas et al., 2016; Phuong et al., 2016; Pazos et al., 2017; Chan et al., 2019; Parton et al., 2020; Iannacone et al., 2021). La frecuencia de las fibras de microplásticos dentro del tracto digestivo de las especies de tiburones y rayas sugiere que son el tipo de microplástico más abundante en la zona costera de Sipacate, además que por la acción de las olas hace que su suspensión en la columna de agua se facilite, teniendo una mayor disponibilidad en cuanto a la ingestión de los organismos (Horn et al., 2019; Iannacone et al., 2022). Por otra parte, las fibras se identificaron principalmente como plásticos de tipo rayón, polietileno y poliéster (Cuadro 9). Las fibras suelen provenir de actividades que se relacionan con la pesca, como las cuerdas y redes de barcos e incluso de la degradación de textiles presentes en las aguas residuales (Costa et al., 2019; Godoy-Balcarcel et al., 2021; Iannacone et al., 2021).

Las láminas fueron el segundo tipo de microplásticos más abundantes (Cuadro 2 y 8), siendo la mayoría de un tono transparente. Las láminas fueron identificadas como microplásticos de polietileno y vinilo (Cuadro 9). Las láminas en su mayoría suelen provenir de productos agrícolas principalmente (Fao, 2018; Yuan et al., 2020), sin embargo, también se pueden originar de barnices y pinturas que suelen desprenderse de lanchas y barcos o incluso desechos industriales que llegan al océano por medio de las aguas residuales (Hidalgo et al., 2012; Murphy et al., 2016; Sánchez, 2018; Zhang et al., 2019; Yang et al., 2020; Godoy-Balcarcel et al., 2021). Según Iannacone et al., (2022) las láminas pueden causar daños tisulares, de crecimiento, desarrollo corporal y mortalidad de los organismos en algunos casos.

Por último, se identificó únicamente un gránulo de polietileno (Cuadro 9), los gránulos suelen ser microesferas que están presentes en productos químicos para el cuidado personal que ya llegan siendo microplásticos al ambiente, como geles, shampoos y desinfectantes, etc. (Li et al., 2021). Es importante mencionar que no siempre se va a dar una acumulación de microplásticos en los organismos, debido a que, así como son ingeridos son desechados, sin embargo, algunos se van quedando retenidos en el tracto gastrointestinal de los individuos, provocando una sensación falsa de saciedad que puede llegar a ser peligrosa para el organismo, sensación que se ha reportado en distintos grupos de vertebrados (Sheavly y Register, 2007; Ryan, et al., 2009; Neves et al., 2015) o aglomeraciones a lo largo del tracto digestivo que obstruyen la función de los distintos órganos, a su vez que dificultan o impiden la ingestión de alimentos (Neves et al., 2015).

B. Color de los microplásticos

En distintos estudios sobre la identificación de microplásticos, las partículas más abundantes suelen ser de color azul (Parton et al., 2020; Huang et al., 2021; Iannacone et al., 2021; Pegado et al., 2021), sin embargo, para este estudio la mayoría fueron transparentes, seguidas por las azules respectivamente. Además, se identificaron partículas de color negro, rojo, rosado, verde, naranja y amarillo en una menor cantidad (Cuadro 2 y 9). Algunos autores relacionan la identificación del color de cada uno de los microplásticos tanto con la composición química de estos, como con la absorción de sustancias tóxicas

presentes en el mar (Parton et al., 2020; Weis, 2020; Iannacone et al., 2021). Además, que los mismos microplásticos al estar en constante exposición a las condiciones ambientales, suelen liberar sustancias dañinas y tóxicas; como lo pueden ser monómeros residuales, colorantes, plastificantes y diferentes aditivos que pueden llegar a causar serios daños ambientales, intoxicación y bioacumulación si los organismos los ingieren constantemente (Worm et al., 2017; Bucol et al., 2020; Iannacone et al., 2021; Weis, 2020).

Los microplásticos transparentes se identificaron como rayón y polietileno en su mayoría, por lo que suelen provenir principalmente de la degradación de textiles, sin embargo, también se relacionan con envases de productos agrícolas y plásticos de un solo uso (Godoy-Balcarcel et al., 2021; Lacava et al., 2022). Los microplásticos de color azul se identificaron con el mismo número de partículas para el tipo rayón, polietileno y poliéster (Cuadro 9), suelen ser los de mayor abundancia en diversos estudios a nivel mundial, sugiriendo que los organismos tengan una preferencia por este color o que la contaminación por plásticos que está presente en el océano, se compone principalmente por distintos tonos de azules (Chota y Chong, 2020; Urbanski et al., 2020).

C. Microplásticos por Hábitat

La primer forma en que se agruparon las especies fue por el hábitat de las especies (Cuadro 3 y 11, Figura 15d). Los tres tipos de hábitat en que se clasificaron (costero bentónico, costero pelágico y pelágico) presentaron contaminación por microplásticos, en donde las fibras tenían la mayor abundancia comparadas con las láminas y gránulos. Para el hábitat costero bentónico los polímeros con mayor abundancia fueron el rayón (n=49) y el polietileno (n=45), para el costero pelágico el tipo rayón (n=2) y finalmente para las especies catalogadas como pelágicas el rayón (n=9) y el polietileno (n=5) presentan una mayor abundancia (Cuadro 10). Esto indica que sin importar el hábitat en que se encuentren las especies están expuestas a la ingestión de microplásticos, además de determinar que las actividades antropogénicas poseen un impacto en las distintas zonas del océano y con ello, daños a los organismos que se desconocen en su mayoría (Tafurt-Villarraga et al., 2021). Sin embargo, el análisis por medio del hábitat no solo permite identificar la posible dinámica y cómo funciona el flujo de energía desde las especies bentónicas hasta las pelágicas, sino que también, las posibles variaciones que pueden tener con respecto a las condiciones ambientales y las funciones que desempeña cada especie dentro del ecosistema (Tafurt-Villarraga et al., 2021).

Las especies costero-bentónicas (*H. longus* y *M. lunulatus*) suelen alimentarse en el bentos y la ingestión de microplásticos suele ser accidental debido a que cuando capturan su alimento se suele agitar el bentos (Godoy-Balcarcel et al., 2021). Para las especies costero-pelágicas (*A. laticeps*) en este caso en particular, suele ser una especie filtradora que se encuentra nadando en la columna de agua, lo que facilita la ingestión de microplásticos debido a que suelen fluctuar dentro de la columna de agua, sin embargo, también es considerada como una ingestión accidental, principalmente porque los plásticos igualmente están suspendidos en la columna de agua y se ingieren junto con el alimento (Sánchez, 2018; Godoy-Balcarcel et al., 2021). Por último, para las especies pelágicas (*C. limbatus* y *G. cuvier*) en este caso en particular suelen ser depredadoras, lo que conlleva a la existencia de una selección de sus presas, generando la idea de una transferencia trófica y que los microplásticos que se encuentran dentro de las especies depredadoras llegan por medio de sus presas que usualmente son de niveles tróficos más bajos (Carbery et al., 2018; Li et al., 2018). Por lo tanto, estos organismos suelen alimentarse en zonas que ya existe la presencia de partículas contaminantes y lo hacen de otros que ya presentan contaminación por microplásticos (Godoy-Balcarcel et al., 2021).

A pesar de que todas los organismos presentaron contaminación por distintas partículas identificadas por medio del método visual (Cuadro 3), no en todas se pudo identificar la presencia de microplásticos (Cuadro 12). Esto se debe a que no todas las partículas obtuvieron una lectura igual o mayor al 70% comparado con los plásticos presentes en la base de datos del equipo utilizado (Nelms et al., 2019). Por lo tanto, de las siete especies evaluadas, solo en cinco se puede afirmar con seguridad que presentan microplásticos en su tracto digestivo. La raya látigo (*H. longus*) presentó un total de 117 microplásticos identificados de 582 partículas registradas visualmente, en los que del tipo rayón y polietileno fueron los más abundantes. Mientras que para la raya águila (*A. laticeps*) solo se logró identificar 3 microplásticos de las 12 partículas contadas de forma visual. Por último, para el caso de la raya tarro (*S. pacifica*), ninguna de las 6 partículas identificadas visualmente logró sobrepasar el umbral del 70% de confiabilidad descrito anteriormente.

El tiburón punta negra (*C. limbatus*) presentó un total de 15 microplásticos identificados de los 57 registrados visualmente, en donde la mayoría fueron polímeros de tipo rayón y polietileno. Para el caso del tiburón mamón (*M. lunulatus*) se identificaron 3 microplásticos de las 21 partículas contadas de forma visual, dos de tipo rayón y una de poliéster. En el tiburón tigre (*G. cuvier*), de las 5 partículas registradas de forma visual, solo se logró identificar un microplástico de tipo poliéster. Por último, para el tiburón cazón (*R. longurio*) ninguna de las 14 partículas identificadas visualmente logró sobrepasar el umbral del 70% de confiabilidad. Es importante resaltar que la identificación por medio del método de FTIR no se realizó con todas las partículas observadas visualmente, esto debido a que muchas de las partículas eran de un tamaño que el equipo no generaba una lectura clara o que simplemente la lectura no cumplía con los estándares para que fuera considerada como un microplástico, por lo que no se puede descartar contundentemente que la raya tarro (*S. pacifica*) y el tiburón cazón (*R. longurio*) no presenten microplásticos dentro de su tracto digestivo.

D. Microplásticos por sexo, época y clase de edad

En el análisis de la cantidad de partículas y microplásticos por sexo, clase de edad y época para cada una de las especies (Cuadro 4 y 13; Figura 11 y 14) se observa que con respecto al sexo, para las únicas especies que se pueden comparar con respecto a la cantidad de partículas identificadas, fueron la raya látigo (*H. longus*), la raya tarro (*S. pacifica*), el tiburón punta negra (*C. limbatus*) y el tiburón cazón (*R. longurio*) (Figura 12a), sin embargo, ninguna de las especies mostró diferencia significativa entre sí las partículas se encontraban dentro del tracto digestivo de los machos o de las hembras (Figura 20 y 21 en apéndices). A pesar de esto, luego de realizar la identificación con la técnica de FTIR, se pudo identificar microplásticos en ambos sexos de la raya látigo (*H. longus*) y el tiburón punta negra (*C. limbatus*) (Figura 14a), sin embargo, ninguna de las dos especies presentó diferencia significativa ($p=0.62$ y $p=0.49$) (Figura 23 y 24 en apéndices).

La comparación entre la cantidad de microplásticos y el sexo de los organismos ya se ha realizado con anterioridad, como es el caso del estudio con tiburones demersales del Atlántico nororiental (Parton et al., 2020) y con el tiburón pintarroja (*Scyliorhinus canicula*) en la costa de Sicilia (Monique et al., 2022), en ambos estudios se llegó a la conclusión que no se encontró diferencia significativa entre la cantidad de microplásticos y el sexo de los organismos, sin embargo, en otro estudio con el tiburón pintarroja (*S. canicula*) en la costa suroeste del Reino Unido, se determinó que en el estómago de los machos la abundancia de microplásticos era mayor que en el de las hembras y esto lo atribuyen a la dieta selectiva entre ambos sexos y ecología de la especie, en donde los machos suelen comer diferentes organismos que las hembras y estas mismas suelen reducir su alimentación durante el periodo de puesta de huevos y de migración (Morgan et

al.,2021). Estos resultados dan una pauta que los microplásticos y partículas contaminantes al estar disponibles en el medio marino, los organismos van a ingerirlas de forma accidental, ya sea al obtener su alimento o por medio de una posible transferencia trófica sin importar si son hembras o machos, sin embargo, se debe conocer a fondo la alimentación de cada especie y sus variaciones no solo entre si son machos y hembras, sino que también con las distintas etapas de vida de las especies.

En el análisis de la cantidad de partículas y microplásticos por época (Cuadro 4 y 13; Figura 11b y 14b), las únicas especies que se pueden comparar son la raya látigo (*H. longus*), la raya águila (*A. laticeps*), el tiburón punta negra (*C. limbatus*) y el tiburón mamón (*M. lunulatus*) (Figura 12b), sin embargo, ninguna especie presentó diferencia significativa (Figura 20 y 21 en apéndices), con excepción de *H. longus* que sí presentó diferencia significativa entre la cantidad de partículas identificadas entre los organismos que fueron colectados en época lluviosa y seca ($p=0.011$) (Figura 12d), que la abundancia de microplásticos identificados sea mayor en esta especie y considerando que es una especie costero bentónica, puede generar indicios que la contaminación de partículas, no necesariamente plásticas, se incrementa en la época lluviosa, en donde el agua suele estar más agitada, se incrementan las corrientes y el sustrato suele levantarse, razón por la que el agua suele estar más turbia. Por otra parte, en la identificación de microplásticos por medio de la técnica de FTIR (Figura 14c), se comparó la cantidad de polímeros de plásticos con la época en que fueron recolectados los organismos, a pesar de esto, no se logró determinar diferencia significativa para ninguna de las especies, *H. longus* ($p=0.11$), *A. laticeps* ($p=1$) y *M. lunulatus* ($p=0.24$) (Figura 23 y 24 en apéndices).

La comparación entre la cantidad de microplásticos y la época en que se tomaron las muestras ya se ha realizado anteriormente, un caso es en el estudio con el tiburón ballena en las Filipinas (Yong et al., 2021) y otro con tiburones demersales de la región costera del sureste de India (Janardhanam et al., 2022). En ambos estudios se llegó a la conclusión que la época en que se colectaron las muestras no presenta ninguna influencia significativa con respecto a la acumulación de microplásticos. Sin embargo, en otro estudio con la manta raya y el tiburón ballena en Indonesia, se determinó que la acumulación de microplásticos en los organismos era 44 veces mayor en los que fueron colectados en la época lluviosa que en la seca, diferencia que la relacionan con que los ríos crecen en la época lluviosa, transportando más desechos a tal punto que pueden llegar a aportar entre un 88% y un 94% de desechos marinos, debido a que en países en vías de desarrollos es muy común desear la basura directamente en los ríos o en vertederos que están muy cercanos al caudal del río (Germanov et al., 2019).

En el análisis de los modelos propuestos, el seleccionado para las partículas presentes en el estómago de los organismos, el modelo de época no fue seleccionado como el mejor, siendo el segundo que representa realmente los datos, sin embargo, no puede ser tomado en cuenta debido a que la diferencia de ΔAIC_C que presenta entre el modelo de “Tiempo”, que fue el seleccionado, es mayor a dos unidades entre ambos (Cuadro 15 en apéndices). Por lo tanto, el modelo tiempo, que fue seleccionado (Cuadro 6 y Figura 13), presenta efectos claros sobre la presencia de partículas contaminantes dentro de los estómagos de los organismos que fueron colectados en los meses de septiembre de 2022 y enero de 2023, con una diferencia significativa sobre la cantidad de partículas contaminantes presentes en los organismos que fueron colectados en los meses de octubre y noviembre de 2022 y febrero y marzo de 2023, los cuales fueron los meses con la menor cantidad de partículas en general. Sin embargo, este análisis es para la partículas contaminantes que no necesariamente son microplásticos, y a pesar de que genera una idea del nivel de contaminación y cuáles fueron los meses en los que existió mayor

contaminación en las costas de Sipacate. El modelo seleccionado para los microplásticos identificados por medio de la técnica de FTIR es el que va a determinar de qué variable está mayor relacionada con la cantidad de microplásticos identificados para cada especie.

En el análisis de la cantidad de partículas y microplásticos por clase de edad (Cuadro 4 y 13; Figura 11c y 14c), las únicas especies que se pueden comparar con respecto a la cantidad de partículas entre organismos adultos y juveniles de la misma especie fueron la raya látigo (*H. longus*) y el tiburón mamón (*M. lunulatus*) (Figura 12c), sin embargo, para ninguna de las dos especies existió diferencia significativa entre sí (Figura 20 y 21 en apéndices). A pesar de esto, a la hora que se identificaron los microplásticos por medio de la técnica de FTIR (Figura 14c), se compararon la cantidad de polímeros de plásticos entre la clase de edad de los organismos y al igual que con las partículas, no se encontró diferencia significativa entre sí para *H. longus* y *M. lunulatus* ($p=0.5$ y $p=0.75$) (Figura 23 y 24 en apéndices).

La comparación en un estudio anterior entre la clase de edad de los organismos con la cantidad de microplásticos presentes en *Galeus melastomus* demostró que no existe diferencia significativa entre la cantidad de microplásticos presentes en organismos juveniles como adulto, debido principalmente a que en esta especie los organismos suelen alimentarse de las mismas presas sin importar su clase de edad (Zicarelli et al., 2023), mientras que aquí se sugiere que a pesar que en este estudio no existió diferencia significativa entre si los organismos eran juveniles o adultos, se deben de considerar distintos aspectos, como lo puede ser la variación en la alimentación de los organismos y que dependiendo de su clase de edad van a estar en un habitat diferente (Morgan et al., 2021), mientras tanto, estos resultados indican que la contaminación por microplásticos está presente en las aguas costera de Sipacate y afecta por igual tanto a organismos juveniles como adultos, sin importar la especie.

En el análisis de los modelos propuestos para los microplásticos presentes en los estómagos de las especies analizadas por medio de la técnica de FTIR, el seleccionado fue el modelo “Desarrollo” (Cuadro 14 y Figura 17). En este modelo se observan efectos claro sobre la cantidad de microplásticos presentes en los organismos juveniles que sobre los adultos, evidenciando que los organismos juveniles presentan mayor contaminación, lo que puede sugerir que los organismos están expuestos a la contaminación de plásticos desde una temprana edad, ya sea al confundir el plástico con alimento, o al consumir sus presas que ya están contaminadas con microplásticos, lo que sugiere evidencia de una transmisión de contaminantes entre los distintos niveles de la cadena trófica (Carbery et al., 2018; Li et al., 2018). Por otra parte, es alarmante que la abundancia de microplásticos sean mayor en los organismos juveniles que en los adultos debido a que los efectos del consumo de microplásticos pueden afectar negativamente a las especies desde edades tempranas poniendo en riesgo la salud y la integridad de las poblaciones (Portilla et al., 2022; Vivas-Sánchez et al., 2023).

Estos resultados sugieren que los microplásticos y partículas contaminantes están presentes en el medio y disponibles para que los organismos los puedan ingerir sin importar la época, por lo tanto, es necesario realizar limpieza de los ríos, prohibir el vertido de desechos en lugares que estén cercanos a los ríos y sobre todo generar multas para los que continúen vertiendo sus desechos en estas zonas, con la finalidad que el transporte de desechos se reduzca y la entrada de objetos plásticos y contaminantes cada vez sea menor en los océanos (Hoornweg y Bhada, 2012; Germanov et al., 2019). Debido que las lluvias presentadas en esta época suelen incrementar el nivel y la velocidad de los ríos, facilitando el transporte de plásticos hacia el océano.

E. Especies más Abundantes

La raya látigo (*H. longus*) es la especie de raya con más muestras recolectadas (Cuadro 1), se registraron visualmente 582 partículas por medio del estereoscopio (Cuadro 4) y de éstas se identificaron 117 como microplásticos por medio de la técnica del FTIR (Cuadro 12), sin embargo, cabe resaltar que no se realizaron lecturas para el total de partículas visualizadas. Para *H. longus* se identificaron los 6 tipos de polímeros plásticos, siendo el rayón y el polietileno los más abundantes (Cuadro 12). Además, no existió diferencia significativa entre la abundancia de microplásticos al relacionarlos con el sexo, la clase de edad y época en que fueron recolectadas las muestras (Cuadro 13, Figura 15 y 23 en apéndices). La abundancia de microplásticos no es significativa en ninguna de las variables con las que se comparó principalmente porque el nivel de contaminación por plásticos en el océano es de tal magnitud que, aunque en la época lluviosa es mayor que la seca, no es suficiente para identificar que en una época suelen ingerir más microplásticos, además que la disponibilidad es igual tanto para machos y hembras como para juveniles y adultos.

A pesar de que no se han realizado estudios que se enfoquen específicamente en la identificación de microplásticos en *H. longus*, en la costa brasileña del océano Atlántico se ha analizado la presencia de microplásticos en *Hypanus guttatus*, en las cuales se identificaron polímeros de Polietileno tereftalato (PET) y el índice de frecuencia de ocurrencia fue de 30.43% (Pegado et al., 2021). Mientras que en el análisis de rayas bentónicas en las costas de Portugal el índice de frecuencia de ocurrencia fue de 43% (Neves et al., 2015), valores que son inferiores al reportado solo para *H. longus* en este estudio (FO= 57.86%), lo que indica una alta incidencia de ingestión de microplástico para las especies de rayas bentónicas, siendo principalmente por la estrategia de alimentación que utilizan estas especies en su mayoría (Romeo et al., 2015; Pegado et al., 2021).

Es alarmante que más del 50% de los organismos evaluados presenten contaminación por microplásticos y más si se considera que la raya látigo es una especie de interés comercial para el consumo humano. Por lo tanto, para el caso de *H. longus* que se alimenta de una amplia gama de presas como peces, crustáceos y gusanos (Reyes-Ramírez et al., 2022). El comportamiento alimentario de esta especie genera la pauta que la ingestión de microplásticos es de forma pasiva y que posiblemente se deba a una bioacumulación a lo largo de la cadena trófica (Desforges et al., 2015; Campbell et al., 2017; Gianeti et al., 2019).

Los microplásticos, como los de polietileno, uno de los más abundantes en el tracto digestivo de la raya látigo (*H. longus*) (Figura 16), poseen una densidad más alta que la del agua del mar, razón por la que se hunden y se suelen acumular en el fondo del océano, facilitando y aumentando la disponibilidad para que los organismos bentónicas los puedan ingerir (Neves et al., 2015; Bellas et al., 2016; Pegado et al., 2018; Pegado et al., 2021). Además, esta investigación es la primera que reporta la presencia de microplásticos en esta especie a nivel nacional y considerando que la raya látigo es una de las especies de mayor importancia comercial para las pesquerías de Guatemala, se deben realizar futuras investigaciones para determinar el efecto de la toxicidad de los microplásticos en estos organismos y como podría afectar en la dinámica del ecosistema.

El tiburón punta negra (*C. limbatus*) es la especie de tiburón con el mayor número de muestras recolectadas (Cuadro 1), se registraron 57 partículas visualmente por medio

del estereoscopio (Cuadro 4), de las cuales 15 se identificaron como microplásticos por medio de la técnica del FTIR (Cuadro 12). La frecuencia de ocurrencia para esta especie es FO= 55.56%, sin embargo, cabe resaltar que no se realizaron lecturas para el total de partículas visualizadas. En los estómagos de *C. limbatus* se identificaron 3 tipos de polímeros plásticos, siendo el rayón y el polietileno los más abundantes, mientras que solo se identificó únicamente una partícula de vinilo. Cabe mencionar que no existió diferencia significativa entre la abundancia de microplásticos al relacionarlo con el sexo, la clase de edad y la época en que se recolectaron las muestras (Cuadro 13, Figura 15 y 24 en apéndices). Esto se debe principalmente a que la abundancia de microplásticos no se ve influenciada por estas variables y que los plásticos poseen un alto grado de contaminación en el océano, a tal punto que la ingestión de microplásticos no se ve influenciada por el sexo, clase de edad, ni por la época en que fueron recolectados los organismos.

La existencia de investigaciones relacionadas con la presencia de microplásticos en *C. limbatus* es muy limitada. En las costas de Texas se evaluó la presencia de microplásticos en el tracto gastrointestinal de 60 organismos de tiburón punta negra, de los cuales, en únicamente dos organismos juveniles se identificó la presencia de microplásticos, por lo que la frecuencia de ocurrencia en este estudio fue de FO=3.33%. Las dos partículas fueron una fibra negra identificada como polietileno y una fibra transparente que se identificó como poli (fluoruro de vinilideno) (Wulf, 2023). La baja frecuencia de ocurrencia para esta especie en esta zona, según el autor es debido a la ausencia de plástico en la región, lo que disminuye la ingestión directa de microplásticos y de presas que posiblemente podrían estar contaminadas con microplásticos (Amundsen y Sánchez-Hernández, 2019; Wulf, 2023), además que los tiburones de la familia Carcharhinidae son capaces de expulsar partículas que no son digeribles a parte de la excreción, por medio de la eversión intestinal, haciendo que el intestino sobresalga de la cloaca (Christie, 2012; Rangel et al., 2021; Wulf, 2023).

La comparación de la frecuencia de ocurrencia entre ambos estudios refleja el nivel de contaminación en ambas zonas, debido a que el reportado en este estudio (FO=55.56%) es más parecido al obtenido por *H. longus* (FO=57.86%), que por el de su misma especie en el estudio de la costa de Texas (3.33%). Se puede apreciar a simple vista que la contaminación por plásticos en esta costa de Guatemala presenta un nivel de contaminación mayor a de esas playas en Estados Unidos, contaminación que puede estar relacionado a la forma en que se desechan los distintos materiales y al tratamiento que se le da a la basura antes de ser desechada por completo (Moore, 2008; Meyer et al., 2023). Por lo tanto, al estar más contaminadas las aguas guatemaltecas, la ingestión de microplásticos por parte de los tiburones en esta zona pueden ser tanto de forma directa como indirecta por medio de presas que presentan contaminación por microplásticos (Wulf, 2023).

Los microplásticos más abundantes que se identificaron dentro del estómago de los tiburones de punta negra fueron el rayón y el polietileno al igual que lo presentado para *H. longus* (Figura 16), indicando que la contaminación por plásticos no solo afecta a las especies bentónicas, sino que también está presente en la columna de agua (Sánchez, 2018; Horn et al., 2019; Godoy-Balcarcel et al., 2021; Engelhardt, 2021; Iannacone et al., 2022). La presencia de microplásticos en más del 50% de los organismos analizados de estas dos especies de importancia comercial para los pescadores artesanales y la economía de la región es preocupante debido a que la continua ingesta de microplásticos en algún punto puede afectar la salud no solo de los organismos y la población que está en la zona, sino que también a las personas que los consumen, generando afecciones a la salud que suelen ser desconocidas en su mayoría (Janardhanam et al., 2022; Iannacone et al., 2021).

F. Implicaciones de la Ingestión de Microplásticos

La presencia de las partículas de microplásticos dentro del tracto digestivo de los organismos de especies y rayas depende de muchos factores ambientales y antropogénico, así como también de la ecología y el comportamiento de cada especie, como se ha discutido anteriormente. La presencia de microplásticos en estos organismos evidencia el nivel de la contaminación por plástico y microplásticos en la costa de Sipacate, Escuintla. Esto debe de ser considerado como una alerta, porque a pesar de que las implicaciones de ingerir microplásticos no se conoce del todo (Iannacone et al., 2021; Jarnardhanam et al., 2022), la acumulación de microplásticos en el sistema digestivo de los organismos está relacionada con la mortalidad, ya sea por bloqueo y daño del tejido digestivo o por dejar de ingerir alimentos por una sensación de saciedad (Germanov et al., 2019).

Se debe considerar que la ingestión de microplásticos depende de distintos factores ambientales como el hábitat, el tamaño del organismo, estado de vida y las condiciones del estómago (Foekema et al., 2013; Liboiron et al., 2016; Bråte et al., 2016; Murphy et al., 2017; Morgana et al., 2018; McNeish et al., 2018; Su et al., 2019).

Actualmente se ha identificado que algunas especies de tiburones y rayas son capaces de expulsar o regurgitar el plástico que tienen en sus estómagos, lo cual es un hallazgo positivo que los organismos utilizan para deshacerse del plástico que ingirieron, aún no se conoce con claridad cómo funciona, pero esta claro que aunque regurgiten algo de plástico, no es todo y siempre se quedan partículas en el interior del organismo que son capaces de alterar el funcionamiento digestivo, dañando órganos y tejidos (Fackelmann y Sommer, 2019). Por otra parte, plásticos como el polietileno en su mayoría son absorbidos por los tejidos de los organismos, causando mayor daño que solo el digestivo (Bond et al., 2018).

Para identificar las implicaciones del consumo de plástico a un nivel de poblaciones, es necesario identificar el mecanismo como repuesta que pueden desarrollar las distintas especies, como lo puede ser regurgitar como se mencionó anteriormente, e identificar como puede afectar a la tasa de reproducción y la salud tanto de los progenitores como de las nuevas generaciones. Esto se debe a que la cantidad de microplásticos es diferente en cada lugar por lo que se deben de considerar indicadores relacionados a la exposición al plástico (Fossi et al., 2017; Germanov et al., 2019). Se deben de realizar monitoreos y evaluaciones de las distintas poblaciones para poder determinar tanto los índices de salud, como los problemas que se generen por la constante ingestión de plásticos, además de análisis en zonas específicas como en zonas de alimentación y de crianza para determinar el nivel de contaminación e identificar los puntos críticos de contaminación que ponen en riesgo la salud de los organismos (Germanov et al., 2019).

Las especies de tiburones y rayas evaluadas al ser de interés comercial presentan la posibilidad que también se genere un riesgo para la salud de los humanos al consumirlos sin darse cuenta (Parton et al., 2020). Generando preocupaciones sobre la salud humana, debido a que el consumo de peces que presentan microplásticos incrementa potencialmente el grado de contaminación de sustancias químicas peligrosas que se almacenan en sus tejidos corporales (Rochman et al., 2015), a su vez que se pueden generar procesos de bioacumulación (Oehlmann et al., 2009; Rochman et al., 2013). El comercio de los elasmobranchios es muy característico de las pesquerías de América latina, principalmente desde las aguas caribeñas a las brasileñas (Feitosa et al., 2018; Rodríguez-Castro et al., 2020), sugiriendo que la ingestión de microplásticos por tiburones y rayas eventualmente pueden afectar a la salud humana y la seguridad de los productos pesqueros que se comercializan (Van Cauwenberghe y Janssen, 2014). Principalmente por el riesgo

toxicológico que afecta a los organismos que ingieren microplástico de forma constante, afectando la calidad de los productos pesqueros y aumentando el riesgo de las comunidades que dependen de este recurso, además de los riesgos que podría correr la industria pesquera (Pegado et al., 2021).

Por otra parte, ya que se ha confirmado que distintas células y tejidos humanos son capaces de filtrar y absorber contaminantes químicos de microplásticos relacionados con la presencia de microplásticos ingeridos en pescados y mariscos en general (Galloway y Lewis, 2016). Sin embargo, evaluar el riesgo que conllevan los microplásticos a la salud humana no se conoce con certeza debido a la falta de datos por lo difícil que es evaluar las consecuencias que conlleva (Iannacone et al., 2021). Además, Prata (2018) demostró que los microplásticos presentes en el aire pueden generar disnea y a pesar de que la sensibilidad va a depender de cada persona, da paso al desarrollo de diferentes enfermedades respiratorias, aunque también se deben considerar que la disponibilidad de microplásticos en el ambiente suelen ser bajos (Iannacone et al., 2021).

X. CONCLUSIONES

En la presente investigación, se analizaron un total de 173 organismos, cuatro especies de tiburones (*Carcharhinus limbatus*, *Mustelus lunulatus*, *Rhizoprionodon longurio* y *Galeocerdo cuvier*) y tres de rayas (*Hypanus longus*, *Styracura pacífica* y *Aetobatus laticeps*). De estas, el 100% presentó partículas contaminantes dentro de su tejido estomacal. Las más abundantes fueron las fibras (80.2%); mientras que las láminas y gránulos se presentaron menos (16.07% y 3.73%, respectivamente). El color más abundante fue el transparente, seguido por el azul. Además, no se presentó diferencia significativa para ninguna de las especies al compararse por sexo, clase de edad y época, con excepción de *H. longus* que sí presentó diferencia significativa con respecto a los organismos recolectados en época lluviosa y seca ($P = 0.0011$).

Con esto se evidencia que esta especie, clasificada como costero bentónica, presenta mayor susceptibilidad a ingerir partículas contaminantes en la época lluviosa, tiempo en el que normalmente el agua está más agitada, el sustrato suele levantarse y la contaminación por escorrentía de las ciudades suele aumentar. Por otra parte, el modelo de tiempo fue el seleccionado como mayor representante de las partículas presentes en el estómago de los organismos, este modelo únicamente estaba constituido la variable mes, evidenciando un claro efecto sobre la presencia de las partículas contaminantes durante los meses de octubre y noviembre de 2022 y febrero y marzo de 2023. Cabe resaltar que este análisis genera una idea sobre el nivel de contaminación en general y los meses en que se presentó mayor contaminación en las costas de Sipacate.

Las partículas identificadas visualmente se examinaron por medio de la técnica FTIR para identificar el tipo de plástico presente en las especies. De las 697 partículas, se examinaron 270, identificando 139 microplásticos en los que el rayón y el polietileno fueron los más abundantes (43.17% y 36.69%), polímeros utilizados para fabricar recubrimientos de cables y envases desechables de una forma más resistente y duradera. También se lograron identificar poliéster, vinil, nylon y acrílico en menor cantidad, utilizados en redes de pesca, textiles y productos de construcción.

La forma de microplástico más abundante fueron las fibras, las cuales suelen provenir de actividades relacionadas con la pesca, como la degradación de cuerdas, redes e incluso textiles que llegan al océano por medio de las aguas residuales. A estas le siguen las láminas que proceden de pintura o barnices que se desprenden del casco de las lanchas y barcos, incluso de desechos industriales que llegan al océano por medio de las aguas residuales. Los microplásticos se identificaron en las especies que se clasificaron como costero bentónicas, costero pelágicas y pelágicas, lo que evidencia su presencia en distintas zonas del océano y disponibilidad en el ambiente marino.

La presencia de microplásticos no se ve influenciada por variables como sexo, época y clase de edad, evidenciado que su disponibilidad en el ambiente marino afecta a todos los organismos por igual, sin importar si son machos o hembras, juveniles o adultos, o si fueron recolectados en época seca o lluviosa. En el análisis de los modelos propuestos para los microplásticos presentes en los estómagos de las especies analizadas por medio de la técnica FTIR, se seleccionó el modelo de desarrollo, en este se evidencia el efecto de la cantidad de microplásticos presentes en organismos juveniles en comparación con adultos. Esto se debe a una posible ingestión de microplásticos desde edades tempranas o ingestión de forma indirecta al consumir presas que ya están contaminadas con microplásticos.

Cabe resaltar que las especies en que se presentó la mayor cantidad de microplásticos fueron en *H. longus* y *C. limbatus*, especies con mayor número de muestras analizadas. Ambas presentaron un índice de ocurrencia de 57.86% y 55.56%, respectivamente, indicando que más del 50% de las especies analizadas están contaminadas por microplásticos, lo que evidencia el nivel de contaminación de la zona que suele afectar por igual a las especies.

Los efectos que se conocen por el momento de la ingesta de microplásticos son la alteración del funcionamiento digestivo y daños a los tejidos estomacales e intestinales, afectando la tasa de reproducción y salud de los tiburones y rayas. Por otra parte, que estas especies de importancia comercial presenten microplásticos en sus estómagos, genera altas preocupaciones de lo que puede causar a los consumidores humanos en un futuro.

XI. RECOMENDACIONES

Se recomienda aumentar el esfuerzo de muestreo para cada una de las especies examinadas para que sea comparable entre sexo, clase de edad y época en que se recolecten. Por otra parte, también se podría realizar el análisis de estas especies en otras playas de Guatemala para comparar el grado de contaminación en distintas costas del país. Se debe de realizar un muestreo más prolongado para tener mayor número de organismos por especies, tanto para la época lluviosa como la seca.

En cuanto a la metodología, se sugiere que se trabaje en un ambiente totalmente estéril para evitar la contaminación de posibles partículas que estén en el ambiente. Por último, se recomienda que la identificación de las partículas se realice por medio de μ -FTIR, con la finalidad de obtener una lectura más precisa, además de que se puedan identificar más partículas y el porcentaje de acierto sea mayor con los tipos de plásticos registrados en el equipo.

XII. REFERENCIAS

- Acosta A. (2021). Cambios ontogénicos en la dieta del cazón bironche *Rhizoprionodon longurio* en la Bahía de La Paz, BCS, México (Doctoral dissertation, Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas).
- Afonso, A. y Hazin, F. (2015). Vertical movement patterns and ontogenetic niche expansion in the Tiger Shark, *Galeocerdo cuvier*. *Plos One* 10(1): e0116720.
- Alatorre-Ramirez, V., Galván-Magaña, F., y Torres-Rojas, Y. (2013). Trophic habitat of the Pacific sharpnose shark, *Rhizoprionodon longurio*, in the Mexican Pacific. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 93(8), 2217-2224.
- Alderete-Macal, M. (2007). Hábitos alimenticios del tiburón horma, *Rhizoprionodon longurio* (Jordan y Gilbert, 1882) en Salina Cruz, Oaxaca (Doctoral dissertation, Tesis de Bachiller en Ciencias, Universidad Autónoma de Baja California Sur, La Paz).
- Alomar, C. y Deudero, S. (2017). Evidence of microplastic ingestion in the shark *Galeus melastomus* Rafinesque, 1810 in the continental shelf off the western Mediterranean Sea. *Environmental pollution*, 223, 223-229.
- Amundsen, P. y Sánchez-Hernández, J. (2019). Feeding studies take guts—critical review and recommendations of methods for stomach contents analysis in fish. *Journal of fish biology*, 95(6), 1364-1373.
- Anderson, P., Warrack, S., Langen, V., Challis, J., Hanson, M. y Rennie, M. (2017). Microplastic contamination in lake Winnipeg, Canada. *Environmental pollution*, 225, 223-231.
- Andrady, A. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine pollution bulletin*, 62(8), 1596-1605.
- Andrady, A. (2017). The plastic in microplastics: A review. *Marine pollution bulletin*, 119(1), 12–22.
- Ariano Sánchez, D. (2023). Impact of climate change and habitat degradation on two endangered reptiles: the Guatemalan beaded lizard and the Olive Ridley sea turtle. Tesis de Graduación de Doctorado, Facultad de Tecnología, University of South-Eastern Norway.
- Athey, S. N., y Erdle, L. (2022). Are we underestimating anthropogenic microfiber pollution? A critical review of occurrence, methods, and reporting. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 41(4), 822-837.
- Avalos-Castillo, C. (2019). Caracterización de la pesquería de elasmobranquios e identificación de áreas de crianza potenciales en dos comunidades del Pacífico de Guatemala. Tesis de Graduación de Maestría. Universidad de San Carlos de Guatemala).
- Bajt, O. (2021). From plastics to microplastics and organisms. *FEBS Open bio*, 11(4), 954-966.
- Balseca-Sampedro, O., Aquino-Arroba, S., Chela-Hinojosa, S. y Figueroa-Moreno, J. (2021). Diseño de un prototipo de reactor de pirólisis térmica para la descomposición y aprovechamiento de residuos plásticos fabricados a partir de: PP, PE, Y PS. *Polo del Conocimiento*, 6(5), 394-425.

- Baremore, I. y Passerotti, M. (2013). Reproduction of the blacktip shark in the Gulf of Mexico. *Marine and Coastal Fisheries*, 5(1), 127-138.
- Bellas, J., Martínez-Armental, J., Martínez-Cámara, A., Besada, V. y Martínez-Gómez, C. (2016). Ingestion of microplastics by demersal fish from the Spanish Atlantic and Mediterranean coasts. *Marine pollution bulletin*, 109(1), 55-60.
- Bond, T., Ferrandiz-Mas, V., Felipe-Sotelo, M. y Van Sebille, E. (2018). The occurrence and degradation of aquatic plastic litter based on polymer physicochemical properties: a review. *Critical reviews in environmental science and technology*, 48(7-9), 685-722.
- Bornatowski, H., Robert, M. y Costa, L. (2007). Dados sobre a alimentação de jovens de tubarão-tigre, *Galeocerdo cuvier* (Péron & Lesueur) (Elasmobranchii, Carcharhinidae), do sul do Brasil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 2(3), 10-13.
- Bour, A. Avio, C. Gorbi, S. Regoli, F. y Hylland, K. (2018). Presence of microplastics in benthic and epibenthic organisms: influence of habitat, feeding mode and trophic level. *Environ Pollut*, 243, 1217–1225.
- Bråte, N., Eidsvoll, P., Steindal, C. y Thomas, V. (2016). Plastic ingestion by Atlantic cod (*Gadus morhua*) from the Norwegian coast. *Marine pollution bulletin*, 112(1-2), 105-110.
- Bucol, A., Romano, F., Cabcaban, M., Siplon, D., Madrid, C., Bucol, A. y Polidoro, B. (2020). Microplastics in marine sediments and rabbitfish (*Siganus fuscescens*) from selected coastal areas of Negros Oriental, Philippines. *Marine pollution bulletin*, 150, 110685.
- Buteler, M. (2019). ¿Qué es la contaminación por plástico y por Qué nos afecta a todos?. Desde la Patagonia Difundiendo Saberes – Vol. 16 – Nº 28-2019.
- Campbell, S., Williamson, P. y Hall, B. (2017). Microplastics in the gastrointestinal tracts of fish and the water from an urban prairie creek. *Facets*, 2(1), 395-409.
- Carbery, M., O'Connor, W. y Palanisami, T. (2018). Trophic transfer of microplastics and mixed contaminants in the marine food and implications for human health. *Environment International*, 115, 400-409.
- Castellanos, J., Ramírez, C. y Castillo, J. (2014). Catálogo de Aletas, Tronchos y Cabezas de Tiburones en el Pacífico mexicano. Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres. CITES. SAGARPA. Instituto Nacional de Pesca. ISBN: 978-607-8274-09-3.
- Caviedes, V., Arenas-Granados, P. y Barragán-Muñoz, J. (2021). Avances para el manejo costero integrado en el Caribe de Guatemala. *Revista de Ciencias Ambientales*, 55(2), 254-275.
- Cerdán, C. y Quiroz, A. (2020). Evaluación de la incidencia de microplásticos y su afectación en especies marinas. Tesis de Graduación de Ingeniería, Universidad César Vallejo.
- Chan, H., Dingle, C. y Not, C. (2019). Evidence for non-selective ingestion of microplastic in demersal fish. *Marine pollution bulletin*, 149, 110523.
- Chiaromonte, G., Colauti, D., Cuevas, J. M., De Wysiecki, A., Dellacasa, R., Filippo, P. y Solimano, P. J. (2023). Estado actual del conocimiento sobre condricios en la Reserva Natural de Usos Múltiples Bahía San Blas, provincia de Buenos Aires.

- Chota-Macuyama, W. y Mendoza, C. (2020). Primer registro de ingestión de microplásticos por un pez de importancia comercial en la ciudad de Iquitos, Amazonía Peruana. *Folia amazónica*, 29(2), 179-188.
- Christie, B. (2012). Intestinal eversion in the Atlantic sharpnose shark, *Rhizoprionodon terraenovae*, a behavior ubiquitous among elasmobranch fishes?. *Gulf of Mexico Science*, 30(1), 8.
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C. y Galloway, T. S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. *Marine pollution bulletin*, 62(12), 2588-2597.
- Compagno, L. (1984). *Sharks of the World. An annotated and illustrated catalogue of the shark species known to date. Volume 4 Part 2. Carcharhiniformes.* FAO, Rome.
- Conde, M. (2009). *Ecología trófica del tiburón bironche, Rhizoprionodon longurio (Jordan y Gilbert, 1882), en dos áreas del pacífico mexicano.* Doctoral dissertation, Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas.
- Corona, E., Martin, C., Marasco, R. y Duarte, C. (2020). Passive and active removal of marine microplastics by a mushroom coral (*Danafungia scruposa*). *Frontiers in Marine Science*, 7, 128.
- Costa, L., Arueira, F., da Costa, F., Di Benedetto, M. y Zalmon, R. (2019). Can the Atlantic ghost crab be a potential biomonitor of microplastic pollution of sandy beaches sediment?. *Marine pollution bulletin*, 145, 5-13.
- Couturier, L., Marshall, A., Jaine, F., Kashiwagi, T., Pierce, S., Townsend, K. y Richardson, A. (2012). Biology, ecology and conservation of the Mobulidae. *Journal of fish biology*, 80(5), 1075-1119.
- Cudney-Bueno, R. y Turk-Boyer, P. (1998). *Pescando entre mareas del Alto Golfo de California. Una guía sobre la pesca artesanal, su gente y sus propuestas de manejo.* Serie Técnica AC No 1.. Centro Intercultural de Estudios de Desiertos y Océanos.
- da Costa, JP, Reis, V., Paco, A., Costa, M., Duarte, A. y Rocha-Santos, T. (2019). Micro (nano) plásticos: desafíos analíticos para la evaluación de riesgos. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 111, 173-184.
- Dalmau, M., Velandia, M., Díaz, J., Navia, A. y Mejía-Falla, P. (2020). Presencia de la raya chupare del Pacífico *Styracura pacifica* en Colombia y ampliación de su distribución geográfica en el Pacífico Oriental Tropical. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 49(2), 179-184.
- Danopoulos, E., Jenner, L., Twiddy, M. y Rotchell, J. (2020). Microplastic Contamination of Seafood Intended for Human Consumption: A Systematic Review and Meta-Analysis. *Environmental Health Perspectives*, 128(12), 126002-1-126002–126032.
- Deacy, B., Moncrief-Cox, H., Carlson, J. y Driggers, W. (2018). Parámetros de historia de vida actualizados para tiburones punta negra, *Carcharhinus limbatus*, en el norte del Golfo de México. *Contribución SFD PCB-18-10*.
- De-la-Torre, G., Dioses-Salinas, D., Castro, J., Antay, R., Fernández, N., Espinoza-Morriberón, D. y Saldaña-Serrano, M. (2020). Abundance and distribution of microplastics on sandy beaches of Lima, Peru. *Marine pollution bulletin*, 151, 110877.

- De-la-Torre, G., Laura, R, y Mendoza-Castilla, L. (2022). Abundance and characteristics of microplastics in market bivalve *Aulacomya atra* (Mytilidae: Bivalvia). *Acta Biologica Colombiana*, 27(2), 232-239.
- Desforges, J., Galbraith, M., y Ross, P. (2015). Ingestion of microplastics by zooplankton in the Northeast Pacific Ocean. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 69, 320-330.
- Dey, A., Dhupal, C., Sengupta, P., Kumar, A., Pramanik, N., y Alam, T. (2021). Challenges and possible solutions to mitigate the problems of single-use plastics used for packaging food items: A review. *Journal of Food Science and Technology*, 58(9), 3251-3269.
- Dicken, M., Hussey, N., Christiansen, H., Smale, M., Nkabi, N., Cliff, G. y Wintner, S. (2017). Diet and trophic ecology of the tiger shark (*Galeocerdo cuvier*) from south African waters. *PLoS One*, 12(6), e0177897-e0177897.
- do Sul, J., y Costa, M. (2014). The present and future of microplastic pollution in the marine environment. *Environmental pollution*, 185, 352-364.
- Ebert, D. Fowler, S. (2015). *Sharks of the World*. Estados Unidos. Princeton University Press.
- Ebert, D., Dando, M. y Fowler, S. (2021). *Sharks of the World. A Complete Guide*. Wild Natural Press, Plymouth, United Kingdom.
- Ebert, D., Fowler, S. y Compagno, L. (2013). *Sharks of the World. A Fully Illustrated Guide*. Wild Nature Press, Plymouth, United Kingdom.
- Ehemann, N., Pérez-Palafox, X., Mora-Zamacona P., Burgos-Vázquez, M., Navia, A., Mejía-Falla, P. y Cruz-Escalona, V. (2017). Size–weight relationships of batoids captured by artisanal fishery in the southern Gulf of California, Mexico. *Journal of Applied Ichthyology* 33(5): 1051–1054.
- Elías, R. (2015). Mar del plástico: una revisión del plástico en el mar. *Rev. Inves. Dessarr. PesQ.* N° 27: 83-105.
- Engelhardt, A. (2021). *The Fiber Year 2021 World Survey on Textiles & Nonwovens*.
- Engler, R. (2012). The complex interaction between marine debris and toxic chemicals in the ocean. *Environmental science & technology*, 46(22), 12302-12315.
- Estupiñán-Montaño, C., Estupiñán-Ortiz, J., Cedeño-Figueroa, L., Galván-Magaña, F. y Polo-Silva, C. (2017). Diet of the bull shark, *Carcharhinus leucas*, and the tiger shark, *Galeocerdo cuvier*, in the eastern Pacific Ocean. *Turkish Journal of Zoology*, 41(6), 1111–1117.
- Estupiñán-Montaño, C., Pacheco-Triviño, F., Cedeño-Figueroa, L., Galván-Magaña, F., y Estupiñán-Ortiz, J. (2018). Diet of three shark species in the ecuadorian pacific, *Carcharhinus falciformis*, *Carcharhinus limbatus* and *nasolamia velox*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 98(4), 927-935.
- FAO. (2018). *Microplastics in fisheries and aquaculture. Status of knowledge on their occurrence and implications for aquatic organisms and food safety*. FAO: Roma, Italy.

- FAO. (2012). El Estado Mundial de la Pesca y la Acuicultura. Hacia la Transformación Azul. FAO. <https://www.fao.org/3/cc0461es/cc0461es.pdf>
- Fackelmann, G. y Sommer, S. (2019). Microplastics and the gut microbiome: how chronically exposed species may suffer from gut dysbiosis. *Marine pollution bulletin*, 143, 193-203.
- Feitosa, L., Martins, A., Giarrizzo, T., Macedo, W., Monteiro, I., Gemaque, R. y Carvalho-Costa, L. (2018). DNA-based identification reveals illegal trade of threatened shark species in a global elasmobranch conservation hotspot. *Scientific reports*, 8(1), 3347.
- Fendall, L. y Sewell, M. (2009). Contributing to marine pollution by washing your face: microplastics in facial cleansers. *Marine pollution bulletin*, 58(8), 1225-1228.
- Ferreira, L. y Simpfendorfer, C. (2019). *Galeocerdo cuvier*. The IUCN Red List of Threatened Species 2019: e.T39378A2913541.
- Foekema, E., De Gruijter, C., Mergia, M., van Franeker, J., Murk, A., y Koelmans, A. (2013). Plastic in north sea fish. *Environmental science & technology*, 47(15), 8818-8824.d
- Fossi, M., Bains, M., Panti, C., Galli, M., Jiménez, B., Muñoz-Arnanz, J., y Ramírez-Macías, D. (2017). Are whale sharks exposed to persistent organic pollutants and plastic pollution in the Gulf of California (Mexico)? First ecotoxicological investigation using skin biopsies. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 199, 48-58.
- Franco, I., Ortíz, J., Polanco, F., Hacohen, A., Estupiñan, C., Rosales, M., y Avalos, C. (2016). Monitoreo de la Ecología de las Especies de Rayas y Tiburones en el Caribe de Guatemala. Instituto de Investigaciones Hidrobiológicas. Centro de Estudios del Mar y Acuicultura.
- Furlong-Estrada, E., Tovar-Ávila, J., Pérez-Jiménez, J., y Ríos-Jara, E. (2015). Resiliencia de *Sphyrna lewini*, *Rhizoprionodon longurio* y *Carcharhinus falciformis* en la entrada del golfo de California después de tres décadas de explotación. *Ciencias marinas*, 41(1), 49-63.
- Gaibor, N., Condo-Espinel, V., Cornejo-Rodríguez, M., Darquea, J., Pernia, B., Domínguez, G. y Thiel, M. (2020). Composition, abundance and sources of anthropogenic marine debris on the beaches from Ecuador—A volunteer-supported study. *Marine pollution bulletin*, 154, 111068.
- Gallo, V., Cavalcanti, M., Da Silva, R., Da Silva, H., y Pagnoncelli, D. (2010). Panbiogeographical analysis of the shark genus *Rhizoprionodon* (Chondrichthyes, Carcharhiniformes, Carcharhinidae). *Journal of fish biology*, 76(7), 1696-1713.
- Galloway, T. y Lewis, C. (2017). Marine microplastics. *Current Biology*, 27(11), R445–R446.
- García, V., Milkovic, M., Gomel, D. y González, S. (2020). Contaminación por plásticos en el mar: desafíos y oportunidades. residuos plásticos en argentina. su impacto ambiental y en el desafío de la economía circular. ANCEF. Academia Nacional de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Nº 16.
- Germanov, E., Marshall, A., Hendrawan, I., Admiraal, R. Rohner, C., Argeswara, J. y Loneragan, N. (2019). Microplastics on the menu: plastics pollute Indonesian manta ray and whale shark feeding grounds. *Frontiers in Marine Science*, 6, 679.

- Gianeti, M., Yokota, L., Lessa, R. y Dias, J. (2019). Diet of longnose stingray *Hypanus guttatus* (Myliobatiformes: Dasyatidae) in tropical coastal waters of Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 99(8), 1869-1877.
- Godoy-Balcarcel, B., Ponciano-Nuñez, M., Alpuche-Palma, A., Vera-Quiñones, F. y Mendiola-Campuzano, J. (2021). Identificación de microplástico en el contenido gastrointestinal de peces comerciales. *Revista Iberoamericana de Ciencias*. ISSN: 2334-2501.
- Gómez-Arias, R. (2022). Soberanía sanitaria: una política prioritaria para las democracias. *Universidad y Salud*, 24(1), 3-6.
- Gong, Y., Huang, X., Li, Z., Shen, Y., Li, Y., Zhu, J., y Wu, F. (2023). Plastic ingestion and trophic transfer in an endangered top predator, the longfin mako shark (*Isurus paucus*), from the tropical western Pacific Ocean. *Environmental Science and Pollution Research*, 1-6.
- Guayan, P. (2023). Microplásticos: Una Aproximación al Riesgo Toxicológico y Microbiológico en el Caribe Colombiano.
- Hacohen-Domené, A., Polanco-Vásquez, F., Estupiñan-Montaña, C., y Graham, R. (2020). Description and characterization of the artisanal elasmobranch fishery on Guatemala's Caribbean coast. *PloS one*, 15(1), e0227797.
- Hale, R., Seeley, M., La Guardia, M., Mai, L. y Zeng, E. (2020). A global perspective on microplastics. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 125(1), e2018JC014719.
- Han, J. (2014). Food packaging. A Volume in Food Science and Technology. Second edition. Elsevier Ltd. ISBN: 978-0-12-394601-0
- Harry, A., Butcher, P., Macbeth, W., Morgan, J., Taylor, S. y Geraghty, P. (2019). Life history of the common blacktip shark, *Carcharhinus limbatus*, from central eastern Australia and comparative demography of a cryptic shark complex. *Marine and Freshwater Research* 70(6): 834-848.
- Hidalgo, V., Gutow, L., Thompson, C. y Thiel, M. (2012). Microplastics in the marine environment: A review of the methods used for identification and quantification. *Environmental Science & Technology*, 46 (6), 3060-3075.
- Holmes, B. (2015). The biology and ecology of the tiger shark (*Galeocerdo cuvier*) on the east coast of Australia. School of Biological Sciences, Tesis de Doctorado, University of Queensland.
- Holmes, B., Peddemors, C., Gutteridge, A., Geraghty, P., Chan, R., Tibbetts, I. y Bennett, M. (2015). Age and growth of the tiger shark *Galeocerdo cuvier* off the east coast of Australia. *Journal of fish biology* 87: 422-448.
- Holmes, B., Pepperell, J., Griffiths, S., Jaine, F., Tibbetts, I. y Bennett, M. (2014). Tiger shark (*Galeocerdo cuvier*) movement patterns and habitat use determined by satellite tagging in eastern Australian waters. *Marine Biology* 161: 2645-2658.
- Hoornweg, D. y Bhada-Tata, P. (2012). What a waste: a global review of solid waste management. Urban development series; knowledge papers no. 15. World Bank, Washington, DC.

- Horn, D., Miller, M., Anderson, S. y Steele, C. (2019). Microplastics are ubiquitous on California beaches and enter the coastal food web through consumption by Pacific mole crabs. *Marine pollution bulletin*, 139, 231-237.
- Huang, D., Tao, J., Cheng, M., Deng, R., Chen, S., Yin, L. y Li, R. (2021). Microplastics and nanoplastics in the environment: Macroscopic transport and effects on creatures. *Journal of hazardous materials*, 407, 124399.
- Huang, X., Gao, H., Li, Z., Wu, F., Gong, Y. y Li, Y. (2022). Microplastic contamination and risk assessment in blue shark (*Prionace glauca*) from the eastern tropical Pacific Ocean. *Marine pollution bulletin*, 184, 114138.
- Iannacone, J., Príncipe, F., Alvaríño, L., Minaya, D., Panduro, G. y Ayala, Y. (2022). Microplásticos en el «cangrejo peludo» *Romaleon setosum* (Molina, 1782) (Cancridae) del Perú. *Revista de Investigaciones Veterinarias del Perú*, 33(1).
- Iannacone, J., Principe, F., Minaya, D., Panduro, G., Carhuapoma, M. y Alvaríño, L. (2021). Microplásticos en peces marinos de importancia económica en Lima, Perú. *Revista de Investigaciones Veterinarias del Perú*, 32(2).
- Imhof, H., Laforsch, C., Wiesheu, A., Schmid, J., Anger, P., Niessner, R. y Ivleva, N. (2016). Pigments and plastic in limnetic ecosystems: A qualitative and quantitative study on microparticles of different size classes. *Water research*, 98, 64-74.
- İpekoglu, B., Böke, H., y Çizer, Ö. (2007). Assessment of material use in relation to climate in historical buildings. *Building and environment*, 42(2), 970-978.
- Jabeen, K., Su, L., Li, J., Yang, D., Tong, C., Mu, J. y Shi, H. (2017). Microplastics and mesoplastics in fish from coastal and fresh waters of china. *Environmental Pollution* (1987), 221, 141-149.
- Jambeck, J., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., y Law, K. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347(6223), 768–771.
- Jamieson, A., Brooks, L., Reid, W., Piertney, S., Narayanaswamy, B., y Linley, T. (2019). Microplastics and synthetic particles ingested by deep-sea amphipods in six of the deepest marine ecosystems on Earth. *Royal Society Open Science*, 6, 1–11.
- Janardhanam, M., Sivakumar, P., Srinivasan, G., Sivakumar, R., Marcus, P., Balasubramaniam, S. y Harikrishnan, T. (2022). Microplastics in demersal sharks from the southeast Indian coastal region. *Frontiers in Marine Science*, 9, 914391.
- Jeong, C., Kang, H., Lee, M., Kim, D., Han, J., Hwang, D., y Lee, J. (2017). Adverse effects of microplastics and oxidative stress-induced MAPK/Nrf2 pathway-mediated defense mechanisms in the marine copepod *Paracyclopina nana*. *Scientific reports*, 7(1), 41323.
- Kyne, P., Charvet, P., Areano, E., Avalos, C., Cevallos, A., Espinoza, M., González, A., Herman, K., Mejía-Falla, P., Morales-Saldaña, J. y Navia, A. 2020. *Styracura pacifica*. The IUCN Red List of Threatened Species 2020: e.T144163683A144164959.
- La Nasa, J., Biale, G., Fabbri, D. y Modugno, F. (2020). Una revisión sobre los desafíos y desarrollos de la pirólisis analítica y otras técnicas termoanalíticas para la determinación cuali-cuantitativa de microplásticos. *Revista de Pirólisis Analítica y Aplicada*, 149, 104841.

- Lacava, J., Schmaedke, A., Denaro, M., Bernabeu, P. y Gargarello, R. (2022). Evaluation of the Presence of Microplastics in Beaches of La Plata river basin: Buenos Aires capital city and Surroundings. *Revista AIDIS*, 15(3), 1163-1173.
- Last, P., Naylor, G., Séret, B., White, W., de Carvalho, M., y Stehmann, M. (2016). *Rays of the World*. CSIRO publishing.
- Lea, J., Wetherbee, B., Queiroz, N., Burnie, N., Aming, C., Sousa, L., Mucientes, G., Humphries, N., Harvey, G., Sims, S. y Shivji, M. (2015). Repeated, long-distance migrations by a philopatric predator targeting highly contrasting ecosystems. *Scientific reports*, 5(1), 1-11.
- Li, B., Liang, W., Liu, Q., Fu, S., Ma, C., Chen, Q., y Shi, H. (2021). Fish ingest microplastics unintentionally. *Environmental Science & Technology*, 55(15), 10471-10479.
- Li, J., Green, C., Reynolds, A., Shi, H. y Rotchell, J. (2018). Microplásticos en mejillones muestreados en aguas costeras y supermercados en el Reino Unido. *Contaminación ambiental*, 241, 35-44.
- Li, J., Liu, H. y Chen, P. (2018). Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. *Water Research*, 137, 362-374.
- Liboiron, M., Liboiron, F., Wells, E., Richárd, N., Zahara, A., Mather, C. y Murichi, J. (2016). Low plastic ingestion rate in Atlantic cod (*Gadus morhua*) from Newfoundland destined for human consumption collected through citizen science methods. *Marine pollution bulletin*, 113(1-2), 428-437.
- Lizano, M. y Pisconte, D. (2022). Bioindicadores para identificar la presencia de microplásticos en el mar: Revisión sistemática.
- Lo, H. y Chan, K. (2018). Negative effects of microplastic exposure on growth and development of *Crepidula onyx*. *Environmental pollution*, 233, 588-595.
- López-Angarita, J., Roberts, C., Tilley, A., Hawkins, J. y Cooke, R. (2016). Mangroves and people: Lessons from a history of use and abuse in four Latin American countries. *Forest Ecology and Management*, 368, 151-162.
- López-García, J., Navia, A., Mejía-Falla, P. y Rubio, E. (2012). Feeding habits and trophic ecology of *dasyatis longa* (elasmobranchii: Myliobatiformes): Sexual, temporal and ontogenetic effects. *Journal of fish biology*, 80(5), 1563-1579.
- López-Garro, A., y Zanella, I. (2015). Capturas de la raya *Dasyatis longa* (Myliobatiformes: Dasyatidae) en las pesquerías artesanales de Golfo Dulce, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 63, 319-327.
- Love, M. (2005). Resource inventory of marine and estuarine fishes of the West Coast and Alaska: A checklist of North Pacific and Arctic Ocean species from Baja California to the Alaska-Yukon border. US Department of the Interior, US Geological Survey, National Biological Information Infrastructure.
- Lowe, C., Wetherbee, B., Crow, G., y Tester, A. (1996). Ontogenetic dietary shifts and feeding behavior of the tiger shark, *Galeocerdo cuvier*, in Hawaiian waters. *Environmental Biology of Fishes*, 47(2), 203-211.

- Mahbub, S. y Shams, M. (2022). Acrylic fabrics as a source of microplastics from portable washer and dryer: Impact of washing and drying parameters. *Science of the Total Environment*, 834, 155429.
- Márquez-Farías, J. (2018). Demografía del pez guitarra *Rhinobatos productus* (Aires, 1854) del Golfo de California.
- Martin, L. y Cailliet, G. (1988). Age and growth determination of the bat ray, *Myliobatis californica* Gill, in central California. *Copeia* 1988(3):762–773.
- Matich, P., Plumlee, J., Weideli, O. y Fisher, M. (2021;2020;). New insights into the trophic ecology of blacktip sharks (*Carcharhinus limbatus*) from a subtropical estuary in the western gulf of Mexico. *Journal of fish biology*, 98(2), 470-484.
- Mazariegos-Ortíz, C., de los Ángeles Rosales, M., Carrillo-Ovalle, L., Cardoso, R., Muniz, M. y Dos Anjos, R. (2020). First evidence of microplastic pollution in the El Quetzalito sand beach of the Guatemalan Caribbean. *Marine pollution bulletin*, 156, 111220.
- Mazariegos-Ortíz, C., García-Aroyave, L., Marroquín-Mora, C. y Mendizábal, A. (2021). Contaminación por microplásticos en playas del Pacífico de Guatemala: abundancia y características. *Ciencia, Tecnología y Salud*, 8(2), 260-268.
- McDevitt, J., Criddle, C., Morse, M., Hale, R., Bott, C. y Rochman, C. (2017). Addressing the issue of microplastics in the wake of the Microbead-Free Waters Act—A new standard can facilitate improved policy. *Environmental Science and Technology*, 51(12), 6611–6617.
- McEachran, J. De Carvalho, M. y Carpenter, K. (2002). Batoid fishes. The living marine resources of the Western Central Atlantic, 1, 507-589.
- McNeish, R., Kim, L., Barrett, H., Mason, S., Kelly, J. y Hoellein, T. (2018). Microplastic in riverine fish is connected to species traits. *Scientific reports*, 8(1), 11639.
- Mendez-Macias, J. Velazquez-Chiquito, V., Estupinan-Montano, C. y Galvan-Magana, F. (2019). Trophic ecology and ontogenetic shift in the diet of the sicklefin smoothhound (*Mustelus lunulatus*) in the southeastern Pacific Ocean. *Fishery Bulletin (Washington, D.C.)*, 117(3), 245-257.
- Meyer, A., Lutz, B. y Bergmann, M. (2023). Where does Arctic beach debris come from? Analyzing debris composition and provenance on Svalbard aided by citizen scientists. *Frontiers in Marine Science*, 10, 1092939.
- Meyer, C., O'Malley, J., Papastamatiou, Y., Dale, J., Hutchinson, M., Anderson, J., Royer, M. y Holland, K. (2014). Growth and maximum size of tiger sharks (*Galeocerdo cuvier*) in Hawaii. *Plos One* 9: e84699.
- Monique, M., Giuseppe, P., Francesca, F., Savoca, S., Gioele, C., Teresa, R. y Teresa, B. (2022). Investigating the effects of microplastic ingestion in *Scyliorhinus canicula* from the South of Sicily. *Science of The Total Environment*, 850, 157875.
- Moore, C. (2008). Synthetic polymers in the marine environment: a rapidly increasing, long-term threat. *Environmental research*, 108(2), 131-139.

- Morales-Aguilar, J. y Ortíz-Aldana, J. (2022). Aspectos reproductivos de la raya látigo *Hypanus longus* (Garman, 1880) de los desembarques de la pesca artesanal en el Pacífico de Guatemala. *Ciencia, Tecnología y Salud*, 9(1), 41-54.
- Moreno-Báez, M., Orr, B., Cudney-Bueno, R. y Shaw, W. (2010). Using fishers' local knowledge to aid management at regional scales: spatial distribution of small-scale fisheries in the northern Gulf of California, Mexico. *Bulletin of Marine Science*, 86(2), 339-353.
- Moreno-Sánchez, X. Escobar-Sánchez, O., Abitia-Cárdenas, L. y Cruz-Escalona, V. (2012). Diet composition of the sicklefin smooth-hound shark *Mustelus lunulatus* caught off El Pardito Island, Baja California Sur, Mexico. *Marine Biodiversity Records*, 5, 1.
- Morgan, E., Hutchinson, D. y Gaion, A. (2021). Plastic ingestion by the small-spotted catshark (*Scyliorhinus canicula*) from the southwest coast of the United Kingdom. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 106(6), 910-915.
- Morgana, S., Ghigliotti, L., Estévez-Calvar, N., Stifanese, R., Wieckzorek, A., Doyle, T. y Garaventa, F. (2018). Microplastics in the Arctic: a case study with sub-surface water and fish samples off Northeast Greenland. *Environmental pollution*, 242, 1078-1086.
- Murphy, F., Ewins, C., Carbonnier, F. y Quinn, B. (2016). Wastewater treatment works (WwTW) as a source of microplastics in the aquatic environment. *Environmental Science Technology*, 50, 5800-5808.
- Murphy, F., Russell, M., Ewins, C. y Quinn, B. (2017). The uptake of macroplastic & microplastic by demersal & pelagic fish in the Northeast Atlantic around Scotland. *Marine pollution bulletin*, 122(1-2), 353-359.
- Navia, A., Mejía-Falla, P. y Giraldo, A. (2007). Feeding ecology of elasmobranch fishes in coastal waters of the colombian eastern tropical pacific. *BMC Ecology*, 7(1), 8-8.
- Nelms, S., Barnett, J., Brownlow, A., Davison, N. J., Deaville, R., Galloway, T. S. y Godley, B. (2019). Microplastics in marine mammals stranded around the British coast: ubiquitous but transitory?. *Scientific Reports*, 9(1), 1075.
- Neves, D., Sobral, P., Ferreira, J. y Pereira, T. (2015). Ingestion of microplastics by commercial fish off the Portuguese coast. *Marine pollution bulletin*, 101(1), 119-126.
- Oehlmann, J., Schulte-Oehlmann, U., Kloas, W., Jagnytsch, O., Lutz, I., Kusk, K. y Tyler, C. (2009). A critical analysis of the biological impacts of plasticizers on wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 2047-2062.
- Ortíz, C., Xajil-Sabán, M., Blanda, E. y Del valle-Borrero, D. (2021). Ocurrencia de microplásticos en el tracto digestivo de peces de la Reserva Natural de Usos Múltiples Monterrico, Guatemala. *Ecosistemas*, 30(2), 2188-2188.
- Osuna-Peralta, Y., Voltolina, D., Morán-Angulo, R. y Márquez-Farías, J. (2014). Stomach contents of the Pacific sharpnose shark, *Rhizoprionodon longurio* (Carcharhiniformes, Carcharhinidae) in the southeastern Gulf of California. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 42(3), 438-444.

- Parton, K., Godley, B., Santillo, D., Tausif, M., Omeyer, L. y Galloway, T. (2020). Investigando la presencia de microplásticos en tiburones demersales del Atlántico nororiental. *Informes científicos*, 10 (1), 12204.
- Pazos, R., Maiztegui, T., Colautti, D., Paracampo, A. y Gómez, N. (2017). Microplastics in gut contents of coastal freshwater fish from Río de la Plata estuary. *Marine pollution bulletin*, 122(1-2), 85-90.
- Peeken, I., Primpke, S., Beyer, B., Gütermann, J., Katlein, C., Krumpfen, T., Bergmann, M., Hehemann, L. y Gerds, G. (2018). Arctic sea ice is an important temporal sink and means of transport for microplastics. *Nature Communications*, 9(1), 1505.
- Pegado, T., Brabo, L., Schmid, K., Sarti, F., Gava, T., Nunes, J. y Giarrizzo, T. (2021). Ingestion of microplastics by *Hypanus guttatus* stingrays in the Western Atlantic Ocean (Brazilian Amazon Coast). *Marine pollution bulletin*, 162, 111799.
- Pegado, T., Schmid, K., Winemiller, K. O., Chelazzi, D., Cincinelli, A., Dei, L. y Giarrizzo, T. (2018). First evidence of microplastic ingestion by fishes from the Amazon River estuary. *Marine pollution bulletin*, 133, 814-821.
- Peng, G., Bellerby, R., Zhang, F., Sun, X. y Li, D. (2020). The ocean's ultimate trashcan: Hadal trenches as major depositories for plastic pollution. *Water research*, 168, 115121.
- Pereiras, M. (2019). Contaminación marina por plásticos. Escola Técnica Superior de Náutica e Máquinas. Universidad da Coruña.
- Pérez-Jiménez, J., y Sosa-Nishizaki, O. (2010). Determining reproductive parameters for population assessments of two smoothhounds (*Mustelus californicus* and *Mustelus lunulatus*) from the northern Gulf of California, Mexico. *Bulletin of Marine Science*, 86(1), 3-13.
- Pérez-Jiménez, J., White, C., Ruiz, C., Carlisle, A. y Lowe, C. (2016). *Mustelus lunulatus*. La Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN 2016: e.T161640A80672480.
- Phuong, N., Poirier, L., Pham, Q., Lagarde, F. y Zalouk-Vergnoux, A. (2018). Factors influencing the microplastic contamination of bivalves from the French Atlantic coast: location, season and/or mode of life? *Marine pollution bulletin*, 129(2), 664-674.
- Phuong, N., Zalouk-Vergnoux, A., Poirier, L., Kamari, A., Châtel, A., Mouneyrac, C. y Lagarde, F. (2016). Is there any consistency between the microplastics found in the field and those used in laboratory experiments? *Environmental pollution*, 211, 111-123.
- Pollom, R., Avalos, C., Bizzarro, J., Burgos-Vázquez, M., Cevallos, A., Espinoza, M., Gonzalez, A., Mejía-Falla, P., Morales-Saldaña, J., Navia, A., Pérez-Jiménez, J., Sosa-Nishizaki, O. y Velez-Zuazo, X. (2020). *Rhizoprionodon longurio*. La Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN 2020: e.T1
- Pollom, R., Avalos, C., Bizzarro, J., Burgos-Vázquez, M., Cevallos, A., Espinoza, M., González, A., Herman, K., Mejía-Falla, P., Morales-Saldaña, J., Navia, A., Pérez-Jiménez, J. y Sosa-Nishizaki, O. (2020). *Hypanus longus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2020: e.T60157A124445324.
- Pollom, R., Avalos, C., Bizzarro, J., Burgos-Vázquez, M., Cevallos, A., Espinoza, M., González, A., Herman, K., Mejía-Falla, P., Morales-Saldaña, J., Navia, A., Pérez-Jiménez, J. y Sosa-

- Nishizaki, O. (2021). *Aetobatus laticeps*. La Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN 2021: e.T104021731A104021771.
- Portilla, G., Rendón, A. y Domínguez, G. (2022). Diseño de estudio del movimiento de microplásticos en la cadena trófica. Doctoral dissertation, ESPOL. FCV.
- Pozo, K., Gomez, V., Torres, M., Vera, L., Nuñez, D., Oyarzún, P., Mendoza, G., Clark, B., Fossi, M., Bains, M. (2019) Presencia y caracterización de microplásticos en peces de importancia comercial de la región del Biobío en Chile central. *Mar Pollut Bull* 140, 315 – 319.
- Prasetyo, D. y Putri, L. (2021). Cuttlefish (*Sepia pharaonis* Ehrenberg, 1831) as a bioindicator of microplastic pollution. *Aquaculture, Aquarium, Conservation & Legislation*, 14(2), 918-930.
- Prata, J. (2018). Airborne microplastics: consequences to human health?. *Environmental pollution*, 234, 115-126.
- Psomadakis, P., Thein, H., Russell, B., y Tun, M. (2019). Field identification guide to the living marine resources of Myanmar. *FAO species identification guide for fishery purposes*.
- Purca, S. y Henostroza, A. (2017). Microplastics in four sandy beaches from Peruvian coast. *Revista Peruana de Biología*, 24, 101-106.
- Qu, X., Su, L., Li, H., Liang, M. y Shi, H. (2018). Assessing the relationship between the abundance and properties of microplastics in water and in mussels. *Science of the total environment*, 621, 679-686.
- Randall, J. (1992). Review of the biology of the tiger shark (*Galeocerdo cuvier*). *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 43: 21–31.
- Rangel, B., Vignoli, R., Xavier, N. y Bettcher, V. (2021). New records on intestinal eversion in a free-ranging nurse shark (*Ginglymostoma cirratum*) and a free-ranging, breaching-spotted eagle ray (*Aetobatus narinari*). *Environmental Biology of Fishes*, 104, 1353-1357.
- Renner, G., Schmidt, T. y Schram, J. (2018). Analytical methodologies for monitoring micro(nano)plastics: Which are fit for purpose? *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 1, 55-61.
- Reyes-Ramírez, H., Tripp-Valdez, A., Elorriaga-Verplancken, F., Piñón-Gimate, A., Zetina Rejón, M. y Galván-Magaña, F. (2022). Feeding guilds among batoids in the northwest coast of the baja california sur, mexico. *Marine Ecology (Berlin, West)*, 43(6), n/a.
- Rigby, C., Carlson, J., Chin, A., Derrick, D., Dicken, M. y Pacoureaux, N. (2021). *Carcharhinus limbatus*. La Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN 2021: e.T3851A2870736.
- Robertson, D. y Allen, G. (2008). *Peces Costeros del Pacífico Oriental Tropical, Sistema de Información en Línea*. Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales.
- Rochman, C. M., Hoh, E., Kurobe, T. y Teh, S. (2013). Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. *Scientific reports*, 3(1), 1-7.
- Rochman, C., Tahir, A., Williams, S., Baxa, D., Lam, R., Miller, J. y Teh, S. (2015). Anthropogenic debris in seafood: Plastic debris and fibers from textiles in fish and bivalves sold for human consumption. *Scientific reports*, 5(1), 1-10.

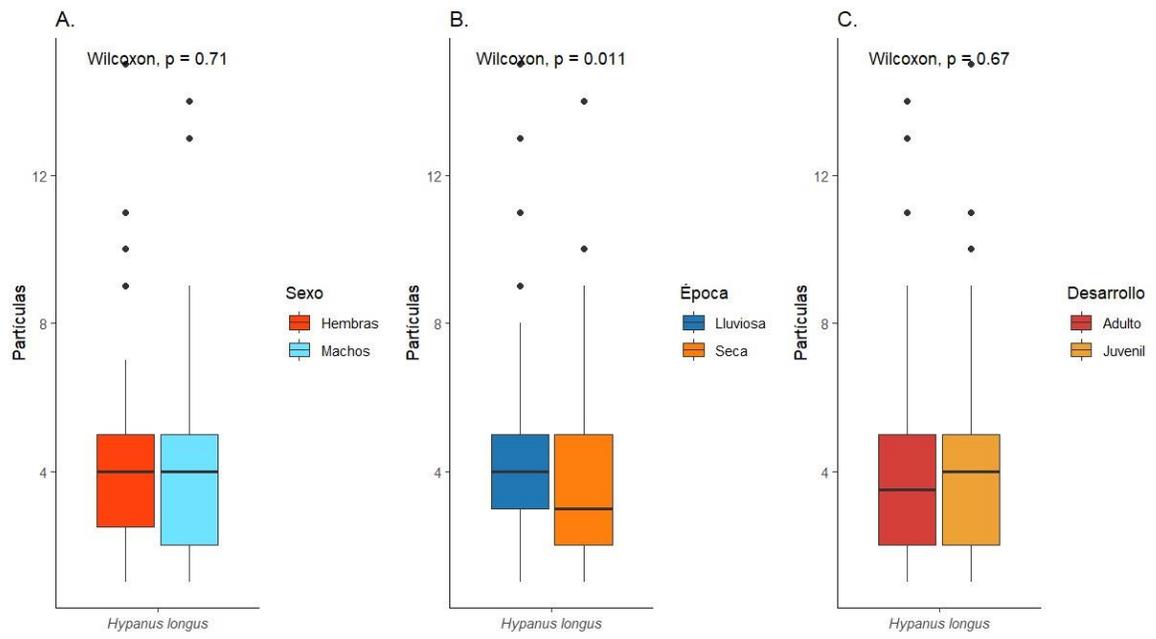
- Rodríguez-Castro, J., Olmeda-de-la-Fuente, S., Correa-Sandoval, A. y Venegas-Barrera, C. (2020). Estimación del rendimiento máximo sostenible del recurso tiburón-cazón en México. *Ciencia UAT*, 15(1), 6-23.
- Rojo, E. y Montoto, T. (2017). Basuras marinas, plásticos y microplásticos: orígenes, impactos y consecuencias de una amenaza global. *Ecologistas en acción*. ISBN: 978-84-946151-9-1
- Romeo, T., Pietro, B., Pedà, C., Consoli, P., Andaloro, F. y Fossi, M. (2015). First evidence of presence of plastic debris in stomach of large pelagic fish in the Mediterranean Sea. *Marine pollution bulletin*, 95(1), 358-361.
- Ronquillo, I. (2020). Distribución, abundancia, estructura de tallas y fidelidad de sitio de *Aetobatus laticeps*, mediante monitoreo participativo y foto-identificación I3S en la Reserva Marina El Pelado, Santa Elena (Bachelor's thesis, La Libertad: Universidad Estatal Península de Santa Elena, 2020.).
- Ryan, P., Moore, C., Van Franeker, J., y Moloney, C. (2009). Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 1999-2012.
- Saldaña-Ruiz, L., Sosa-Nishizaki, O. y Cartamil, D. (2017). Historical reconstruction of Gulf of California shark fishery landings and species composition, 1939–2014, in a data-poor fishery context. *Fisheries Research*, 195, 116-129.
- Sánchez, J. (2018). Evaluación de la presencia de microplásticos en peces comerciales, agua y sedimento del estuario de Tecolutla, Veracruz. Tesis de Posgrado. CDMX, México: Universidad Autónoma Metropolitana.
- Sánchez-Guerrero, M. (2023). Caracterización, Cuantificación y Análisis de la distribución espacial de microplásticos en el golfo de Cádiz. Universidad de Cádiz.
- Schluessel, V., Bennett, M. B. y Collin, S. P. (2010). Diet and reproduction in the white-spotted eagle ray *Aetobatus narinari* from Queensland, Australia and the Penghu Islands, Taiwan. *Marine and freshwater research*, 61(11), 1278-1289.
- SEMARNAT. (2018). Programa de Acción para la Conservación de las Especies Tiburones y Rayas, SEMARNAT/CONANP, México
- Sheavly, S. y Register, K. (2007). Marine debris & plastics: environmental concerns, sources, impacts and solutions. *Journal of Polymers and the Environment*, 15, 301-305.
- Simpfendorfer, C. (1992). Biology of tiger sharks (*Galeocerdo cuvier*) caught by the Queensland Shark Meshing Program off townsville, Australia. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 43: 3–43.
- Smith, L. (2018). Plastic ingestion by *Scyliorhinus canicula* trawl captured in the North Sea. *Marine pollution bulletin*, 130, 6-7.
- Smith, W., Cailliet, G. y Cortés, E. (2008). Demography and elasticity of the diamond stingray, *Dayatis dipterura*: parameter uncertainty and resilience to fishing pressure. *Marine and Freshwater Research*, 59, 575-586.

- Su, L., Nan, B., Hassell, K., Craig, N., y Pettigrove, V. (2019). Microplastics biomonitoring in Australian urban wetlands using a common noxious fish (*Gambusia holbrooki*). *Chemosphere*, 228, 65-74.
- Tafurt-Villarraga, D., Molina, A., y Duque, G. (2021). Hábitos alimentarios de tres especies de peces lenguados (Pleuronectiformes: Achiridae) en la Bahía de Buenaventura, Pacífico Colombiano. *Revista de Biología Tropical*, 69(3), 1055-1068.
- The IUCN red list of threatened species. (2023). IUCN Red List of Threatened Species.
- Urbanski, B., Denadai, A., Azevedo-Santos, V. y Nogueira, M. (2020). First record of plastic ingestion by an important commercial native fish (*Prochilodus lineatus*) in the middle Tietê River basin, Southeast Brazil. *Biota Neotropica*, 20.
- Valente, T., Sbrana, A., Scacco, U., Jacomini, C., Bianchi, J., Palazzo, L. y Matiddi, M. (2019). Exploring microplastic ingestion by three deep-water elasmobranch species: A case study from the Tyrrhenian Sea. *Environmental Pollution*, 253, 342-350.
- Van Cauwenberghe, L. y Janssen, C. (2014). Microplastics in bivalves cultured for human consumption. *Environmental pollution*, 193, 65-70.
- Van Sebille, E., Wilcox, C., Lebreton, L., Maximenko, N., Hardesty, B., Franeker, J., Eriksen, M., Siegel, D., Galgani, F., and Law, K. (2015). A global inventory of small floating plastic debris. *Environmental Research Letters*, 10(12), 124006.
- Velandia, J. (2017). Identificación de polímeros por espectroscopía infrarroja. *Revisit Ontare*, 5: 115-140.
- Vernon, K. (2000). Scanning electron Microscopy: an introduction. III-Vs review. 13, 40-44.
- Vivas-Sánchez, J., Gamboa-García, D., y Duque, G. (2023). Ecología trófica y consumo incidental de microplásticos en peces (Sciaenidae) y su relación con la dinámica ambiental en la bahía de Tumaco, Pacífico colombiano. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 47(184), 571-590.
- Waller, C., Griffiths, H., Waluda, C., Thorpe, S., Loaiza, I., Moreno, B., Pacherrres, C. y Hughes, K. (2017). Microplastics in the Antarctic marine system: An emerging area of research. *Science of the Total Environment*, 598, 220–227.
- Wang, L., Zhang, J., Hou, S., y Sun, H. (2017). A simple method for quantifying polycarbonate and polyethylene terephthalate microplastics in environmental samples by liquid chromatography–tandem mass spectrometry. *Environmental Science & Technology Letters*, 4(12), 530-534.
- Ward, C., Armstrong, C., Walsh, A., Jackson, J. y Reddy, C. (2019). Sunlight converts polystyrene to carbon dioxide and dissolved organic carbon. *Environmental Science & Technology Letters*, 6, 669–674.
- Ward-Paige, C., Mora, C., Lotze, H., Pattengill-Semmens, C., McClenachan, L., Arias-Castro, E. y Myers, R. (2010). Large-scale absence of sharks on reefs in the greater-Caribbean: a footprint of human pressures. *Plos One* 5: e11968.

- Weigmann, S. (2016). Annotated checklist of the living sharks, batoids and chimaeras (Chondrichthyes) of the world, with a focus on biogeographical diversity. *Journal of fish biology* 88(3): 837-1037.
- Weis J. (2020). Aquatic microplastic research A critique and suggestions for the future. *Water* 12: 1475. doi: 10.3390/w12051475
- White, W. (2007). Aspects of the biology of carcharhiniform sharks in Indonesian waters. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 87: 1269-1276.
- White, W. (2007). Catch composition and reproductive biology of whaler sharks (Carcharhiniformes: Carcharhinidae) caught by fisheries in Indonesia. *Journal of fish biology* 71(5): 1510-1540.
- Worm, B., Lotze, H., Jubinville, I., Wilcox, C., y Jambeck, J. (2017). Plastic as a persistent marine pollutant. *Annu Rev Env Resour* 42: 1-26. doi: 10.1146/annurev-environ-102016-060700
- Wulf, D. (2023). Presence of Plastics in the Gastrointestinal Tract of Sharks in Texas Bays. Tesis de Maestría. Texas States University.
- Yang, Y., Liu, W., Zhang, Z., Grossart, H. y Gadd, G. (2020). Microplastics provide new microbial niches in aquatic environments. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 104(15), 6501-6511.
- Yong, M., Leistenschneider, C., Miranda, J., Paler, M., Legaspi, C., Germanov, E. y Erni-Cassola, G. (2021). Microplastics in fecal samples of whale sharks (*Rhincodon typus*) and from surface water in the Philippines. *Microplastics and Nanoplastics*, 1(1), 1-9.
- Yuan, J., Ma, J., Sun, Y., Zhou, T., Zhao, Y. y Yu, F. (2020). Microbial degradation and other environmental aspects of microplastics/plastics. *The Science of the Total Environment*, 715, 136-196.
- Zhang, L., Zhang, S., Wang, Y., Yu, K. y Li, R. (2019). The spatial distribution of microplastic in the sands of a coral reef island in the South China Sea: Comparisons of the fringing reef and atoll. *Science of TheTotal Environment*, 688, 780-786.
- Zicarelli, G., Romano, C., Gallo, S., Valentino, C., Bellomo, V., Leonetti, F. y Sperone, E. (2023). Diet and plastic ingestion in the blackmouth catshark *Galeus melastomus*, Rafinesque 1810, in italian waters. *Animals*, 13(6), 1039.

Figura 19.

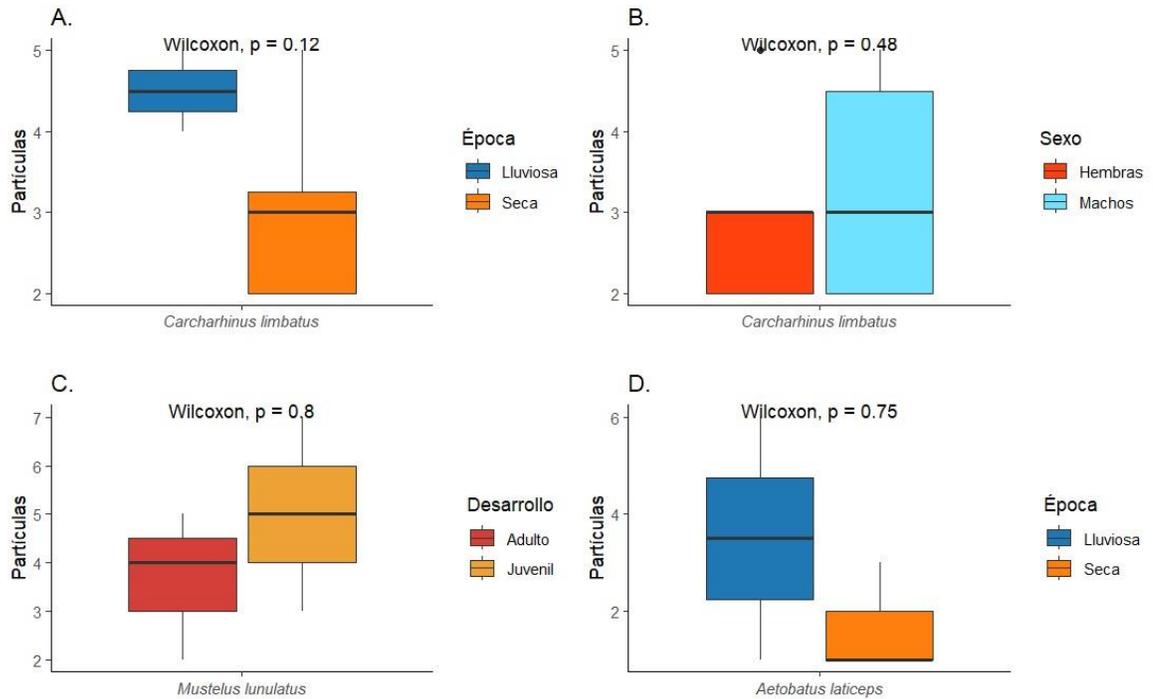
Análisis de Wilcoxon para los sexos, época y desarrollo de *H. longus*.



Nota. Elaboración propia.

Figura 20.

Análisis de Wilcoxon para las variables comparables de C. limbatus, M. lunulatus y A. laticeps.



Nota. Elaboración propia.

Cuadro 15.

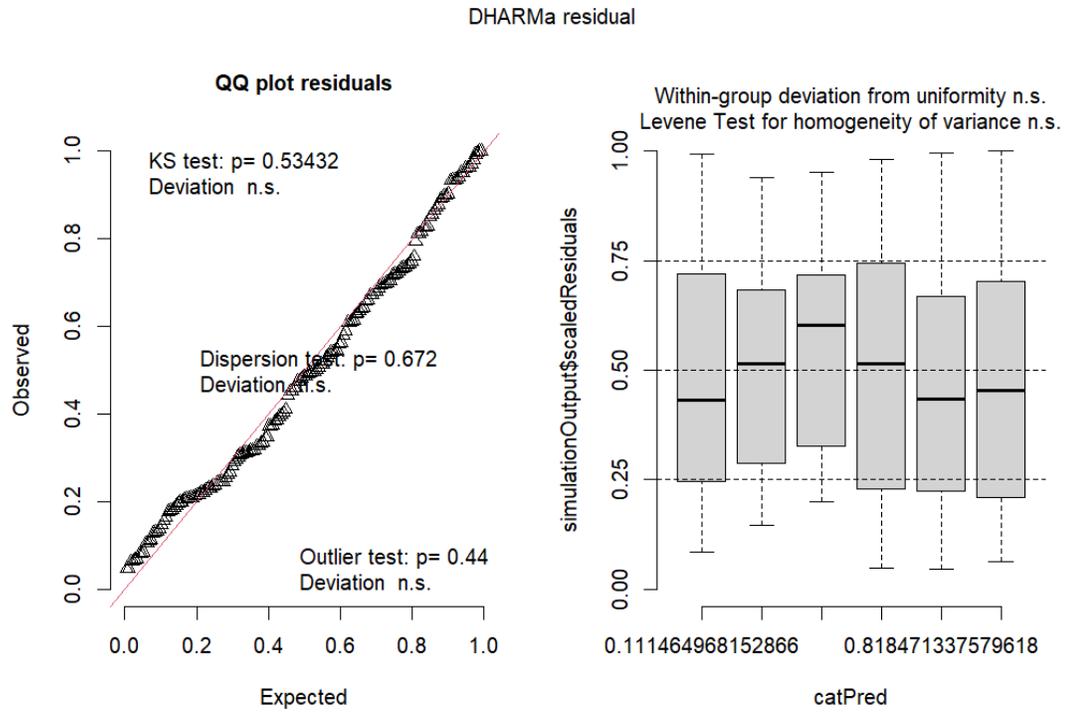
Lista de modelos candidatos propuestos para las partículas identificadas visualmente.

Modelo Candidato	AIC _C	Δ AIC _C	ω AIC _C
Tiempo	727.7	0.00	1
Época	758.6	30.82	0
Externo	758.9	31.21	0
Hábitat	762.9	35.14	0
Grupo	766.0	38.22	0
Desarrollo	766.4	38.65	0
Sexo	766.4	38.70	0
Ex	766.5	38.76	0
Full	772.2	44.41	0
Interno	776.3	48.56	0

Nota. Elaboración propia

Figura 21.

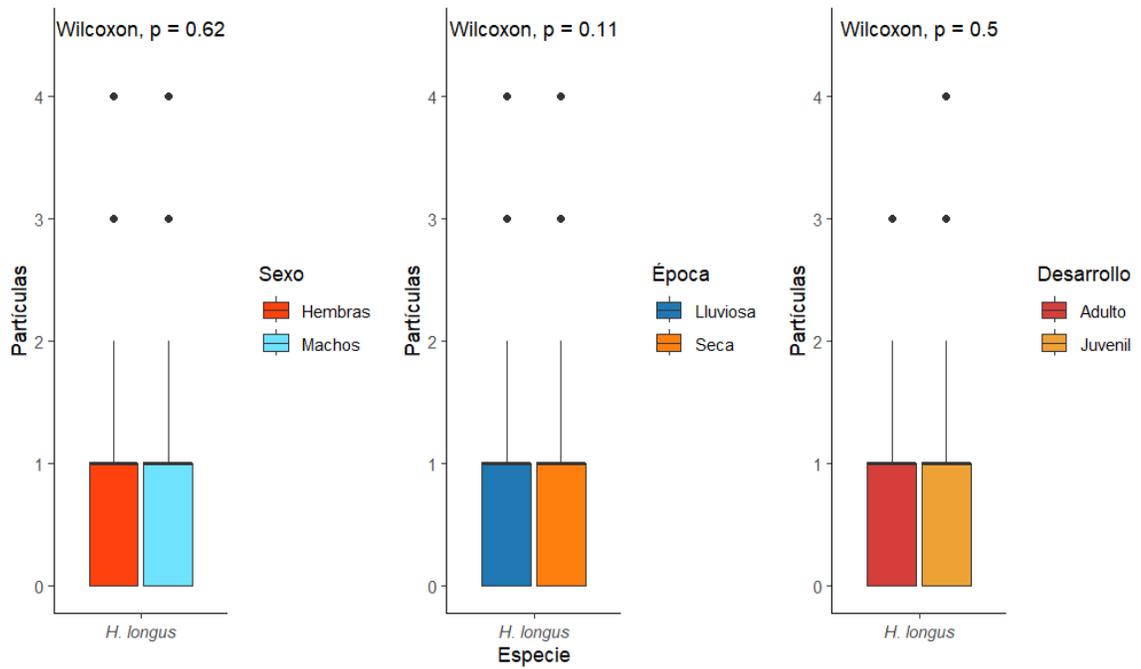
Validación del modelo seleccionado (modelo tiempo) para el total de partículas identificadas de forma visual.



Nota. Elaboración propia.

Figura 22.

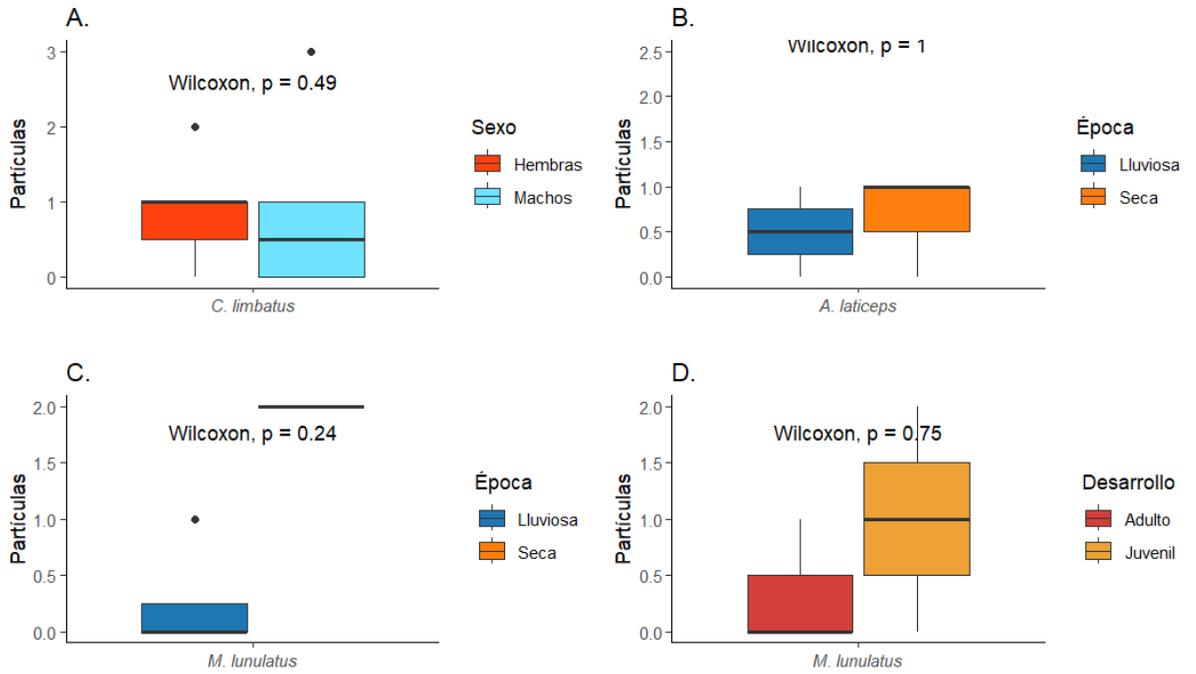
Análisis de Wilcoxon para el sexo, época y desarrollo de H. longus con las partículas identificadas por medio del FTIR.



Nota. Elaboración propia.

Figura 23.

Análisis de Wilcoxon para las variables comparables de *C. limbatus*, *M. lunulatus* y *A. laticeps*.



Nota. Elaboración propia.

Cuadro 16.

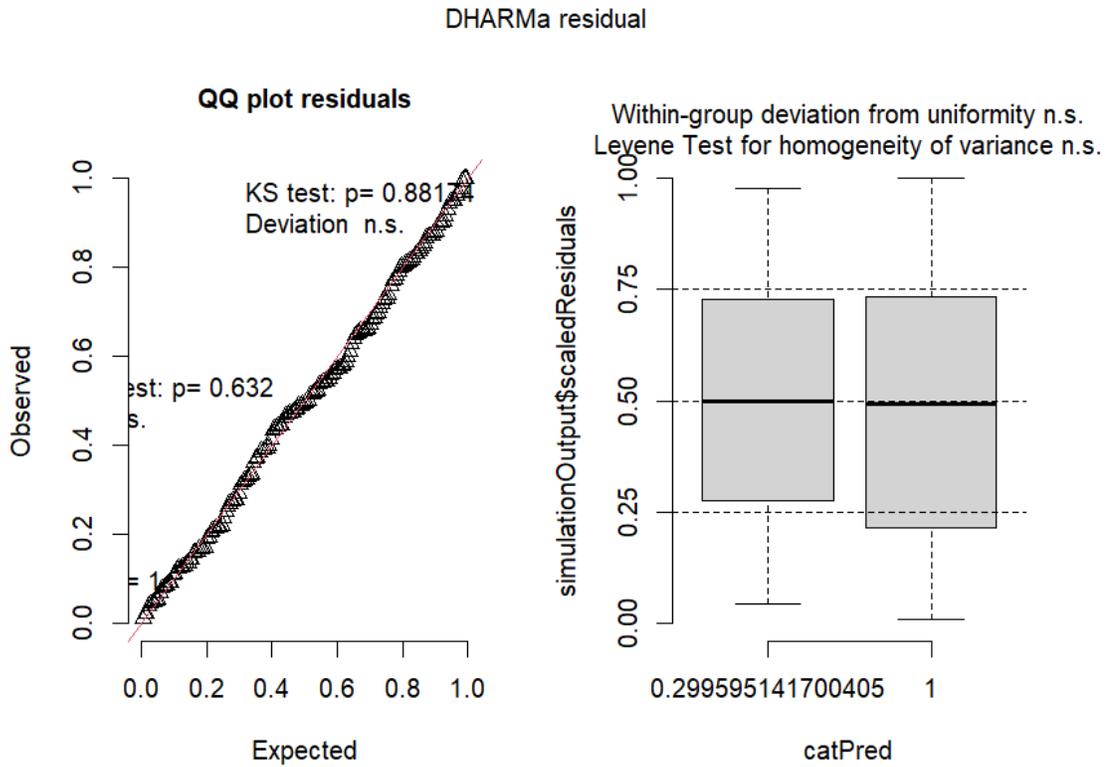
Lista de Modelos candidatos para los Microplásticos identificados en el FTIR.

Modelo Candidato	AIC _C	Δ AIC _C	ω AIC _C
Desarrollo	409.3	0.00	0.995
Full	419.7	10.41	0.005
Tiempo	447.2	37.41	0.000
Época	448.0	38.72	0.000
Grupo	449.2	39.88	0.000
Sexo	449.4	40.06	0.000
Hábitat	451.2	41.88	0.000
Externo	451.9	42.59	0.000
Ex	459.6	50.28	0.000
Interno	461.2	51.88	0.000

Nota. Elaboración propia

Figura 24.

Prueba de validación del Modelo seleccionado (Desarrollo) para los microplásticos identificados por medio de la técnica FTIR.



Nota. Elaboración propia.