

UNIVERSIDAD DEL VALLE DE GUATEMALA

Facultad de Ciencias y Humanidades



Concentración de Plomo (Pb) en músculo de  
tiburón martillo (*Sphyrna lewini*) y raya látigo  
(*Hypanus* spp.) capturados y comercializados en la  
Costa del Pacífico guatemalteco

Trabajo de graduación presentado por

María José Lazo Hernández

para optar a grado académico de Licenciada en Biología

Guatemala

2020







UNIVERSIDAD DEL VALLE DE GUATEMALA

Facultad de Ciencias y Humanidades



Concentración de Plomo (Pb) en músculo de  
tiburón martillo (*Sphyrna lewini*) y raya látigo  
(*Hypanus* spp.) capturados y comercializados en la  
Costa del Pacífico guatemalteco

Trabajo de graduación presentado por

María José Lazo Hernández


para optar a grado académico de Licenciada en Biología

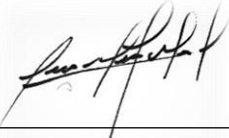
Guatemala  
2020



Vo. Bo: (f)   
Dra. Ana Hacoheh Domené

Tribunal Examinador:  
(f)   
Dra. Ana Hacoheh Domené

(f)   
MSc. Luis Estuardo Ríos Gonzales

(f)   
MSc. José Miguel Morales Santiago

Fecha de aprobación: Guatemala, 3 de agosto 2020





## **Prefacio**

A Dios por el todo y la nada. A la Naturaleza porque junto con su belleza me han hecho enamorarme día a día de la vida. Gracias Mama, Mamatoita y Papa por formarme con tanto amor, enseñarme a ser la mujer que ahora soy, por ser mis pilares de vida y mis ejemplos a seguir. A mis primos y tíos, gracias por todo su apoyo, por siempre estar presentes y marcar mi vida de maneras increíbles. A mis perros, gracias por crecer junto conmigo en el caminar de la vida. A mis amigos Mapu, Melissa, Margarita, Isa C., Solé, Diegopáblo, Eduardito, Juanpa, Rafa, Marcelo, Javier, Andrecito, J.J., por cada anécdota y risa juntos, por hacer de las giras momentos increíbles y por poner a prueba mi paciencia. De manera especial a DP por siempre estar presente. A Marito y Sarita por tantos consejos.

A mis asesores, Ana, José Miguel y Luis, porque sin ustedes no hubiera sido posible esta investigación, por tantas enseñanzas y por todo el tiempo que me brindaron. A Ana Luisa, por su apoyo, cariño y pasión, que hicieron posible la obtención de datos. A la Universidad del Valle de Guatemala, por ser la casa que me brindó conocimientos de vida. A mi querido Departamento de Biología por ver cada uno de los pequeños logros. A Gaby por el apoyo para la investigación. A Priscila por tantísimo apoyo en los laboratorios y materiales, fuiste una pieza clave. A don José, Freddy y Marcelino, porque ellos hicieron posible el proceso de laboratorio. A Andrea Nájera por permitirme trabajar en colecciones.

A todos los pescadores de Las Lisas, Sipacate y Buena Vista, por permitirme obtener información tan valiosa proveniente de su trabajo diario. A WCS y Francisco Polanco, por permitirme obtener muestras. A Oswaldo Dubón, por ser mi amigo y ayudarme a mantener la cabeza en su lugar mediante la música. A todos aquellos maestros que estuvieron en mi formación y que más que enseñanzas teóricas fueron enseñanzas de vida. Desde el fondo de mi corazón ¡Muchas gracias!



# Índice

Prefacio .....	i
Listado de cuadros .....	v
Listado de figuras .....	vi
Resumen .....	ix
Abstract .....	x
I. Introducción .....	1
II. Antecedentes .....	5
A. El Océano Pacífico de Guatemala .....	5
B. Elasmobranquios .....	8
C. Elasmobranquios en Guatemala .....	12
D. Raya látigo <i>Hypanus</i> spp. ....	14
E. <i>Sphyrna lewini</i> .....	17
F. Contaminación con metales pesados .....	22
III. Justificación .....	32
IV. Objetivos .....	35
V. Hipótesis .....	37
VI. Metodología .....	39
A. Área de estudio .....	39
B. Sujetos de estudio .....	39
C. Permisos de investigación y colecta .....	40
D. Trabajo de campo .....	40
E. Trabajo de laboratorio .....	43
F. Análisis de resultados .....	45
VII. Resultados .....	50
A. Datos morfométricos de elasmobranquios .....	50
B. Concentración de plomo (Pb) presente en músculo de <i>Hypanus</i> spp. y <i>Sphyrna lewini</i> ..	52

C.	Concentración de plomo (Pb) presente en músculo de <i>Hypanus</i> spp. y <i>Sphyrna lewini</i> según clases de edad .....	54
D.	Concentración de plomo (Pb) presente en músculo de <i>Hypanus</i> spp. y <i>Sphyrna lewini</i> según sexo .....	56
E.	Concentración de plomo (Pb) presente en músculo de <i>Hypanus</i> spp. y <i>Sphyrna lewini</i> según sitio de captura/compra.....	58
F.	Comparación de concentraciones de plomo (Pb) presente en músculo de <i>Hypanus</i> spp. y <i>Sphyrna lewini</i> respecto a los límites internaciones permisibles .....	61
VIII.	Discusión .....	63
A.	Concentración de plomo (Pb) presente en músculo de <i>Hypanus</i> spp. y <i>Sphyrna lewini</i> ..	63
B.	Concentración de plomo (Pb) presente en músculo de <i>Hypanus</i> spp. y <i>Sphyrna lewini</i> según clases de edad y sexo .....	64
C.	Concentración de plomo (Pb) presente en músculo de <i>Hypanus</i> spp. y <i>Sphyrna lewini</i> según sitio de captura/compra.....	67
D.	Concentraciones de plomo (Pb) presente en músculo de <i>Hypanus</i> spp. y <i>Sphyrna lewini</i> con relación a los límites internaciones permisibles.....	69
E.	Manejo y conservación de <i>Hypanus</i> spp. y <i>Sphyrna lewini</i> en Guatemala.....	71
IX.	Conclusiones .....	74
X.	Recomendaciones .....	76
XI.	Bibliografía .....	78
XII.	Anexos .....	101

## Listado de cuadros

Cuadro		Página
1.	Límites máximos permisibles ppm Pb (mg/Kg) en peso húmedo de carne de pescado según organización de salud.....	27
2.	Criterios de inclusión y exclusión de las muestras musculares provenientes de elasmobranquios provenientes del Pacífico guatemalteco	43
3.	Clasificación de clases de edad de <i>Sphyrna lewini</i> con case a la longitud total (LT) según Bejarano-Álvarez <i>et.al.</i> (2010) y Carrera (2011)	47
4.	Clasificación de clases de edad de <i>Hypanus</i> spp. con base al ancho de disco (AD) según Jiménez 2017	47
5.	Media y desviación estándar de las medidas morfométrica de <i>Hypanus</i> spp. y <i>Sphyrna lewini</i> según localidad (LT: longitud total, LC: longitud caudal, LA: longitud alternativa, LD: longitud de disco, AD: ancho de disco y LG longitud de gonopterigio)	50

## Listado de figuras

Figura		Página
1.	Esquema de la vista dorsal de una raya de la familia Dasyatidae	14
2.	<i>Sphyrna lewini</i> , presentado las características físicas externas que le distinguen de otras especies de tiburones	18
3.	Medidas morfométricas registradas para <i>Sphyrna lewini</i>	41
4.	Medidas morfométricas registradas para <i>Hypanus</i> spp.	42
5.	Histograma de frecuencias de tallas de <i>Hypanus</i> spp. respecto al ancho de disco (cm) de los individuos medidos	51
6.	Histograma de frecuencias de tallas de <i>Sphyrna lewini</i> respecto a la longitud total (cm) de los individuos medidos	52
7.	Histograma de frecuencias de individuos de <i>Hypanus</i> spp. respecto a la concentración de plomo (mg/kg) presente en músculo	53
8.	Histograma de frecuencias de individuos de <i>Sphyrna lewini</i> respecto a la concentración de plomo (mg/kg) presente en músculo	53
9.	Concentración de plomo (mg/kg) determinada en músculo de <i>Hypanus</i> spp. y <i>Sphyrna lewini</i> y su relación con los límites máximos permisibles (LMP)	54
10.	Concentración de plomo (mg/kg) según las clases de edad de <i>Hypanus</i> spp. y su relación con los límites máximos permisibles (LMP)	55
11.	Concentración de plomo (mg/kg) según las clases de edad de <i>Sphyrna</i> spp. y su relación con los límites máximos permisibles (LMP)	56
12.	Concentración de plomo (mg/kg) según el sexo de los individuos analizados de <i>Hypanus</i> spp. y límites máximos permisibles (LMP)	57

<b>Figura</b>		<b>Página</b>
13.	Comparación de la concentración de plomo (mg/kg) según el sexo de los individuos analizados de <i>Sphyrna lewini</i> y límites máximos permisibles (LMP)	58
14.	Comparación de la concentración de plomo (mg/kg) según localidad de captura/compra para <i>Hypanus</i> spp y su relación con los límites máximos permisibles (LMP)	59
15.	Comparación de la concentración de plomo (mg/kg) según localidad de captura/compra para <i>Sphyrna lewini</i> y su relación con los límites máximos permisibles (LMP)	60



## Resumen

Los elasmobranquios son consumidos como fuentes de proteína en Guatemala. Se colectó músculo de *Sphyrna lewini* e *Hypanus* spp. provenientes de tres localidades en el Pacífico guatemalteco, Las Lisas, Sipacate y Buena Visa. Cada muestra fue analizada según el contenido de plomo (mg/kg ww) y comparada según los límites máximos permisibles (LMP) según las normas mexicanas y los Estándares Alimenticios de Nueva Zelanda y Australia. Se comparó la concentración de Pb según especie, y de cada una según la localidad de captura/compra, sexo y madurez. Se obtuvo mayores concentraciones de Pb en *Hypanus* spp. ( $x=1.49 \pm 0.21$  mg/kg Pb) y menores para *S. lewini* ( $0.93 \pm 0.18$  mg/kg Pb). *Sphyrna lewini* presentó una diferencia significativa según la localidad y concentración de Pb, y no presentó una diferencia respecto a la madurez sexual y el género de los individuos respecto a la concentración de Pb. *Hypanus* spp. no presentó una diferencia significativa en la concentración de Pb según la madurez, el género de los individuos y la localida de captura/compra. El 35% de la población de *Sphyrna lewini* y el 6.12% de *Hypanus* spp. presentó concentraciones de Pb menores al LMP. Al poseer concentraciones elevadas de Pb se corre un riesgo en la salud al consumir el músculo de ambos elasmobranquios.

## Abstract

In Guatemala elasmobranchs are consumed as a source of protein. We collected muscle of *Sphyrna lewini* and *Hypanus* spp. coming from three locations in the Pacific ocean in Guatemala, which ones are: Las Lisas, Sipacate and Buena Visa. For each sample we measure the total lead (Pb) content (mg / kg ww) and compared respect to the Maximum Allowable Limits (MAL) according to Mexican, New Zealand and Australian Food Standards. The lead concentrations wer compared according to the specie, and for each one of them compared according to locality of capture/ purchase, sex and maturity. The higher concentrations of Pb were obtained in *Hypanus* spp. ( $x = 1.49 \pm 0.21$  mg / kg Pb) and the lower concentrations in *S. lewini* ( $0.93 \pm 0.18$  mg / kg Pb). *Sphyrna lewini* presented a significant difference according to the Pb concentrations and locality, and didn't present a difference related to the sexual maturity and gender of the individuals. *Hypanus* spp. did not present a significant difference in the concentration of Pb according to maturity, gender and the location of capture /purchase. The 35% of the population of *Sphyrna lewini* and 6.12% of *Hypanus* spp. presented Pb concentrations lower than the MAL, indicating high concentrations of Pb, which can represent a health risk to the consumer of the muscle of both species.



## I. Introducción

Los elasmobranchios, son peces que se caracterizan por poseer el esqueleto cartilaginoso (Ramírez *et al.* 2013). Ellos, juegan un rol muy importante en los ecosistemas marinos ayudando a mantenerlos saludables debido a sus hábitos alimenticios, evitando el crecimiento excesivo de comunidades de animales marinos tales como: peces, cefalópodos, moluscos e inclusive mamíferos. Los condriictios también contribuyen en el flujo energético entre distintos niveles tróficos (Bennett 2005) y brindan servicios al humano tales como: generación monetaria a partir del turismo (Vianna *et al.* 2012), pesca, venta de subproductos tales como aletas, aceites, dentaduras o pieles (Froese y Pauly 2019). Asimismo, ayudan a mantener poblaciones saludables de peces de importancia económica y con ello mantener una economía sostenible de los grupos sociales que dependen de ello (Strickland 2017).

En los últimos años, la declinación de las poblaciones de elasmobranchios ha sido uno de los temas con mayor interés en el sector de las ciencias marinas (Baum *et al.* 2003; Dulvy *et al.* 2008; Ferretti *et al.* 2008), siendo una de las principales causas la sobre pesca y el mal manejo de los recursos marinos (Ferretti 2010). Siendo la investigación de dichos organismos, de suma importancia para llenar vacíos de información y contribuir a la disminución de la declinación de dichas poblaciones.

Se tiene evidencia que tanto rayas como tiburones son animales muy susceptibles a la contaminación por metales pesados como el plomo (Pb), en los ecosistemas en los que estos viven (Marísco *et al.* 2007; Mull *et al.* 2012). Además de ser animales de consumo humano el cual representa un riesgo para los consumidores al presentar altas concentraciones de dichos contaminantes. Debido a ello los estudios toxicológicos y ecotoxicológicos, los cuales consisten en conocer los principales contaminantes, sus

concentraciones y repercusiones en los ecosistemas y su relación en el consumo humano (Segner 2011), han sido de suma importancia para la investigación en los últimos años (Mull *et al.* 2012; Winiarska-Mieczan *et al.* 2017).

Estudios realizados tanto en Estados Unidos, México, Europa y Asia han demostrado que la carne de tiburón puede presentar concentraciones de metales pesados mayores a los límites internacionales permisibles (López y Maz 2006; Sánchez 2011; Mendoza-Díaz *et al.* 2013; Castro-Rendón y García-Arévalo 2014; Gonzalez-Pestana *et al.* 2017;). Por lo que implican un peligro para la salud de los consumidores ya que concentraciones elevadas de metales, como el plomo (Pb), pueden presentar repercusiones en la salud del consumidor, tales como problemas en la vista, el sistema nervioso central e inclusive desarrollo neuronal en los niños y neonatos (Ortega 2014; Food Safety 2009). Además, dichas concentraciones indican, no solo la contaminación en los ecosistemas marinos, sino que también muestran procesos de biomagnificación en la cadena trófica en los sitios en los que los condrictios habitan (Castro-Rendón y García-Arévalo 2014; Gonzalez-Pestana *et al.* 2017; López y Maz, 2006; Mendoza-Díaz *et al.* 2013; Sánchez 2011). Cabe mencionar que dichas concentraciones son reflejo de la contaminación de los mares, por lo que en zonas poco contaminadas la presencia de metales es poca o nula (Marcovecchio *et al.* 1986).

El tiburón martillo, *Sphyrna lewini* (Griffith & Smith 1834) y la raya látigo, *Hypanus longus* (Garman 1880) son unos de los elasmobranquios con mayor presión pesquera y venta en el Pacífico guatemalteco, siendo de importancia para el sector pesquero, económico y cultural en el país (Martínez-Ortíz *et al.* 2007). Según Elías *et al.* (2016) el 73% (n= 22) de individuos analizados de *Sphyrna lewini* presentan concentraciones de mercurio (Mg) mayores al límite máximo permisible, el cual es de 0.5 mg/kg en peso húmedo en producto pesquero y 1 mg/kg peso húmedo en el caso de tiburones, según la normativa europea (Worth Health Organization 1991).

Tomando en cuenta lo mencionado con anterioridad y la importancia ecológica y económica tanto de rayas y tiburones a nivel mundial (Vianna *et al.* 2012; Roff *et al.* 2016;

Haas *et al.* 2017), la presente investigación evaluó, como objetivo general, la biomagnificación de plomo (Pb) en músculo de dos especies de elasmobranquios capturados y comercializados en el Pacífico guatemalteco, siendo estos el tiburón martillo (*S. lewini*) y la raya látigo (*Hypanus* spp.). Las muestras se obtuvieron de tres Desembarcaderos Municipales situados en Las Lisas (Santa Rosa), Sipacate y Buena Vista (Escuintla). Cada muestra fue tratada mediante una digestión química y las concentraciones de plomo se obtuvieron a partir de espectrofotometría de absorción atómica (AA). Los resultados obtenidos fueron analizados y comparados según especie, clase de edad, sexo y localidad de captura, además de comparar las concentraciones obtenidas con los límites internacionales permisibles de plomo en carne.



## **II. Antecedentes**

### **A. El Océano Pacífico de Guatemala**

#### **1. Topografía y características físicas**

El Pacífico guatemalteco se extiende 14,700 Km<sup>2</sup> en toda la plataforma continental y consta de 93,000 Km<sup>2</sup> como área navegable la cual puede llegar hasta una profundidad de 200 m. Posee una longitud de 254 km, los cuales no son consecutivos ya que se ven afectados por desembocaduras de ríos y demás cambios en la topografía del terreno (Food and Agricultural Organization 2005).

La zona costera del Pacífico de Guatemala se ve conformada por 6 departamentos los cuales son: Escuintla, Santa Rosa, Retalhuleu, San Marcos, Jutiapa y Suchitepéquez. Esta se encuentra delimitada hacia el oeste por México y hacia el este por El Salvador. El principal uso que se le da a la tierra es agrícola, siendo la caña de azúcar, el hule, la palma africana y los pastos las principales plantaciones a presentar en el área. En lo que respecta a la cobertura forestal principalmente es de manglar y plantaciones permanentes tales como el mango y el cacao (Consejo Nacional de Áreas Protegidas y Ministerio de Ambiente y Recursos Naturales 2009).

#### **2. Cuencas y afluentes**

La vertiente del Pacífico posee el mayor número de cuencas en Guatemala, presentando 18 de las 38 existentes, lo que representa alrededor un 48% de las mismas (Global Water Partnership 2015). Las cuencas son: Coatán, Suchiate, Naranjo, Ocosito, Salamá, Sis-Icán, Nahualate, Atitlán, Madre Vieja, Coyolate, Acomé, Achiguate, María Linda, Paso Hondo, Los Esclavos, Paz, Ostúa- Güija y Olopa; presentando un total de 23,990 km<sup>2</sup> de área la Vertiente del Pacífico (Instituto Nacional de Sismología, Vulcanología, Meteorología e Hidrología 2018). Los ríos en esta área se caracterizan por ser cortos, con llenadas rápidas,

pero de poca duración, estos se encargan de drenar el 22% del territorio del país (GWP 2015).

### 3. Ecología

El Pacífico guatemalteco forma parte de las regiones más productivas en el mundo debido a que se presentan grandes afloramientos de plancton en el área costera (Ortiz *et al.* 2012). La mayor productividad se encuentra dentro de los primeros 100 m de profundidad, presentando muy poca variación durante el año. También presenta distintas profundidades lo que la convierte en una región con una gran diversidad de organismos, los cuales presentan adaptaciones especiales según el tipo de ecosistema y profundidad en los que estos habitan (González 2015).

Una de las zonas con mayor importancia ecológica y de diversidad en el Pacífico es el Cañón de San José (Consejo Nacional de Áreas Protegidas y Ministerio de Agricultura y Recursos Naturales 2009), cuya profundidad alcanza hasta 2,000 m. Esta es un área con una productividad superficial elevada debido a que posee influencia de afluentes de agua dulce provenientes de las costas (Ortiz *et al.* 2012). En el Cañón de San José se han registrado avistamientos de la ballena enana, *Balaenoptera acutorostrata* (Lacépède 1804) (Ortiz *et al.* 2012) y se posee el único registro para Guatemala de la ballena tropical, *Balaenoptera edeni* (Anderson 1879) (Ortiz *et al.* 2012). También se posee registro de tres especies de delfines, siendo estos el delfín del Pacífico, *Delphinus delphis* (Linnaeus 1758), delfín girador, *Stenella longirostris* (Gray 1828) y el delfín nariz de botella, *Tursiops truncatus* (Montagu 1821) (Ortiz 2011). Por lo tanto, este sitio es un área de gran importancia para la diversidad de las costas del Pacífico.

En lo que respecta a los distintos tipos de fondos marinos, la mayoría se encuentra constituido por arenas, zonas de coral al norte y zonas lodosas cerca del límite con El Salvador (González 2015). Según un informe realizado por el CONAP y el MARN en el 2009, el 31.57% de la diversidad de especies del Pacífico de Guatemala se encuentra conformado por peces, los cuales se encuentran tanto en ecosistemas estuarinos como oceánicos. Por lo tanto, se considera al Océano Pacífico Guatemalteco una zona de importancia en los ecosistemas marinos presentes en el país.

#### 4. Pesquería

La mayoría de las actividades pesqueras en el Pacífico se realizan dentro de las 12 millas náuticas desde el borde donde llega el oleaje hasta el interior del océano, es decir dentro de los mares territoriales. Se sabe que alrededor de 80% de la extracción pesquera es dentro de la Zona Económica Exclusiva (FAO 2005), es decir dentro de las doscientas millas náuticas desde la línea base del océano (Congreso de la República de Guatemala 1976).

En todo el Pacífico, se tiene registro de al menos 46 comunidades dedicadas directamente a la pesquería (FAO 2000), las cuales utilizan distintas artes de pesca siendo estas: líneas de mano, palangres, trasmallos y atarrayas. En el caso del palangre y los trasmallos son artes de pesca mayormente utilizadas para la captura de tiburones, mientras que para la pesca de rayas y camarón se utilizan redes de arrastre (FAO 2005).

Según Azurdia *et al.* (2008), el Pacífico se caracteriza por poseer mayores profundidades que el Atlántico, siendo esto un aspecto importante para delimitar las actividades pesqueras en el área. Las principales especies capturadas de manera artesanal y para la subsistencia en el área son el guapote *Parachromis managuensis* (Günther 1867), pepesca *Astyanax fasciatus* (Cuvier 1819), chumbimba *Paraneetroplus maculicauda* (Regan 1905), robalo *Centropomus undecimalis* (Bloch 1792), juilín *Rhamdia guatemalensis* (Günther 1864) y mojarra oreja azul *Lepomis macrochirus* (Rafinesque, 1819) (FAO 2018).

Hasta principios de los años 2000, la pesca comercial en el área se veía constituida por embarcaciones camaroneras, debido al poco éxito de captura actualmente solo se poseen 10 embarcaciones operando. Por ello, la pesca de dorado y tiburones se han vuelto las principales capturas, necesitando lanchas capaces de recorrer largas distancias en el mar, más horas de faena y un cambio en el arte de pesca ya que se utiliza el palangre para su captura (FAO 2018). Cabe mencionar que desde el 2009 se ha registrado una disminución significativa de la pesquería en los últimos años; en especial en la pesca del tiburón, la cual disminuyó en un 30%, según el registro de los desembarques del 2004 al 2009 a comparación de los desembarques realizados con del 2001 al 2002 (Ortiz 2009).

## **5. Puertos pesqueros**

Se posee muy poca infraestructura para el desembarque pesquero a lo largo de toda la costa del Pacífico. Por lo general, los sitios de infraestructura son muy frágil y son utilizados principalmente para la pesquería artesanal (FAO 2005). Hasta finales de los 90 y principios de los 2000, el principal sitio utilizado para el desembarque de pesquería industrial fue la Base Naval del Pacífico (BANAPAC), la cual se encuentra en el Puerto de San José. Esta base naval es un sitio de gran importancia económica tanto para el sector pesquero industrial, realizándose alrededor del 90% de las actividades económicas de dicho sector, como artesanal, ya que es uno de los principales centros de comercialización de producto pesquero dentro de Guatemala (FAO 2005).

Actualmente Guatemala carece de puertos pesqueros, por lo que la mayoría de los desembarques ocurren en zonas aledañas a las bocabarras de las localidades que se dedican a la pesca, tal como en Puerto de San José, Las Lisas, Iztapa y Sipacate (FAO 2018). Para el desembarque de la flota artesanal se poseen los siguientes puntos: en San Marcos están las bases de operaciones de Colorado, Ocos, Tilapa, Los Almendros y Almendrales; en Retalhuleu están Chapan, Champerico, El Chico, Ixtan, La Isla, Manchón, Tres Cruces, Tulate, Las Barritas y San Miguel. Suchitepéquez posee tres bases de operaciones que son Tahuexco, Churirin y Chicago, Escuintla posee al Coyolate, El Semillero, El Paredón, Tecojate, Sipacate, Iztapa, Buena Vista y San José. En Santa Rosa se encuentran los desembarcaderos en el Banco, Candelario, El Ahumado, El Chapetón, El Dormido, El Pumpo, El Rosario, Garitón, Hawaii, Las Lisas, Las Mañanitas, Las Quechas y Monterrico. En Jutiapa se poseen centros de desembarque en El Jiote, Garita Chapina, La Barrona, La Barrita, Ginebra y Paraíso (FAO 2005).

## **B. Elasmobranquios**

### **1. Características biológicas**

Los elasmobranquios son peces que se caracterizan por poseer un esqueleto cartilaginoso, a diferencia de los peces óseos. Además, los elasmobranquios poseen un crecimiento lento, una madurez sexual tardía y períodos de gestación variantes según la

especie. Poseen una fecundidad muy baja y son longevos, lo que los convierte en animales más susceptibles a actividades antropogénicas (Ramírez *et al.* 2013). Se encuentran distribuidos tanto en aguas frías como aguas cálidas, variando las especies que se puedan encontrar según las condiciones climáticas (Gorton 2018).

Los elasmobranquios, se caracterizan por poseer de 5 a 7 aberturas branquiales las cuales son utilizadas para la extracción de oxígeno del agua y llevarlo a la sangre para la oxigenación de todo el cuerpo (Gorton 2018). Estos peces se encuentran adaptados a distintos tipos de ecosistemas, por lo que presentan distintas características físicas según el ecosistema en el que viven (Ramírez *et al.* 2013).

Las características que distinguen a las rayas de los tiburones es que estas poseen las branquias ubicadas en la parte ventral del cuerpo, en cambio los tiburones las poseen a los costados. Además, las rayas poseen un cuerpo comprimido dorsoventralmente, posicionando los ojos en la parte dorsal, lo que hace que estas parezcan discos. En cambio, los tiburones no se encuentran aplanados, más bien poseen el cuerpo en una forma de torpedo y los ojos los poseen a los costados (Last *et al.* 2016).

## **2. Diversidad**

Los condriictios (rayas, tiburones y quimeras), forman parte de los grupos más abundantes de peces a nivel global; además son un grupo de animales antiguo, del cual se tiene registro hace más de 400 millones de años (Last *et al.* 2016). Actualmente, de tiburones, se tiene registro de 34 familias y alrededor de 500 especies a nivel mundial (Ebert *et al.* 2013). Las rayas a su vez son el subgrupo más abundante de los peces cartilagosos, presentando actualmente 26 familias y hasta 633 especies (Last *et al.* 2016).

## **3. Importancia ecológica**

Los tiburones son conocidos como grandes carnívoros, siendo estos muy importantes para mantener estable la dinámica poblacional de los ecosistemas en los que estos habitan y se alimentan, así como mantener las poblaciones estables de sus presas (Bennett 2005). Estos organismos también ayudan a mantener limpios y sanos los ecosistemas ya que se alimentan tanto de las presas sanas como de las enfermas, inclusive algunas especies

tienden a ser carroñeras (Roff *et al.* 2016). Cabe mencionar que no todos los tiburones consumen peces; por ejemplo, existen distintas especies filtradoras tales como el tiburón ballena, *Rhincodon typus* (Smith, 1829), el cual se alimenta de plancton; o el tiburón toro, *Carcharias taurus* (Rafinesque, 1810), el cual también se alimenta de crustáceos y moluscos (Gorton, 2018).

Se sabe que, dependiendo de la especie de tiburón, son los hábitats en los que se encuentran además de sus movimientos entre sitios de los mismos. Especies como el tiburón tigre, *Galeocerdo cuvier* (Péron & Lesueur 1822) o el tiburón martillo, *Sphyrna mokaran* (Rüppell 1837), tienden a ser migratorias, distribuyéndose en ambientes cerca de las costas, zonas pelágicas y ecosistemas coralinos, presentando variaciones en su rol trófico según el ecosistema en el que se encuentren (Roff *et al.* 2016). Los tiburones también habitan en ecosistemas como los pastizales y se sabe que pueden desplazarse según el movimiento de sus presas (Heithaus *et al.* 2002). Los estuarios, además de los arrecifes de coral, son unos de los ecosistemas con mayor importancia para los tiburones, sirviendo como zonas de crianza y alimentación, albergando desde especies costeras hasta tiburones altamente migratorios (Bangle *et al.* 2018).

Las rayas al igual que los tiburones se pueden encontrar en múltiples ecosistemas, pero a diferencia de los tiburones, las rayas generalmente se encuentran en ambientes benthicos, alimentándose principalmente de animales del fondo marino (Las *et al.* 2016). Las rayas como todos los elasmobranquios son de importancia ecológica ya que estas poseen pocos movimientos entre sitios, además de ser depredadores. Lo que los convierte en especies clave para mantener el equilibrio de toda la red trófica en los ecosistemas, a la vez en animales muy susceptibles a cambios en los hábitat o presiones externas (Bornatowski *et al.* 2014).

#### **4. Importancia de conservación**

A pesar de su importancia ecológica, diversos estudios demuestran que alrededor del 24% de las especies de tiburones se encuentran con algún riesgo de extinción (Haas *et al.* 2017; Baum *et al.* 2003; Dulvy *et al.* 2008; Ferretti *et al.* 2008). En el caso de las rayas, estudios señalan que un 20% de las especies se encuentra en peligro de extinción (Haas *et*

*al. 2017*). La principal causa de las declinaciones de las poblaciones de elasmobranquios se debe a la presión pesquera, ya que estos animales han sido sobrepescados, llevando a especies al borde de la extinción. La pesca posee un efecto reductor en las poblaciones de estos animales ya que tanto rayas como tiburones poseen un crecimiento y tasas reproductivas muy lentas. Por lo que la restauración de las poblaciones y contrarrestar el efecto de las actividades antropogénicas es muy difícil (*Ramírez et al. 2013*). La reducción de los elasmobranquios y los efectos que conlleva en los ecosistemas en los que estos habitan son evidentes a nivel mundial ya que estos animales poseen una amplia distribución mundial. Si las poblaciones de condrictios siguen decayendo se poseerán grandes riesgos para los ecosistemas marinos, habiendo cambios en las redes tróficas y el aprovechamiento de los recursos, además de un cambio en la dinámica de las presas de los mismos (*Haas et al. 2017*).

## **5. Importancia económica**

Los elasmobranquios son recursos naturales, los cuales brindan un gran valor a los ecosistemas en los que se encuentran (*Vianna et al. 2012*). Además, los elasmobranquios generan grandes ganancias monetarias de manera directa a ser estos aprovechados. En el caso de los tiburones, son de gran importancia para la industria del turismo, en especial para el buceo con los mismos. Se estima que la industria del buceo con tiburones genera USD \$314 millones cada año (*Haas et al. 2017; Vianna et al. 2012*). Por otro lado, debió a que estos animales son considerados especies bandera, su presencia en áreas ha sido utilizada para generar planes de manejo, así como acuerdos de conservación de áreas e inclusive incentivar el crecimiento económico de zonas pesqueras (*Haas et al. 2017*).

El ecoturismo a partir de la observación de tiburones y rayas ha sido un ingreso a largo plazo para muchos pescadores o personas que viven en las zonas costeras, ya que esta es una actividad de alto beneficio económico (*O'Malley et al. 2014*). Además, por medio de ejemplos en áreas costeras, por ejemplo, en Palaos, se ha demostrado que el ecoturismo con dichos animales puede ser sostenible en caso de ser realizado de manera adecuada. De igual manera, se obtiene beneficio tanto para la población que depende de ella, así como para los animales, ya que estos no son extraídos del medio natural. En algunos casos nadar

con manta rayas y rayas es más codiciado que con tiburones o bien con tortugas, siendo estas actividades muy bien remuneradas económicamente (Vianna *et al.* 2012). Estudios en las Islas Maldivas calculan una ganancia anual de USD \$8.1 millones a partir del buceo tanto con tiburones como con rayas (O'Malley *et al.* 2014). A pesar de las grandes ganancias económicas que pueden generar este tipo de actividades, estos animales siguen siendo pescados y sus poblaciones siguen disminuyendo (Stevens *et al.* 2000).

## **Elasmobranquios en Guatemala**

### **1. Importancia económica**

Los elasmobranquios en Guatemala son económicamente importantes, siendo un producto marino altamente comercializado en el país (Elías *et al.* 2016). Según el informe de pesquería realizado por la FAO en el 2005, para ese año se reportó una pesca de 624,266 libras de tiburón capturadas y comercializadas en el país, siendo la pesca de tiburón de suma importancia para el sustento de la economía familiar e industrial de la zona pesquera del Pacífico guatemalteco. Apesar de ello para el país no se posee estudios relacionados al turismo sostenible, el avistamiento y buceo con tiburones y rayas.

En el caso de los tiburones, estos poseen una importancia comercial ya que son organismos de gran aceptación para el consumo por parte de los guatemaltecos; ello debido a que se consideran que poseen un buen sabor y precios accesibles para muchas personas (Elías *et al.* 2016). Además de la carne, se comercializan y se aprovechan otros productos tales como las aletas, pieles, mandíbulas, cartílago, y aceite (Ixquiac 2009). Los principales puertos de venta de tiburón son: Champerico, San José, Tilapa, Ocos y Buena Vista (Ortiz 2009). Por otro lado, en el caso de la peca y consumo de rayas, según la FAO (2004) se pescan alrededor de 160,000 libras (FAO 2005), pero no se posee mayor información al respecto.

### **2. Diversidad de tiburones**

Específicamente, en el Pacífico guatemalteco se puede registrar el tiburón sedoso, *Carcharhinus falciformis* (Müller & Henle, 1839). Esta es la especie más pescada en el país junto con el tiburón martillo, *Sphyrna lewini* (Elias 2015). También se encuentra el

tiburón punta de zapato, *Nasolamia velox* (Gilbert, 1898), el cual se utiliza para el comercio como carne, utilizando inclusive en tallas muy pequeñas. Asimismo, entre las mayores capturas pesqueras es posible registrar capturas del tiburón cazón *Carcharhinus limbatus* (Müller & Henle, 1839), el tiburón zorro *Alopias pelagicus* (Nakamura, 1935) y el tiburón azul *Prionace glauca* (Linnaeus, 1758) (Ortiz, 2009).

Otras de las especies de tiburones que se pueden encontrar en el Pacífico de Guatemala son el tiburón tigre *Galeocerdo cuvier* (Peron & Lesueur in Lesueur, 1822), el tiburón gambuzo *Carcharhinus leucas* (Müller & Henle 1839), el tiburón mamón *Mustelus dorsalis* (Gill 1864) y *Mustelus lunulatus* (Jordan y Gilbert 1882) y el tiburón cornudo *Sphyrna mokarran* (Rüppell 1837). También se encuentra el tiburón lija *Gynglimostoma cirratum* (Nonnaterre 1788) y el tiburón cornudo *Sphyrna zygaena* (Linnaeus 1758), siendo todas estas especies pescadas de forma incidental. Por último, se encuentra el tiburón aletón, *Carcharhinus longimanus* (Poey 1861), el cual posee una moderada importancia comercial para Guatemala (Ruiz- Alvarado y Mijangos-López 1999). Así mismo cabe mencionar que en el Pacífico de Guatemala, existen distintas zonas de crianza para tiburones, siendo Las Lisas la zona de crianza para *Sphyrna lewini* (Ixquiac 2009), desconociendo otras áreas de crianza para las demás especies económicamente importantes.

En el Caribe guatemalteco se posee un registro de 24 tiburones, siendo las especies más capturadas el tiburón sedoso, *Carcharhinus flacoformis* (30.2%), tiburón martillo, *Sphyrna lewini* (12.7) y tiburón nariz puntiaguda, *Rhizoprionodon* spp. (Whitley 1929) (6.7%) (Hacohen-Domené *et al.* 2020).

### 3. Diversidad de rayas

Actualmente se tiene muy poca información sobre rayas para Guatemala. Se posee un estudio en el Pacífico, en el cual se registran 15 especies de rayas, siendo las principales especies capturadas a nivel industrial: *Dasyatis longus* (Garman 1880)<sup>1</sup> y *Rhinoptera steindachneri* (Evermann & Jenkins 1892) (Ixquiac 2009). En lo que respecta a la pesquería

---

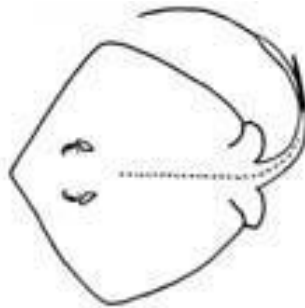
<sup>1</sup> Actualmente nombrada como *Hypanus longus* (Last *et al.* 2016)

artesanal de rayas en el Caribe, se tiene registro que, siendo *Hypanus guttatus* (Bloch & Schneider 1801) e *Hypanus americanus* (Hildebrand & Schroeder 1928), son las dos especies de rayas mayormente desembarcadas. También se posee registro de desembarque de *Aetobatus narinari* (Euphrasen 1790), *Bathytoshia centroura* (Mitchill 1815), *Pseudobatos percellens* (Walbaum 1792) y *Styracura schmardae* (Werner 1904) (Hacohen-Domené *et al.* 2019).

## **Raya látigo *Hypanus* spp.**

### **1. Características físicas**

El género *Hypanus* (Lesueur 1817) pertenece al orden de los Myliobatiformes, y al grupo Batoidea (Queiroz *et al.* 2019), y es parte de la familia Dasyatidae (Smith 2016) (Figura 1); son mejor conocidas como rayas batonas, chupares, rayas de espinas o rayas látigo. Se caracterizan por tener un disco redondo y muy bien aplanado, siendo este 1.3 veces el largo del animal. No poseen aletas dorsales, sino pliegues de piel, dispuestos longitudinalmente en la parte superior e inferior de la cola, siendo esta una característica importante para la distinción de las especies. Además, la cola es delgada, la cual va disminuyendo de grosor conforme a cómo esta se extiende. Generalmente la cola posee una o más espinas en la superficie dorsal, y estas pueden ser serradas y venenosas. Las rayas de esta familia se caracterizan por poseer papilas carnosas alrededor de la boca y por no poseer separada la cabeza con el resto del cuerpo (Last *et al.* 2016).



**FIGURA 1.** Esquema de la vista dorsal de una raya de la familia Dasyatidae (STRI 2015).

### **2. Distribución**

Según la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) (2016) *Hypanus longus* se distribuye desde la costa central de Pacífico de Baja California, México hasta Colombia, incluyendo las Galápagos. *Hypanus guttatus* se encuentra distribuida en el Caribe, presentándose desde las costas del Golfo de México hasta el Sur de Brasil, estando presente en el Caribe Guatemalteco (UICN 2016, Hacoheh-Domené *et al.* 2020).

### **3. Patrones de movimiento**

No se posee información en lo que respecta a los patrones de movimiento, ámbitos hogareños y conectividad entre sitios acerca de este género (Smith 2016; Jiménez 2017). Por lo que es evidente los vacíos de información y la necesidad de generar datos sobre las mismas. Entre las principales causas del poco conocimiento de la biología y patrones de movimiento del género, se deben a problemas taxonómicos entre las especies y con ello problemas sobre el conocimiento del estado poblacional de las mismas, programas de conservación y estadísticas con unas muestras subestimadas de las capturas y la deficiencia de datos biológicos sobre las especies y los procesos de dispersión de los organismos (Reyes-Ramírez *et al.* 2018).

### **4. Ecología**

Las rayas del género *Hypanus* se caracterizan por habitar en todos los mares tropicales y subtropicales (STRI 2015, Last *et al.* 2016). Usualmente se encuentran en fondos arenosos, pastos marinos, también se encuentran en arrecifes de coral, bahías y estuarios (Last *et al.* 2016). Se sabe que la mayoría de los elasmobranquios eurihalinos se encuentran en la división Batomorphi, y en la familia Dasyatidae se han reportado especies capaces de permanecer y reproducirse en ambientes limnéticos. Dicha capacidad de encontrarse en ambientes salobres se debe a la regulación de iones y urea en el cuerpo, permitiendo habitar en lugares con concentraciones menores de salinidad a comparación del agua de mar (Reyes-Ramírez *et al.* 2018).

Para algunas especies, se posee una diferencia entre la preferencia de ecosistemas según el estado de madurez de los individuos. Tal es el caso de la raya látigo de grandes ojos, *Hypanus marianae* (Gomes, Rosa & Gadig, 2000), la cual prefiere áreas coralinas y pastos

marinos en el caso de las hembras adultas y los inmaduros se encuentran concentrados en fondos arenosos cerca de las playas o bancos de arena, siendo estas últimas zonas de crianza para dicha especie (Queiroz *et al.* 2019).

## **5. Dieta**

Se sabe que las rayas látigo son mesodepredadores (Queiroz *et al.* 2019) o bien depredadores bentónicos (Saldaña-Ruíz *et al.* 2016), generalmente se alimentan de animales como cangrejos, poliquetos, moluscos, peces e inclusive arenas y lodos (STRI 2015), contribuyendo al flujo energético entre los ambientes bentónicos y pelágicos (Saldaña-Ruíz *et al.* 2016). También se pueden alimentar de camarones y peces pequeños. Para poder obtener sus presas generan pequeños movimientos en la arena, de manera de exponer su alimento a sus bocas (Last *et al.* 2016). Debido a que su dieta depende de invertebrados o presas pequeñas, convierte a las especies del género *Hypanus* en animales con alta sensibilidad a cambios en los ecosistemas (Queiroz *et al.* 2019).

## **6. Reproducción**

El género *Hypanus* se caracteriza por poseer especies vivíparas, además de presentar histotrofia lipídica, siendo esta una forma de alimentar a las crías por medio de secreción de proteínas y lípidos a través de las estructuras llamadas villis uterinos, llegando los nutrientes hasta el espiráculo y las branquias de los mismos (Jiménez 2017).

## **7. Aprovechamiento y estados de conservación**

Según la UICN, *Hypanus longus* está catalogada como especie deficiente de data (UICN 2016). *Hypanus say* (Lesueur 1817) e *Hypanus sabinus* (Lesueur, 1824) se encuentran catalogadas en estado de preocupación menor, pero la tendencia poblacional desconocida. *Hypanus americanus*, *Hypanus dipterurus* (Jordan & Gilbert, 1880), *Hypanus marinae*,

*Hypanus rudis* (Günther 1870) e *Hypanus guttatus*, se encuentran catalogadas como datos desconocidos, y las tendencias poblacionales desconocidas (UICN 2016).

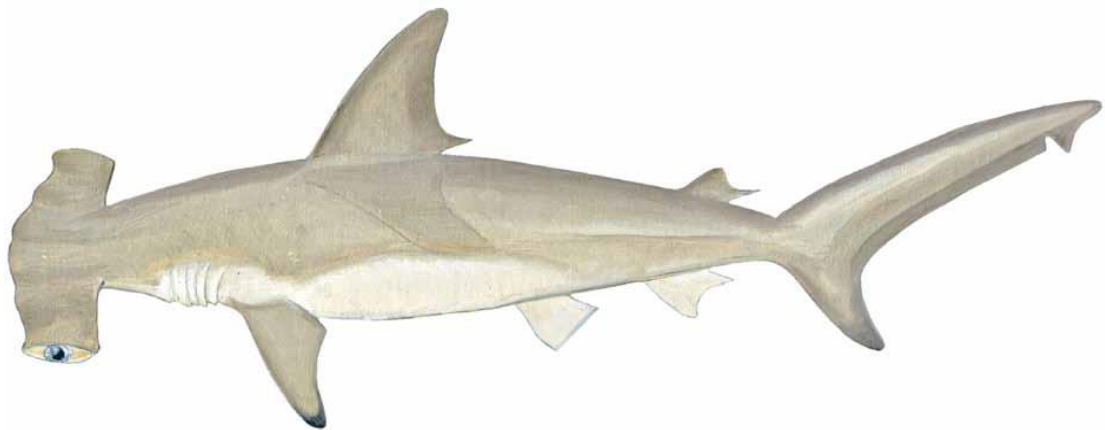
*Hypanus guttatus*, raya látigo nariz alargada, es una de las especies con mayor importancia comercial en algunas regiones del caribe, tales como la costa Caribe de Colombia, Venezuela y el Noreste de Brasil, siendo principalmente capturada por pesquería artesanal (Schmid *et al.* 2019). En Guatemala dicha especie se encuentra distribuida en el Caribe (UICN 2016). En la investigación realizada por Hacohe-Domené *et al.* (2020) se reportó que *Hypanus guttatus* es la especie mayormente capturada (12%) en el Caribe del país. En Livingston *Hypanus guttatus* representa el 42.3% de las capturas en el área e *Hypanus americanus* el 8.6%, siendo las dos especies de rayas principalmente capturadas. Dichos organismos son utilizados para su venta, ya que en dicha localidad la pesca se caracteriza por ser multi-taxa.

En el Caribe guatemalteco las artes de pesca principales para la captura de rayas del género *Hypanus* son principalmente líneas longitudinales (cimbra) y palangres (Hacohe-Domené *et al.* 2020). En lo que respecta a *Hypanus longus* se posee muy poca información sobre la biología y el aprovechamiento de la especie en el país.

## ***Sphyrna lewini***

### **1. Características físicas**

*S. lewini*, también conocido como tiburón martillo, pez martillo, charruda, cornuda común (Cabrera *et al.* 2011) es una especie de tiburón que presenta longitudes totales entre los 140-273cm en edad madura, y un peso promedio de 152.4 kg y alcanzando edades máximas de 35 años (Bejarano-Álvarez *et al.* 2010; Cabrera *et al.* 2011). Se caracteriza por presentar una cabeza en forma de martillo, la cual posee cuatro arcos muy prominentes y entre los cuales presenta un corte en medio de la cabeza muy pronunciado (Froese y Pauly 2019) (Figura 2). Dicha característica les permite incrementar las capacidades sensoriales tales como la visión, el olfato y la capacidad de detectar cambios en la presión o variaciones en el campo magnético (Freitas *et al.* 2017). Además, se caracterizan por poseer dos aletas dorsales, una de ellas moderadamente grande y una pélvica de tamaño pequeño. El color es uniforme y puede ser entre gris, gris cafésoso o bien color oliva (Froese y Pauly 2019).



**FIGURA 2.** *Sphyrna lewini*, presentado las características físicas externas que le distinguen de otras especies de tiburones  
(Organización del sector pesquero y acuícola del Istmo Centroamericano 2018)

## **2. Distribución**

*Sphyrna lewini* habita en aguas tropicales en todos los mares del mundo, habitando tanto en aguas costeras como oceánicas. La distribución en el Océano Pacífico va desde Baja California sur, México hasta el norte de Perú (Estupiñán-Montaña *et al.* 2009). Pueden encontrarse tanto en aguas tropicales, subtropicales o bien templadas (Hoffmayer *et al.* 2013).

## **3. Patrones de movimiento**

*Sphyrna lewini* es considerada como una especie altamente migratoria. Se poseen registros de extensivas migraciones de agregaciones de tiburones martillo los cuales residen en algunos meses del año en islas del Pacífico (Bessudo *et al.* 2011; Zanella y López-Garo 2015; Nelesso *et al.* 2019). Es una especie que nada hasta profundidades de 275 metros y realiza migración horizontal desde las bahías hasta la zona pelágica según el estado de madurez de los individuos. Los juveniles generalmente se encuentran en profundidades de hasta los 100m (Baum *et al.* 2009), ya que generalmente se encuentran

en zonas de crianza las cuales son principalmente estuarios, no sobrepasando dichas profundidades (Duncan y Holland 2006).

Los individuos de *Sphyrna lewini* se mantienen generalmente en las zonas menos profundas, las cuales se encuentran sobre los 100m de profundidad y temperaturas mayores 18°C. presentan poco tiempo de nado en la termoclina y pueden llegar hasta los 1000m de profundidad, y temperaturas menores a los 4°C. También presentan movimiento vertical en la columna de agua (Hoffmayer 2013). Durante la época fría generalmente se encuentran a una profundidad de los 0 a 10m, nadando generalmente en zonas superficiales. En la época caliente se observa que tiende a encontrarse a profundidades des de los 10 a 50m durante el día. Estos movimientos pueden estar relacionados con los cambios en la productividad de las aguas, lo que cambia la disponibilidad del alimento. Durante las noches pueden llegar a mayores profundidades alcanzado hasta los 1000 metros de profundidad (Bessundo *et al.* 2011). Se cree que dichas inmersiones a profundidad pueden deberse a que las aguas bajas en oxígeno permitan el acceso a presas especiales, tales como calamares ya que estos son parte de su dieta, o bien para evitar competencia con otros depredadores (Bessundo *et al.* 2011).

Esta especie puede nadar hasta 40 km en una solo noche, teniendo conexiones entra distintas áreas, por lo que su ámbito hogareño es bastante amplio. Esta es una característica que los hace más susceptibles a la pesca ya que es más fácil poder capturaros en redes de pesca (Nalesso *et al.* 2019).

#### **4. Ecología**

Los juveniles de *Sphyrna lewini*, viven generalmente en áreas costeras en las cuales forman grupos generalmente de hembras (Estupiñán-Montañaño *et al.* 2009). Estas áreas se caracterizan por ser sitios con gran cantidad de nutrientes, llamándose “áreas de crianza”, además de ser zonas con pocos depredadores ideales para el crecimiento de los juveniles (Zanella y López-Garo 2015). Estos sitios de crianza ocurren generalmente a lo largo de toda Centro y Sur América (Nalesso *et al.* 2019). En el caso de los adultos, estos viven de forma solitaria o grupos pequeños (Estupiñán-Montañaño *et al.* 2009).

## 5. Dieta

La dieta de *Sphyrna lewini* varía según la edad de los individuos. Los juveniles consumen principalmente peces bentónicos y cefalópodos epipelágicos. Los adultos también se alimentan de peces pero que se encuentran a mayores profundidades, proviniendo los mismos de la zona nerítica y epipelágica, además consumen cefalópodos, rayas, langostas, camarones y cangrejos (Torres-Rojas *et al.* 2009). *Sphyrna lewini* se considera una especie especialista ya que consumen generalmente el mismo tipo de presa, independientemente del área en el que se encuentren. Los cambios en la dieta según la madurez de los individuos indican un cambio de ocupación de hábitats durante su vida, a causa de las diferencias de requerimientos energéticos (Estupiñán-Montaña *et al.* 2009).

## 6. Reproducción

*Sphyrna leiwini* se caracteriza por ser una especie de tiburón vivíparo, placentario y con alrededor de 12 a 41 crías luego de un período de gestación entre 9 a 10 meses (Froese y Pauly 2019). En las hembras solo el ovario derecho es funcional, y se sabe que los nacimientos generalmente ocurren durante el verano. Esta es una especie con alta fecundidad a comparación de otros tiburones (Baum *et al.* 2009). Esta especie presenta un crecimiento más rápido en las hembras que en los machos, debido a que se requiere un mayor tamaño para la gestación que para la producción que espermatozoides. Dicha especie presenta una segregación sexual, en la cual las hembras se mueven fuera de las costas en pequeños grupos, en los cuales se encuentran animales desde las primeras etapas hasta hembras de tamaño intermedio. En el caso de los machos son mayormente estuarinos (Bejarano-Álvarez *et al.* 2010).

## 7. Aprovechamiento y estados de conservación

Actualmente, *Sphyrna lewini* se encuentra catalogada como en peligro de extinción según la UICN (2019) y se encuentra en el Apéndice II de CITES (Zanella y López-Garo 2015). Ello debido a que ha observado una notable disminución en las poblaciones a nivel mundial (Estupiñán-Montaña *et al.* 2009). A partir de análisis se bases de datos de capturas

mundiales de la especie se ha reportado una declinación del 89% de las poblaciones capturadas entre los años 1986- 2000 y un 76% entre los años 1992- 2005. Se estima que en Estados Unidos se ha presentado una declinación de la abundancia de dicha especie entre el 70-83% desde 1981, en conjunto con otras investigaciones se evidencia que las poblaciones de *Sphyrna lewini* se encuentra en un serio decline (Gallagher y Klimley 2018).

Las aletas de esta especie de tiburón son altamente codiciadas y preferidas para realizar la sopa de tiburón, por lo que la demanda y la comercialización de las mismas es elevada. Por lo que, para evitar el comercio internacional, en especial la exportación de aletas para Hong Kong, y el aumento en la disminución de las poblaciones, se ha categorizado como una especie en peligro de extinción (UICN 2019).

La principal amenaza de esta especie a nivel mundial es la pesquería, debido a que se mueven en grandes grupos (Gallagher y Klimley 2018) siendo los trasmallos los que causan mayor daño a los juveniles ya que estas son colocadas principalmente en zonas costeras, sitios de mayor movilidad es juveniles (UICN 2019). Además, la especie se ve afectada por la pesca de redes de arrastre, principalmente por embarcaciones camaroneras. En el caso de los adultos, estos son amenazados debido a la pesquería mediante la utilización de palangres ya que se realiza una pesca intencional hacia los mismos (Zanella y López-Garo 2015). El porcentaje de mortalidad después de la captura por medio del arte de pesca mencionado anteriormente es del 90% (Gallagher y Klimley 2018).

En Guatemala la pesca de *Sphyrna lewini* varía según la localidad de captura, presentando áreas especializadas en su pesca en las cuales el 74% de la pesca anual comprende a dicha especie y en otras localidades su captura es incidental perteneciendo el 6% de la pesca anual a dicha especie (Baum *et al.* 2009). Se sabe que los meses con mayor explotación son los de la época lluviosa, generalmente de abril a mayo, debido a que grandes bancos de peces se encuentran en aguas costeras por lo que la presencia de esta especie es mayor en dichas áreas, permitiendo una captura más fácil de los mismos (Ixquiac 2009).

Actualmente, esta especie es vendida en los puertos pesqueros, tanto en América Latina como en países asiáticos, siendo los principales lugares de comercio Hong Kong y Taiwan (Gallagher y Klimley 2018; UICN 2019). El principal producto comercializado de *S. lewini*

son las aletas (UICN 2019; Kwang-Ming *et al.* 1999). Se estima que anualmente se poseen 1.3- 2.7 millones de individuos de *Sphyrna lewini* en el mercado de aletas (Gallagher y Klimley 2018). Dicha especie también se comercializa como pescado fresco, seco-salado, congelado e inclusive ahumado, el cuero y el aceite extraído del hígado, este último utilizado como fuente vitamínica para las personas. Se sabe que del 4 al 5% de las aletas de tiburón en el mercado de Hong Kong, el mercado más grande de venta de aletas en el mundo, pertenecen a *Sphyrna lewini* (Froese y Pauly 2019; UICN 2019).

Se poseen estrategias de conservación para esta especie a nivel mundial, ya que como se sabe es altamente susceptible a la pesquería debido a su biología. Entre las actividades de conservación se han sugerido períodos de veda tanto de tiburones como de rayas, permitiendo un aumento de sus poblaciones (Nallesso *et al* 2019). También en lugares como las Islas Galápagos, autoridades políticas y pescadores han realizado acuerdos para la realización de reservas marinas como estrategia de conservación, de manera de proteger las poblaciones pelágicas y con ello especies como *S. lewini*. En dichas zonas tales se ha prohibido la pesca, y a lo largo de los años se ha visto el incremento y conectividad de las poblaciones de tiburones martillo entre las islas (Hearn *et al.* 2010). De manera que, al proteger una gran extensión de terreno, se protege su hábitat, ya que es muy amplio. Evitando que tanto los juveniles como a los adultos se enfrenten a una de las principales amenazas, siendo esta la pesca, permitiendo el realice de las poblaciones y una mejor conectividad entre sitios (Nallesso *et al.* 2019).

## **Contaminación con metales pesados**

### **1. Metales pesados**

Los metales pesados son elementos que se caracterizan por poseer un alto nivel de peso atómico, además de una densidad cinco veces mayor a la del agua (Fergusson 1990). Estos elementos son utilizados para múltiples actividades tanto industriales, domésticas, agrícolas, médicas como tecnológicas, lo que los ha llevados a tener una amplia distribución en el medio ambiente (He *et al.* 2005). Estos metales al estar más disponibles ponen en riesgo la salud de quienes están en contacto con los mismos. La toxicidad de los mismos depende de la dosis, ruta de exposición y el elemento con el que se posee el contacto. También hay factores como la edad, el sexo, genética y estado nutricional de las

personas que influyen en los efectos de los mismos. Es por ello que metales como el plomo, mercurio, arsénico y cromo, son de importancia mundial (Tchounwou *et al.* 2012).

Algunas de las actividades que influyen a la contaminación de ambientes naturales con metales pesados son deposiciones atmosféricas, erosión del suelo, resuspensión de sedimentos y evaporación de metales provenientes de recursos hídricos (Tchounwou *et al.* 2012). A pesar de ello, hay algunos metales pesados que son esenciales para el metabolismo tales como el cobre (Cu), cobalto (Co), cromo (Cr), hierro (Fe), magnesio (Mg), molibdeno (Mo), níquel (Ni), selenio (Se) y zinc (Zn), variando las concentraciones de ingesta diaria según el elemento (WHO 1996). A pesar de ello, en altas concentraciones estos son tóxicos. Otros metales pesados no poseen funciones biológicas por lo que no son metales esenciales, estos son el aluminio (Al), antimonio (Sb), arsénico (As), Bario (Ba), berilio (Be), bismuto (Bi), cadmio (Cd), galio (Ga), germanio (Ge), oro (Au), indio (In), plomo (Pb), plata (Ag), estroncio (Sr), telurio (Te), talio (Tl), estaño (Sn), titanio (Ti), vanadio (V) y uranio (U) (Chang, Magos y Suzuki 1996). Se ha demostrado que los metales pesados causan daños a nivel celular, afectando organelos como la membrana celular, mitocondria, lisosomas, retículo endoplasmático, núcleo, entre otros. Según la Agencia de Protección Medioambiental de los Estados Unidos (U.S. EPA según abreviación en inglés) y la Agencia Internacional para la Investigación en Cáncer, los metales pesados son considerados y conocidos como causantes o posibles causantes de cáncer (Tchounwou *et al.* 2012).

Los metales pesados se caracterizan porque pueden ser bioacumulados y biomagnificados a lo largo de la cadena trófica, llegando hasta los consumidores finales tales como, depredadores tope o bien el humano. Como resultado de ello, algunas especies de peces son utilizados como indicadores de la presencia de contaminación de metales pesados en los ecosistemas ya que ocupan un nivel alto en la cadena trófica, además de ser un recurso alimenticio importante (Galván *et al.* 2014). Por ejemplo, se han realizado estudios sobre el contenido de cadmio y plomo en pescado enlatado de Polonia (Winiarska-Mieczan, Kwiecien´ y Krusin´ski 2015) y estudios sobre el contenido de mercurio, cadmio, plomo y arsénico en peces y ostras provenientes de Andalucía, España (Olmedo *et al.* 2013), los cuales han servido para generar información sobre la toxicología de los productos hacia los consumidores.

Debido a la capacidad de transferirse en la cadena trófica, magnificarse a lo largo de la misma, y la alta ingesta de productos provenientes del mar en Europa, la Unión Europea (Zaza *et al.* 2015), la Administración de Alimentos y Drogas de Estados Unidos (US Food and Drug Administration), Organización mundial de la Salud (World Health Organization) y las normas oficiales mexicanas (NOM 242-SSA1 y NOM 027'SSA1) han establecido límites permisibles en la concentración de dichos metales, para el consumo humano. Para el Arsénico (As) el límite máximo es de 76-86 (mg/Kg), Cadmio (Cd) de 0.5-1 (mg/Kg), Plomo de 1-1.7 (mg/Kg) y Metilmercurio 1 (mg/Kg) (Galván *et al.* 2014).

Estos elementos pueden ser bioacumulados y biomagnificados a lo largo de la cadena trófica, llegando hasta los consumidores finales tales como, depredadores tope o bien el humano. Como resultado de ello, algunas especies de peces son utilizados como indicadores de la presencia de contaminación de metales pesados en los ecosistemas, ya que ocupan un nivel alto en la cadena trófica, además de ser un recurso alimenticio importante (Zaza *et al.* 2015).

## **2. Bioacumulación y biomagnificación**

Bioacumulación es un proceso que ocurre en los seres vivos, el caracterizándose por ser la acumulación de productos dentro de algún tejido de los individuos permaneciendo por siempre en el sistema de los mismos. Algunos de los productos pueden ser hidrocarburos clorados o metales pesados, los cuales son contaminantes del medio natural. La concentración de los compuestos en los organismos depende de la disponibilidad del contaminante en el ambiente en el que estos se movilizan y que mientras más contaminado es el ambiente más acumulación de los componentes presentan los organismos (López 2011).

La biomagnificación es un término relacionado con la bioacumulación ya que se requiere que se acumulen los contaminantes a nivel sistémico para que estos puedan pasar a lo largo de los niveles tróficos, incrementando de esa manera la concentración de dichos contaminantes en los seres vivos. Se entiende biomagnificación como el aumento de la concentración de algún contaminante conforme a la ascendencia de nivel en la cadena trófica (Molina *et al.* 2012).

### 3. Plomo

El plomo (Pb), es un metal pesado el cual se caracteriza por poseer un color gris metálico, el cual se encuentra en pequeñas cantidades en la corteza terrestre. La incidencia de este metal en el medio ambiente puede de origen natural, por actividades antropogénicas tales como la quema de combustibles fósiles, minería o bien manufactura. Principalmente es altamente utilizado para la producción de baterías de plomo ácido, municiones, productos para soldaduras o tuberías, y productos de protección de rayos X. También es utilizado para óxidos para pintura, pigmentos, vidrio y otros productos químicos (Tchounwou *et al.* 2012).

Se conoce al plomo por ser altamente tóxico para quienes lo consumen en altas concentraciones (Pastorelli *et al.* 2012). Es un elemento que se encuentra comúnmente en ambientes naturales (Winiarska-Mieczan *et al.* 2017), generalmente se presenta en productos provenientes del océano, tales como mejillones, almejas, calamares o peces (Pastorelli *et al.* 2012). Debido a que es altamente tóxico genera efectos adversos a la salud de quienes poseen algún tipo de contacto con el mismo.

Los principales efectos por la intoxicación con plomo son trastornos en el comportamiento tales como hipertensión o tendencias agresivas, también se puede presentar un retardo en el desarrollo sexual de las personas o bien problemas en el desarrollo neuronal de los mismo (Ortega 2014). Los problemas gastrointestinales, del sistema renal e inmune también pueden ser causados por la alta ingesta de este contaminante (Food Safety 2009). En el caso de mujeres embarazadas, en lactancia o menopáusicas el Pb tiende a acumularse en los huesos, siendo altamente nocivo para las mismas (Ortega 2014). Además, se sabe que concentraciones de dicho contaminante pueden llegar a la placenta y afectar el desarrollo fetal de manera directa (Food Safety 2009). A causa de dicha toxicidad desde los años 70 se han realizado campañas para la reducción de la utilización de dicho metal, eliminándolo de la gasolina y reducir los niveles del mismo en pinturas, comida y latas metálicas (Tchounwou *et al.* 2012).

Los niños son el grupo que ha presentado mayor interés internacional en evitar el contacto con el plomo. El motivo de ello se debe a que como ya fue mencionado, este metal posee un efecto adverso tanto los riñones, hígado, sistema nervioso central, sistema

hematopoyético, sistema endocrino y reproductivo, presentando mayor efecto en los niños (Tchounwou *et al.* 2012). Se sabe que el plomo también posee efectos carcinogénicos y teratogénicos. Este elemento posee la capacidad de acumularse 30 días en tejidos blandos y más de 10 años en huesos (Winiarska-Mieczan *et al.* 2017).

#### **4. Estudios de bioacumulación de plomo (Pb) en productos marinos**

El recurso natural más afectado por la contaminación de plomo son las reservas de agua ya que a las mismas llegan afluentes industriales, aguas negras, contaminantes agrícolas e inclusive contaminación proveniente de las lluvias. Esto hace susceptibles a los animales acuáticos a dicho contaminante. Se sabe que los peces debido a su rol en los ecosistemas acuáticos tienden a presentar cantidades significativas de plomo (Winiarska-Mieczan *et al.* 2017).

Los productos del mar son altamente consumidos debido a los valores nutricionales que brindan a la dieta diaria, siendo estas fuentes primordiales para el consumo de omega-3 (Olmedo *et al.* 2013). A pesar de ello estudios han demostrado que los mariscos y pescados presentan los valores más elevados de contaminantes tales como arsénico (As), cadmio (Cd), mercurio (Hg) y plomo (Pb), además de ser los mayores contribuyentes de dichos elementos en la dieta diaria (Falcó *et al.* 2006). Los depredadores tope tanto como tiburones, sardinas o marlines como ya se ha mencionado, tienden a presentar altas concentraciones de contaminantes biodisponibles en la red trófica (Marísco *et al.* 2007; Mull *et al.* 2012). Otros animales que tienden a presentar valores elevados de metales pesados, especialmente de plomo, son los mejillones y sardinas (Falcó *et al.* 2006). Por lo que en los últimos años se ha tenido una tendencia mundial por buscar información sobre el riesgo en la salud al consumir dichos productos del mar (Mull *et al.* 2012; Winiarska-Mieczan *et al.* 2017). A pesar de ello hay información muy restringida sobre la presencia de contaminantes en músculo, especialmente de elasmobranquios (Mull *et al.* 2012).

En lo que respecta a la concentración de plomo en animales marinos, esta depende del hábitat de los mismos, los tiempos de exposición al contaminante y los hábitos alimenticios. Esta tiende a incrementar según la edad de los individuos, siendo los riñones, el hígado y las branquias los primeros órganos en presentar indicios de toxicidad. Los

depredadores tope tienden a acumular mayor cantidad de metales pesados en sus tejidos ya que como fue mencionado con anterioridad, los metales pesados poseen la capacidad de acumularse en los organismos y ser transmitidos a lo largo de las redes alimenticias (Winiarska-Mieczan *et al.* 2017).

Estudios han demostrado que tanto tiburones, rayas y manta rayas son capaces de acumular plomo (Pb) y mercurio (Hg) en sus tejidos, siendo esto un peligro para quienes consumen dichos organismos (Ooi *et al.* 2015). También se han realizado estudios en animales pelágicos, los cuales no son depredadores tope, tales como la sardina, dorado, tilapia y atún, de manera de conocer las concentraciones de dichos metales presentes en sus tejidos (Shiber 2011; Senior *et al.* 2016).

A pesar de ser el plomo un contaminante altamente tóxico y presentar efectos adversos a la salud, es uno de los metales pesados menos estudiados. A nivel internacional no se ha delimitado un límite máximo permisible para el consumo en pescado, por lo que generalmente se utilizan valores permisibles por agencias internacionales para su monitoreo, siendo 0.3 µg/L el límite máximo que se permite en peso húmedo y 0.3 mg por kg tanto en músculo de carne o pescado (Food Safety 2009; Lopez *et al.* 2013). Según la European Food Safety Authority (EFSA) se permite una exposición semanal al plomo alrededor de 4.4 µg por kg de peso corporal (Winiarska-Mieczan *et al.* 2017). En el cuadro 1 se presentan los límites máximos permisibles según agencias u organizaciones de salud internacionales.

**CUADRO 1.** Límites máximos permisibles ppm Pb (mg/Kg) en peso húmedo de carne de pescado según organizaciones de salud

Organizaciones de salud	Límite máximo permisible	Reporte / Norma / Estudio
Commission of the European Communities	0.30	CEC (2000)
Food Standards Australia and New Zealand	0.50	FSANZ (2013)
CODEX Alimentario por Food and Agriculture Organization/ World Health Organization	0.30	FAO y WHO (2007)
Normas oficiales mexicanas	0.5-1	NOM 242-SSA1 y NOM-027-SSA1 (2009)
Gobierno de Corea	0.2-2	Kim <i>et al.</i> (2019)

## 5. Estudios de bioacumulación de plomo (Pb) en elasmobranquios

Los elasmobranquios al tener largos período de vida, una posición tope en la cadena alimenticia y poseer grandes cantidades de lípidos en todo su cuerpo, los convierte en organismos susceptibles a la acumulación de contaminantes. No tiene mucha información sobre el efecto de dichos contaminantes en la biología de dichos organismos; únicamente se conoce que en vertebrados tiene efectos adversos en la reproducción y se presentan casos de inmunosupresión (Mull *et al.* 2012).

Reátegui-Quispe y Pariona-Velarde (2019) sugieren que las concentraciones de Pb, Cd y Hg no presentan diferencias en sus concentraciones según el largo total (LT) y el género del tiburón azul, *Prionace glauca*, pero se sugiere una correlación positiva en el largo del animal y la concentración de plomo. Además, sugieren que las bajas concentraciones de metales en juveniles pueden deberse a las rápidas tasas de crecimiento en *P. glauca* respecto a dicha madurez sexual. La poca correlación entre las variables morfométricas, anteriormente mencionadas pueden deberse a la dieta de los tiburones azul, ya que estos se alimenta de individuos pequeños, principalmente peces óseos o bien cefalópodos (Reátegui-Quispe y Pariona-Velarde 2019). A pesar de ello en el 2013, López *et al.* demostraron que tanto *P. glauca* como *Isurus oxyrinchus* en las costas pacíficas de Chile, presentaban una correlación entre la concentración de plomo (Pb) y el tamaño de los individuos, pero no se presentó diferencia por en sexos de la misma especie.

Un estudio realizado en las costas de Veracruz, México, demostró que los hígados provenientes de tiburones puntas negras, *Carcharhinus limbatus*, excedían los límites permisibles tanto para las leyes mexicanas como estadounidenses, excediendo los de 1.0 mg/kg para el mercurio y 0.3 mg/kg para el plomo (Mendoza-Díaz *et al.* 2013). Espinoza (2016), a partir de un estudio sobre la comparación metales pesados en músculo e hígado de *Mustelus henlei*, demostró que la acumulación de Pb se encuentra en una mayor cantidad en músculo que en el hígado. La investigación anterior no presentó diferencia en la concentración de plomo según el sexo de los individuos.

Se sabe que los tiburones juveniles se ven afectados de una manera más directa a contaminantes (Mull *et al.* 2012). El motivo de lo anteriormente mencionado se debe a que estos se encuentran en zonas de crianza tales como costas o estuarios, con ello una

exposición a contaminantes de origen antropogénico ya que las mismas se encuentran mayormente cerca a zonas urbanas (Mull *et al.* 2012).

Se posee evidencia que algunos de los factores que pueden influir la concentración de metales pesados además de la madurez, es la dieta de los mismos (Reátegui-Quispe y Pariona-Velarde 2019; Storelli *et al.* 2003). Se ha registrado que los tiburones martillo pueden presentar concentraciones de metales pesados mayores a los límites internacionales permisibles. Storelli *et al.* (2003) reportan concentraciones entre as 0.02 a .004 ppm Pb en músculo, y 0.14-0.19 en hígado.

En 1991 en Florida, Estados Unidos, el Departamento de Salud y de Servicios de rehabilitación recomendaron el consumo limitado de tiburón, ya que estos presentaron altos niveles de mercurio alrededor de los 3.9 mg/kg (Mg). También se realizó el aviso que mujeres en gestación, o bien lactantes y niños no deberían de consumir tiburón y de hacerlo, la carne debía de provenir de animales con tallas menores a los 109 cm de longitud; además un consumo limitado de un tiempo de comida al mes (Mohammed y Mohammed 2017).

En 2017, Mohammed y Mohammed (2017) reportaron para las poblaciones de *Sphyrna lewini* de Trinidad y Tobago niveles de plomo entre los 0.30 y 459.94 mg/kg de Pb, lo cual resultan ser niveles muy elevados. Por lo que a el consumo de dichos productos puede resultar en efectos significativos a la salud del consumidor, tales como riesgo a cáncer, efectos tóxicos en los riñones, huesos y el sistema nervioso. Los mayores niveles de los contaminantes fueron encontrados en los músculos y las vértebras de dicha especie. También se observó que los niveles de Cadmio y Plomo en tiburones provenientes de las costas de Trinidad y Tobago eran altos para la ingesta humana. El 83% de los individuos de *S. lewini* y el 100% de los individuos de *Caraharinus porosus*, presentaron niveles superiores a lo permitido en la ingesta diaria por la EFSA (European Food Safety Authority), demostrando que la ingesta de dichas especies puede ser de alto riesgo para los consumidores. Por lo que a partir de dicha información se recomendó que se tuviera un consumo limitado de la carne de dichas especies, restringiéndola a una vez a la semana y en porciones reducidas menores a 272 g (Mohammed y Mohammed 2017).

Se posee un único estudio acerca de la contaminación de metales pesados en productos marinos provenientes de las costas guatemaltecas (Chacón *et al.* 2016). El mismo consistió en la cuantificación de mercurio (Mg) en dos de las especies de tiburones más

comercializadas en el país, *Sphyrna lewini* (n=22) y *Carcharhinus falciformis* (n=44), siendo la muestra colectada en centros de acopio de Puerto de San José, y Puerto Iztapa, Escuintla, Guatemala. El estudio demostró que únicamente el 9% de las muestras analizadas de *C. falciformis* (n= 44) presentaban valores por encima del límite internación permisible según la normativa europea, siendo de 1 mg/kg Mg para ese entonces, mientras que el 73% de las muestras analizadas para *S. lewini* analizados presentaron concentración de mercurio por encima de 1 mg/kg.

La falta de estudios de metales pesados en el país, anudado al alto consumo que existe de los productos de la pesquería de elasmobranquios en Guatemala (Chacón *et al.* 2016), evidencian la necesidad de generar mayor información relacionada con contaminantes en los productos marinos provenientes de la Costa Pacífica del país. Ello debido a que es un tema de suma importancia tanto en el campo de la salud humana, como a nivel biológico de la especie y ecosistémico para los recursos marinos del Pacífico guatemalteco.



### **III. Justificación**

Los estudios de elasmobranquios han incrementado en los últimos años (Baum *et al.* 2003; Dulvy *et al.* 2008; Ferretti *et al.* 2008). Los estudios más recientes demuestran disminuciones en las poblaciones de dichos animales, generando un gran interés internacional por la generación de información sobre la biología y las implicaciones económicas y ecosistémicas que esto conlleva (Estupiñán-Montaña *et al.* 2009; UICN 2019).

En Guatemala hay pocos estudios relacionados con dichos organismos, tanto en el Caribe (Hacohen-Domené *et al.* 2016, 2017 a, b, 2019, 2020; Polanco-Vazquez *et al.* 2017), como en el Pacífico (Chacón *et al.* 2016). Se desconocen muchos aspectos sobre la biología, comercialización y proceso toxicológicos en los mismos. Por lo que generar una investigación de esta naturaleza se contribuye llenando grandes vacíos de información acerca de dichos animales.

En lo que respecta al tema de contaminación de metales pesados en carne, específicamente, en productos pesqueros, es un tema de interés internacional (Mull *et al.* 2012; Winiarska-Mieczan *et al.* 2017), el cual se caracteriza por tener grandes vacíos de información. Es de suma importancia conocer la concentración de contaminantes en productos de ingesta humana ya que estos tienden a biomagnificarse y producir efectos al consumidor (Tchounwou *et al.* 2012). El conocimiento de la presencia de metales pesados en carne de tiburón y rayas es un tema de importancia para las poblaciones humanas vulnerables conformadas por mujeres embarazadas, lactantes y niños, ya que son ellos quienes sufren con mayor intensidad los efectos de la contaminación

En Guatemala, los elasmobranquios son fuentes de proteína importantes para la población (Elías *et al.* 2016; Ixquiac 2009). En el país únicamente se ha generado una investigación relacionada con la contaminación de Mercurio en dos especies de tiburones de importancia comercial (Chacón *et al.* 2016). La presente investigación es el primer

estudio en el país sobre la toxicología con plomo (Pb) en tiburones y rayas, generando información sobre la toxicología de los productos comercializados en tres de las zonas con mayor comercio y distribución de productos pesqueros en el país. Además, al trabajar con dos especies de elasmobranquios de hábitos, patrones de movimiento y alimenticios distintos, se permite tener una idea más amplia de los procesos ecotoxicológicos en las aguas del Océano Pacífico guatemalteco.

Internacionalmente, se han generado investigaciones relacionadas con la contaminación en productos pesqueros a manera de llevar controles y asegurar que el consumidor no se vea afectado por su ingesta; además de generar normativas y regulaciones para el consumo de dichos productos. En Guatemala son casi inexistentes los estudios acerca del tema, por lo que al realizar esta investigación se estarán abordando temas de actualidad y se estarán llenando vacíos de información sobre el Pacífico guatemalteco; además de generar información que pueda estar accesible para ayudar a prevenir los efectos de la intoxicación por la ingesta de productos marinos con metales pesados, por medio de las recomendaciones generadas al finalizar la misma.



## IV. Objetivos

### A. General

- Evaluar la biomagnificación de plomo (Pb), en músculo de tiburón martillo, *Sphyrna lewini*, y raya látigo, *Hypanus* spp., capturados y comercializados en el Océano Pacífico de Guatemala.

### B. Específicos

- Comparar la concentración de plomo (Pb) presente en músculo de *Hypanus* spp. y *Sphyrna lewini*.
- Comparar la concentración de plomo (Pb) presente en músculo de *Hypanus* spp. y *Sphyrna lewini*, según clases de edad, sexo y sitio de captura/compra.
- Determinar si las concentraciones de plomo (Pb) presentes en músculo de *Hypanus* spp. y *Sphyrna lewini* exceden los límites internacionales permisibles en carne.



## V. Hipótesis

- Las concentraciones de plomo (Pb) determinadas en músculo de tiburón martillo, *Sphyrna lewini*, y raya látigo, *Hypanus* spp., capturados y comercializados en el Océano Pacífico de Guatemala, evidencian la bioacumulación de dicho metal en ambas especies.



## **VI. Metodología**

### **A. Área de estudio**

El estudio se realizó en tres localidades, en comunidades ubicadas en las costas del Océano Pacífico de Guatemala, dedicadas a la pesquería como actividad de subsistencia (FAO 2005). Los sitios son: el Desembarcadero Municipal de Sipacate, Escuintla (latitud 13.925810°, longitud -91.146756°), Desembarcadero Municipal de Buena Vista, Escuintla (latitud 13.917769°, longitud -90.807853°) y Las Lisas, Santa Rosa (latitud 13.803521°, longitud -90.263515°).

### **B. Sujetos de estudio**

Los sujetos de estudio fueron elasmobranchios capturados y comercializados en el área de estudio anteriormente mencionada. Se trabajó con una especie de tiburón y una especie de raya, los cuales fueron tiburón martillo, *Sphyrna lewini*, y raya látigo, *Hypanus* spp. Los individuos fueron seleccionados por conveniencia ya que se dependía directamente de las desembarcaciones diarias y lo que las mismas pescaban. Además, se dependía de las actividades pesqueras y el tiempo, ya que malas condiciones ambientales, tales como vientos muy fuertes o tormentas interrumpían las actividades del área e influenciaban con el tipo de pesca que los pescadores desembarcaban. En ocasiones las embarcaciones no llevaban pesca debido al mal tiempo.

No se excluyó ningún individuo basado en sexo o clase de edad. No se obtuvo muestra de hembras preñadas y sus neonatos.

## **C. Permisos de investigación y colecta**

### **1. Permiso de investigación y colecta por parte del Consejo Nacional de Áreas Protegidas, CONAP, Guatemala**

Se solicitó la licencia de investigación y de Colecta al Consejo Nacional de Áreas Protegidas, CONAP. El Departamento de Biología de la Universidad del Valle de Guatemala y Colecciones Biológicas de la Universidad del Valle emitieron cartas de aval de depósito del material biológico utilizado en la investigación. El número de registro de la investigación es el I-DRSO-001-2019 (Anexo 1).

### **2. Permiso por comité de bioética de la Universidad del Valle de Guatemala**

Se tramitó la aprobación del protocolo de investigación al comité de bioética, CEUCA, “Comité de ética, uso y cuidado animal”, de la Universidad del Valle de Guatemala, UVG.

Esta investigación queda exenta de la aprobación por parte del CEUCA, UVG (Anexo 2), debido a que la muestra de músculo de elasmobranquios proviene de animales muertos, no presentando manejo de animales vivos. Por lo que se cumple con los lineamientos requeridos de bioética y bienestar animal en el país y las normativas institucionales.

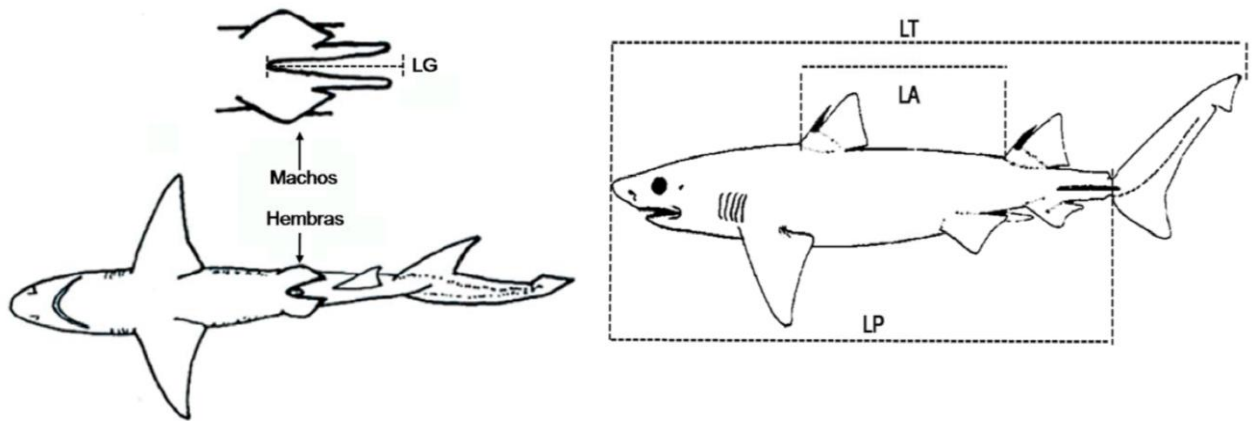
## **D. Trabajo de campo**

### **1. Recolección de muestra de músculo**

Se realizaron visitas a las tres localidades previamente mencionadas, Sipacate, Buena Vista y Las Lisas, durante agosto y septiembre del 2019. En el caso de las Lisas la muestra se obtuvo directamente de uno de los pescadores, el cual nos indicó el momento del desembarque de las lanchas. En el caso de Sipacate se obtenían muestras de las lanchas pesqueras al sitio. En Buena Vista se llegaba a las 4:30 am, hora en la que las lanchas desembarcaban todo el producto y se realizaba la compra directa con los lancheros y comprando el animal completo.

Previo a la toma de muestra de músculo, cada individuo fue identificado según las guías de identificación de tiburones realizadas por la FAO y Fischer *et al*, Cantú y Méndez, y Ramírez y Castillo (FAO 2016; Fischer *et al*. 1995; Cantú y Méndez 20216; Ramírez y

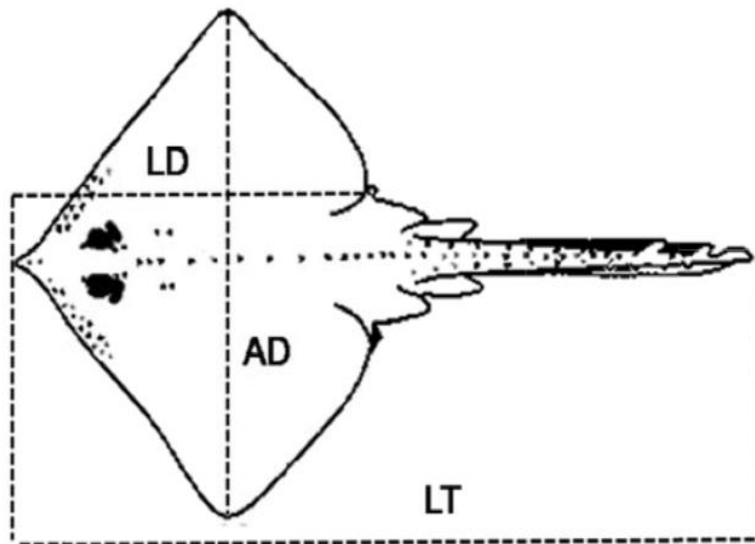
Castillo 2013). Además, se tomaron medidas morfométricas de cada elasmobranquio al que se le tomó tejido muscular. Las medidas morfométricas registradas para *S. lewini* fueron longitud total (LT), longitud precaudal (LP), longitud alternativa (LA) (Figura 3), y se determinó el sexo por presencia/ausencia del clasper (organo reproductor masculino) y en el caso de machos la longitud del gonopterigio (LG). En el caso de las muestras obtenidas de tronchos, únicamente se registró la longitud alternativa (LA).



**FIGURA 3.** Medidas morfométricas registradas para *Sphyrna lewini*

(Ramírez-Amaro 2011)

Las medidas morfométricas registradas para *Hypanus* spp. (Figura 4) fueron la longitud del disco (LD), el ancho del disco (AD), el peso y para el caso de los machos la longitud del gonopterigio (LG). En el caso de no poder ser tomadas las medidas morfométricas en el área, tal fue en el caso de Buena Vista, obtenían los animales completos, para tomar las medidas y muestras musculares posteriormente.



**FIGURA 4.** Medidas morfométricas registradas para *Hypanus* spp.

(Ramírez-Amaro 2011)

Luego de registrar todas las medidas morfométricas, se tomó una muestra de músculo de cada individuo (aproximadamente 1 libra). La muestra fue extraída de la región dorsal, anterior a la aleta dorsal, y el trozo fue cortado con un cuchillo metálico. Una vez cortado el tejido muscular, este fue colocado en una bolsa previamente etiquetada. El código utilizado dependía de la localidad y el número de muestra tomada. Para el caso de Las Lisas, se utilizaba el código “Lis No. #”, para Sipacate se utilizaba el código “Sipa No. #”, y para el caso de Buena Vista se utilizaba el código “BV No. #”. Cada una de las muestras fueron colocadas en una hielera para su transporte.

## **2. Criterios de inclusión y exclusión de toma de las muestras**

Para la toma de tejido muscular de elasmobranquios se utilizaron criterios de exclusión e inclusión evitando fuentes de error en el muestreo, ver Cuadro 2.

**CUADRO 2.** Criterios de inclusión y exclusión de las muestras musculares provenientes de elasmobranquios provenientes del Pacífico guatemalteco

Criterio de inclusión	Criterio de exclusión
Muestras provenientes de tejido muscular.	Duda en la identificación taxonómica de los organismos.
Individuos identificados como <i>Sphyrna lewini</i> e <i>Hypanus</i> spp.	<i>Hypanus</i> spp. con datos deficientes sobre ancho y largo de disco.
El tejido provenía de los desembarques establecidos como sitios de muestreo.	Trozos de carne de procedencia desconocida.
Toda clase de edad y ambos sexos de las especies establecidas.	
Tronchos y animales completos de <i>Sphyrna lewini</i> .	

### 3. Almacenamiento de las muestras

En el caso de los organismos completos, estos se colocaron de igual manera en el interior de las hieleras y posteriormente se tomaron las medidas morfométricas.

Los tejidos musculares de los elasmobranquios muestreados fueron llevados a las instalaciones de Colecciones Biológicas de La Universidad del Valle de Guatemala, en donde cada muestra fue almacenada en una congeladora a  $-17^{\circ}\text{C}$ . Las muestras se mantuvieron congeladas hasta el día en el que se realizó el tratamiento de laboratorio de cada una de las mismas.

## E. Trabajo de laboratorio

### 1. Preparación de equipo de laboratorio

Toda la cristalería utilizada fue lavada con jabón Dextrán® y rociada con solución de HCl al 10% entre cada una de las muestras y los procedimientos en los que se cambiaba de muestra muscular o bien había necesidad de lavar la cristalería (Murillo-Cisneros *et al.* 2018). Para obtener la solución del HCl a 10%, se realizaron diluciones a partir de HCl al 37%.

## **2. Preparación de equipo de tejido muscular**

Las muestras musculares se descongelaron individualmente. Cada una fue lavada 5 veces con agua destilada. Luego cortaron pequeños trozos se colocaron en cajas Petri de vidrio. Cada caja fue identificada con el código de la muestra en tres sitios distintos, para ello se utilizó tape y marcador indeleble.

Cada una de las muestras musculares fueron deshidratadas en un horno, marca VWR, a 65°C a una temperatura constante, durante 48 horas (Adel *et al.* 2016). Las muestras al presentar una consistencia firme fueron maceradas utilizando mortero y pistilo (Gibert *et al.* 2015). El polvo resultante fue guardado en una bolsa de papel de cera la cual fue depositada dentro de otra bolsa de plástico, ambas bolsas debidamente identificadas.

## **3. Digestión química de la muestra**

La digestión química fue realizada a partir del método estándar por la FAO (Kareem *et al.* 2016) con algunas especificaciones obtenidas del documento realizado por Jorhem y Engman (2000).

Se pesó 0.5g de muestras previamente deshidratada y se agregó en un volumen del Erlenmeyer, se agregó 5mL de una mezcla de digestión conformada por Ácido Nítrico (HNO<sub>3</sub>) y Peróxido de Hidrógeno (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>), a una razón 2:1. Se digirieron las muestras en un baño de arena a 80°C, supervisando la temperatura constantemente por medio de un termómetro colocado en la arena. Se dejó las muestras en constante calefacción y agitación leve, utilizando un agitador magnético, durante dos horas. Transcurridas las dos horas se agregó 1 mL adicional de la mezcla de digestión y se dejó en digestión durante una hora más.

Posterior a la digestión, cada una de las muestras fue filtrada hacia un balón aforado de 25 mL. Para ello se utilizó un filtro de nitrocelulosa Watman ® No. 1. Luego se aforó a 25mL utilizando agua ultra pura y se realizó un segundo filtrado, trasladando la solución final a tubos con rosca, marca Payrex®.

## **4. Almacenamiento de muestras digeridas**

Los tubos con la solución final de la digestión fueron guardados en un lugar seco y sin incidencia de luz solar, previo a la lectura de cada una de las muestras.

## **5. Análisis de laboratorio**

La concentración de plomo (Pb) presente en cada muestra se obtuvo mediante Espectrofotometría de Absorción Atómica (AA). El equipo de AA utilizado era con flama de acetileno, del modelo PinAAcle 900F y de la marca PerkinElmer. El analito utilizado para la curva de calibración fue Nitrato de Plomo II,  $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$  y el diluyente Ácido Nítrico,  $\text{HNO}_3$ . Las concentraciones utilizadas fueron 0.0, 0.3, 0.5, 1.0, 3.0 y 5.0 ppm Pb.

El equipo fue configurado de manera que se tomaran seis mediciones de cada una de las muestras en cada una de las lecturas. Obteniendo al final de las lecturas un documento con los datos de todas las muestras analizadas.

A las muestras con concentración menor al límite de detección del equipo, se les agregó 1ppm de Pb (equivalente a 8.333 mL de una solución 3.0 ppm Pb), posterior a la digestión. No hubo más modificaciones en el método en las muestras. Posterior a dichos cambios se realizó la lectura en AA.

Todas las muestras con una desviación estándar relativa (RSD) mayor al 30% se analizaron nuevamente, de manera obtener una precisión elevada en la lectura de los datos. Dicho criterio se basa a partir de la campana de Horwitz la cual demuestra que se posee una relación inversa entre la concentración del analito y el RDS, y establece que para el caso de mediciones en ppm la desviación de los datos permisible debe ser menor al 30% (Raynie 2016).

## **F. Análisis de resultados**

### **1. Cálculo del peso húmedo de cada muestra analizada**

**ECUACIÓN 1.** Porcentaje de agua en músculo a partir de peso húmedo y peso deshidratado

$$H_2O = \frac{W_f - W_d}{W_f} * 100$$

**ECUACIÓN 2.** Peso húmedo en músculo a partir de peso deshidratado y porcentaje de agua

$$W_f = \frac{W_d}{1 - \frac{H_2O}{100}}$$

En la ecuación 1 y ecuación 2 el porcentaje de agua en el músculo se representa como H<sub>2</sub>O; el peso húmedo (g) como W<sub>f</sub> y el peso muscular deshidratado (g) como W<sub>d</sub> (Jorem y Engman 2000). Los porcentajes de agua presentes en músculos se obtuvieron de valores teóricas de otras investigaciones. Para *Hypanus* spp. se utilizó el porcentaje total de agua presente un músculo de 70% (Ooi *et al.* 2015) y para *S. lewini* se utilizó un porcentaje de 76% (Adel *et al* 2016).

## 2. Concentración neta del analito

La concentración neta de plomo en las muestras se obtuvo por medio de la realización de la estequiometría de cada uno de los resultados obtenido de AA y el volumen de solución y peso de muestra digerida, ver Anexo 3.

## 3. Cálculo LT a partir de LA de *S. lewini*

Para los tronchos de *S. lewini*, se calculó la longitud de total (LT) a partir de la longitud alternativa (LA), siendo en su mayoría tronchos. Para ello se utilizó la ecuación propuesta por Polo-Silva *et al.* (2017), ver Ecuación 3, 4 y 5.

**ECUACIÓN 3.** Cálculo de la longitud total de *S. lewini* a partir de la longitud alternativa, para ambos sexos

$$TL = 8.2 + (3.72 * IL)$$

**ECUACIÓN 4.** Cálculo de la longitud total de *S. lewini* a partir de la longitud alternativa, para machos

$$TL = 11.2 + (3.45 * IL)$$

**ECUACIÓN 5.** Cálculo de la longitud total de *S. lewini* a partir de la longitud alternativa, para hembras

$$TL = 11.1 + (3.47 * IL)$$

Las ecuaciones 3, 4 y 5 son específicas para el cálculo de la longitud total de individuos de *Sphyrna lewini*, siendo IL la longitud alternativa y TL la longitud total (Polo-Silva *et al.* 2017)

#### 4. Cálculo de clases de edad

La clase de edad fueron determinadas partir de las medidas morfométricas y los valores establecidos para *Sphyrna lewini* (Cuadro 3) y para *Hypanus* spp. (Cuadro 4).

**CUADRO 3.** Clasificación de clases de edad de *Sphyrna lewini* según la longitud total (LT)

Especie	Sexo	Longitudes totales LT (cm) según clase de edad		
		Neonatos	Juveniles	Adultos
<i>Sphyrna lewini</i>	Hembras	41-51	52-219	220-288
	Machos	41-51	51-51	>178

Según Bejarano-Álvarez *et al.* (2010) y Carrera (2011)

**CUADRO 4.** Clasificación de clases de edad de *Hypanus* spp. según el ancho de disco (AD)

Especie	Sexo	Longitudes de ancho de disco AD (cm) según clase de edad	
		Juveniles	Adultos
<i>Hypanus</i> spp.	Hembras	<110 cm	>110 cm
	Machos	<82 cm	≥ 82 cm

Según Jiménez 2017

#### 5. Análisis estadístico

Por medio de la utilización de RStudio se realizaron diagramas de caja y bigotes o boxplot, según mg/kg Pb por especie, lugar, case de edad y sexo. Por medio de la utilización de Microsoft Excel se realizó histogramas según los mg/kg Pb respecto a las variables anteriormente mencionadas.

Se realizó análisis de normalidad por medio de la prueba Shapiro Wilk mediante el programa RStudio. Para el análisis de comparación de la concentración del analito según las variables analizadas se realizó la prueba de Kruskal Wallis con un  $\alpha= 0.95$ , rechazando hipótesis nula al poseer un  $p \leq 0.5$  y no rechazando al poseen un  $p > 0.5$ .

Se realizó una prueba post-hoc de la prueba de Kruskal Wallis para la comparación entre sitios de captura/compra de los individuos, e manera se saber cuál de todas las medias era estadísticamente distinta respecto a las demás. Por lo que se utilizó los mismos criterios para rechazar o aceptar la  $H_0$  que en la prueba de Kruskal Wallis.



## VII. Resultados

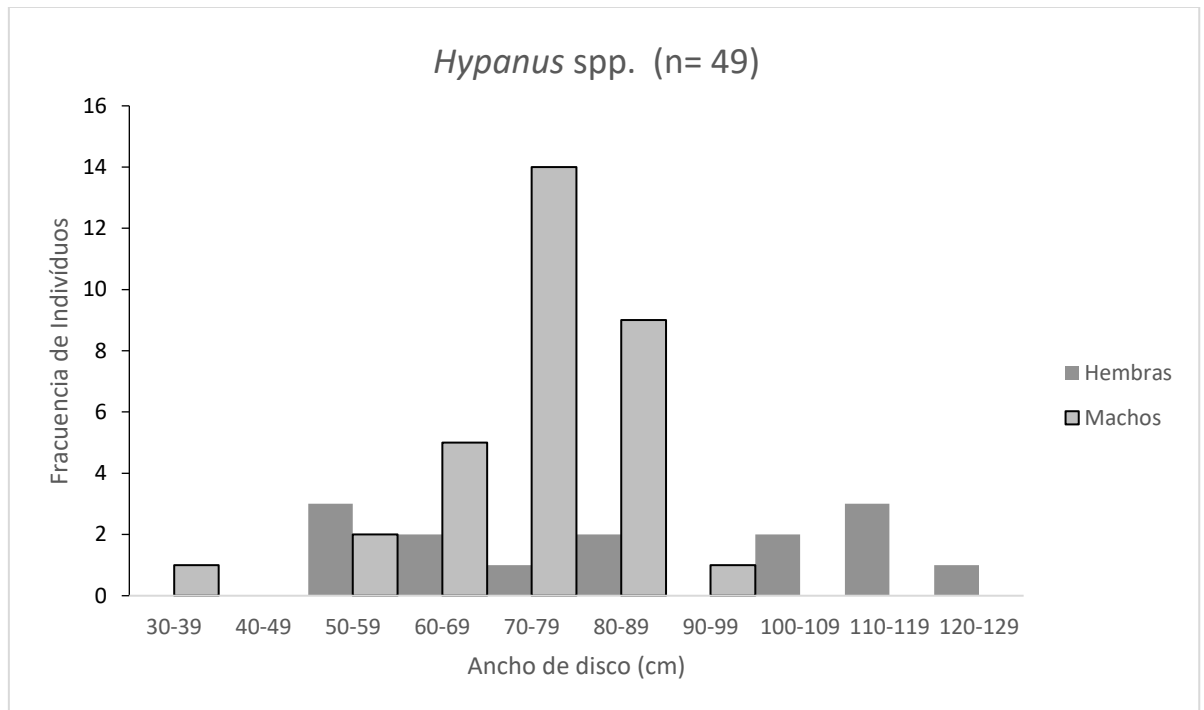
### A. Datos morfométricos de elasmobranquios

Se obtuvieron un total de ochenta y nueve (n=89) datos de elasmobranquios provenientes de las tres localidades muestreadas, de los cuales cuarenta y nueve eran *Hypanus* spp. (n= 49) y cuarenta de *Sphyrna lewini* (n= 40). De *Hypanus* spp. se muestrearon 14 hembras, 30 machos y 3 organismos que no se les determinó el sexo. En la Figura 5 se presenta un gráfico con los rangos de medida de ancho de disco AD (cm), respecto a la frecuencia de individuos que presentaron dichas medidas.

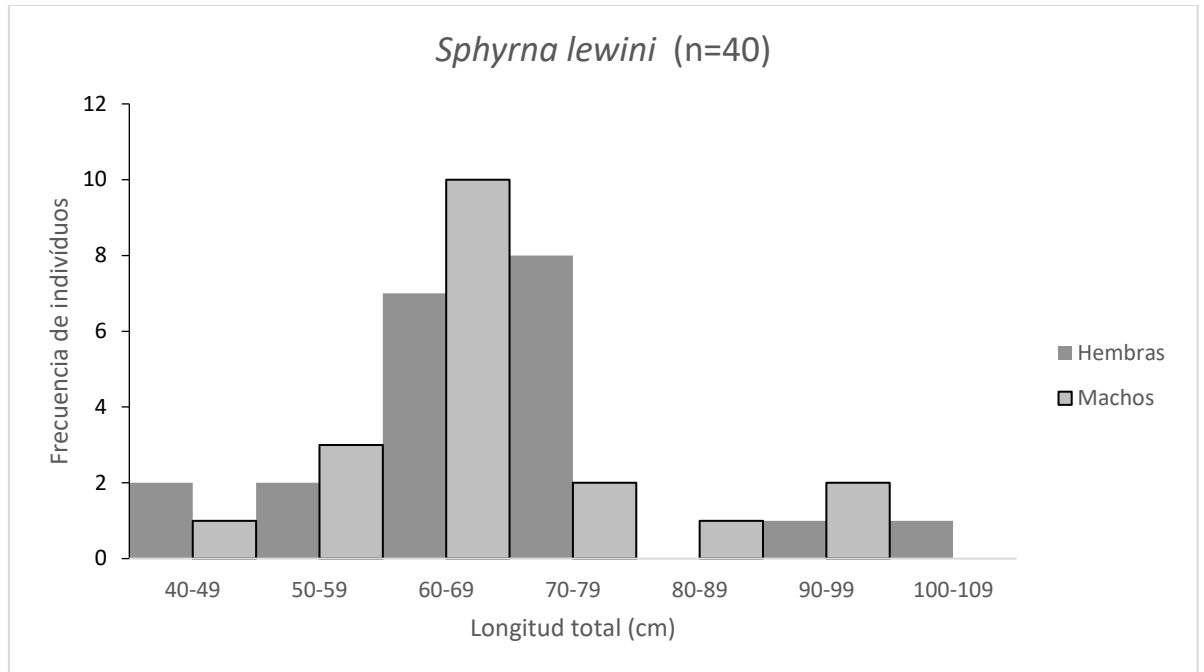
En el caso de *S. lewini*, se obtuvieron datos de 21 hembras y 19 machos. En el Cuadro 5 se observan las medias de tallas por especie, sexo y localidad de los organismos muestreados y en el Anexo 4 se encuentra el detalle de las medidas para cada uno de los organismos medidos. En la figura 6 se presenta un gráfico con los rangos de medida de longitud total LT (cm), respecto a la frecuencia de individuos que presentaron dichas medidas.

**CUADRO 5.** Media y desviación estándar de las medidas morfométrica de *Hypanus* spp. y *Sphyrna lewini* según localidad (LT: longitud total, LC: longitud caudal, LA: longitud alternativa, LD: longitud de disco, AD: ancho de disco y LG longitud de gonopterigio)

		Media y desviación estándar de los datos morfométricos en centímetros (cm)					
Localidad	Especie	LT	LC	LA	LD	AD	LG
Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.				69.8 ± 12	79.9 ± 16	11.1 ± 4
	<i>Sphyrna lewini</i>	58.9 ± 9	41.1 ± 6	18.8 ± 3			2.7 ± 0.2
Buena Vista	<i>Hypanus</i> spp.				50.2 ± 4	57.0 ± 2	5.5 ± 0
	<i>Sphyrna lewini</i>	75.4 ± 16	42.0 ± 5	21.5 ± 2			3.0 ± 0.4
Las Lisas	<i>Hypanus</i> spp.				36.5 ± 21	45.1 ± 12	2.9 ± 0
	<i>Sphyrna lewini</i>	66.2 ± 8	33.7 ± 0.2	16.7 ± 1			2.4 ± 0.4



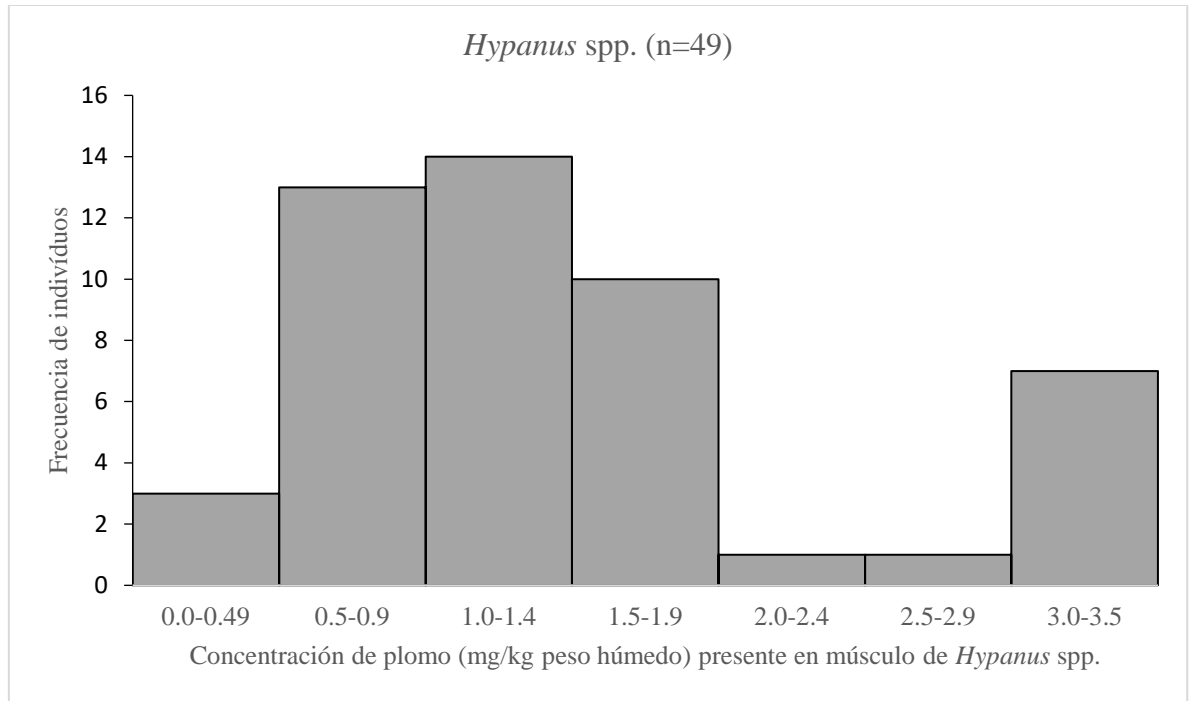
**FIGURA 5.** Histograma de frecuencias de tallas de *Hypanus* spp. respecto al ancho de disco (cm) de los individuos medidos



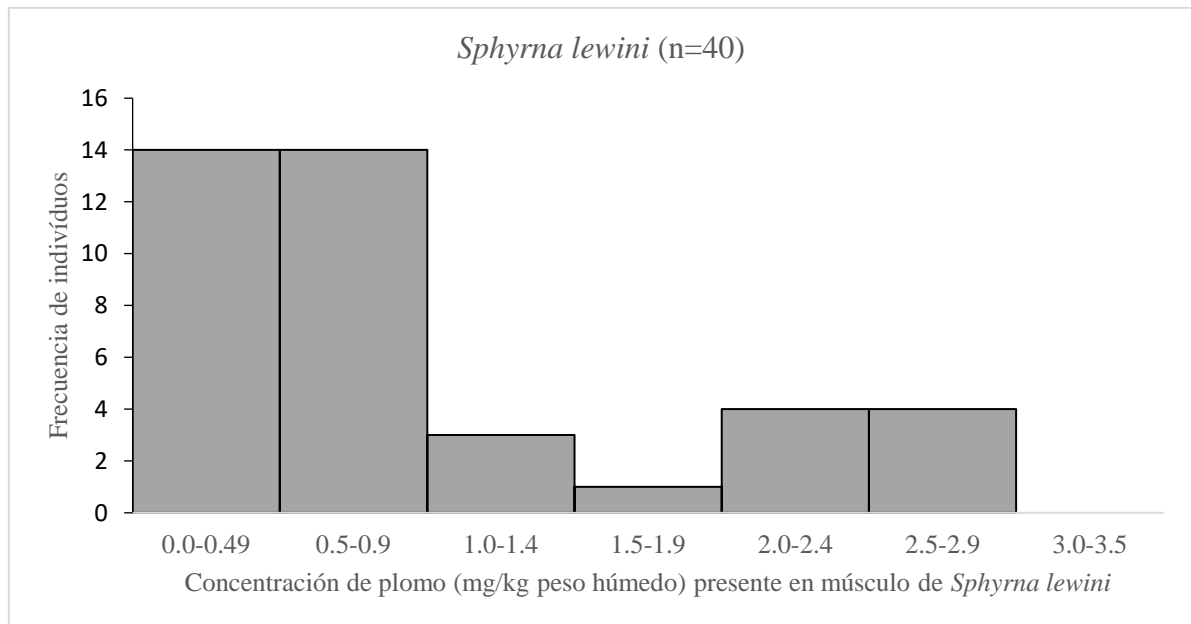
**FIGURA 6.** Histograma de frecuencias de tallas de *Sphyrna lewini* respecto a la longitud total (cm) de los individuos medidos

### **B. Concentración de plomo (Pb) presente en músculo de *Hypanus* spp. y *Sphyrna lewini***

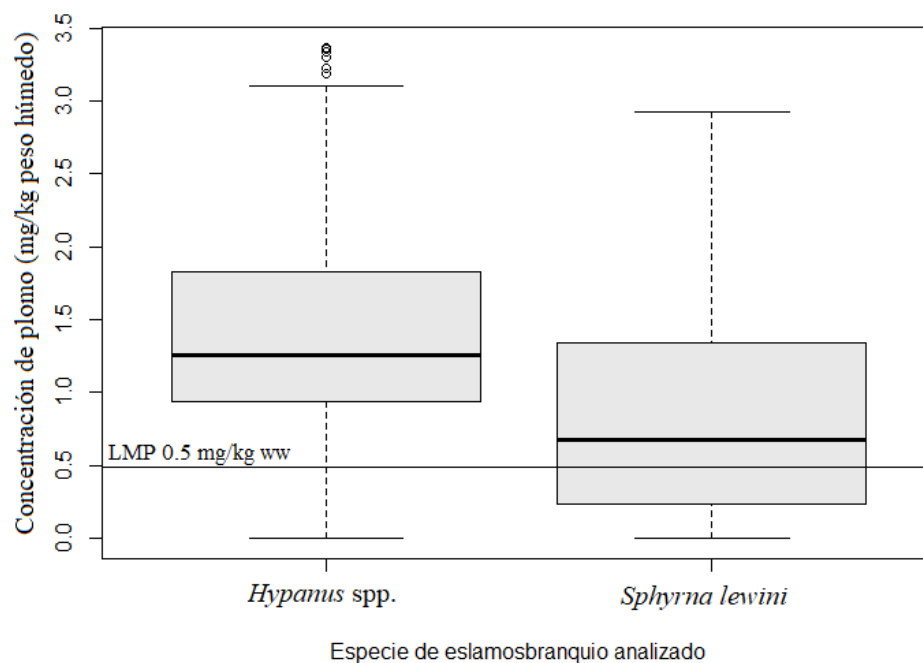
La concentración promedio de plomo en *Hypanus* spp. (n=49) fue de  $1.49 \pm 0.21$  mg/kg Pb y en *Sphyrna lewini* (n=40) de  $0.93 \pm 0.18$  mg/kg Pb. Para *Hypanus* spp. se obtuvo un rango de concentraciones entre los 0.0 mg/kg Pb y los 3.37 mg/kg Pb, (Figura 7); y para *Sphyrna lewini* se obtuvo un rango entre los 0.0 mg/kg Pb y los 2.93 mg/kg, (Figura 8). En cuanto a los valores de la concentración de Plomo, entre ambas especies, se puede observar que *Hypanus* spp. presenta valores más elevados, en comparación de *S. lewini* (Figura 9), una concentración de plomo diferente significativamente hablando ( $P=0.0005113$ ).



**FIGURA 7.** Histograma de frecuencias de individuos de *Hypanus* spp. respecto a la concentración de plomo (mg/kg) presente en músculo



**FIGURA 8.** Histograma de frecuencias de individuos de *Sphyrna lewini* respecto a la concentración de plomo (mg/kg) presente en músculo



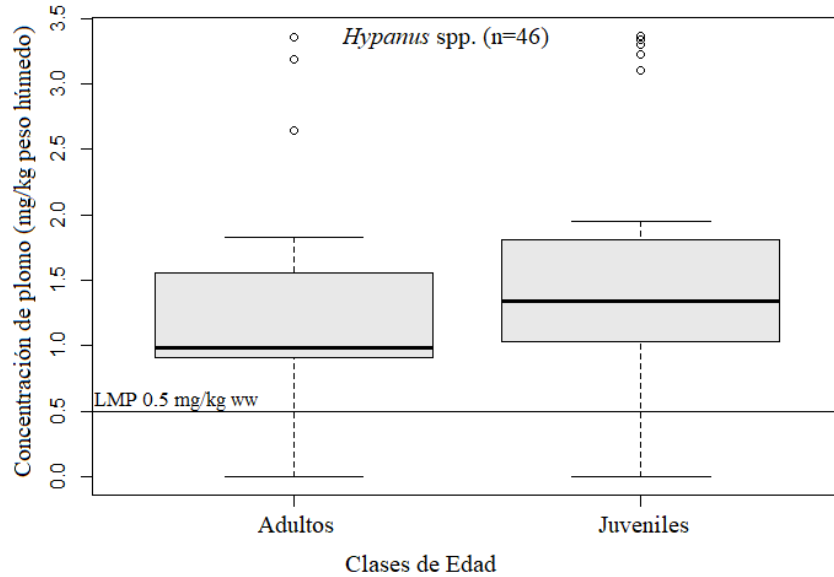
**FIGURA 9.** Concentración de plomo (mg/kg) determinada en músculo de *Hypanus spp.* y *Sphyrna lewini* y su relación con los límites máximos permisibles (LMP)

Los datos obtenidos previos al cálculo de la concentración neta de plomo en tejido muscular de ambos elasmobranquios, se encuentran en Anexos 5, 6, 7 y 8. El Anexo 5 posee los datos del peso húmedo inicial de cada muestra muscular (g) a partir del peso seco digerido en cada muestra. El Anexo 6 muestra las seis medidas de AA de cada muestra. El Anexo 7 muestra las medias, desviaciones estándar y desviaciones estándar relativas de la concentración netas de plomo (mg/kg ww de Pb) de cada una de las muestras de elasmobranquios analizadas. Los datos de los cálculos estequiométricos para la concentración neta de cada muestra se encuentran en el Anexo 8.

### **C. Concentración de plomo (Pb) presente en músculo de *Hypanus spp.* y *Sphyrna lewini* según clases de edad**

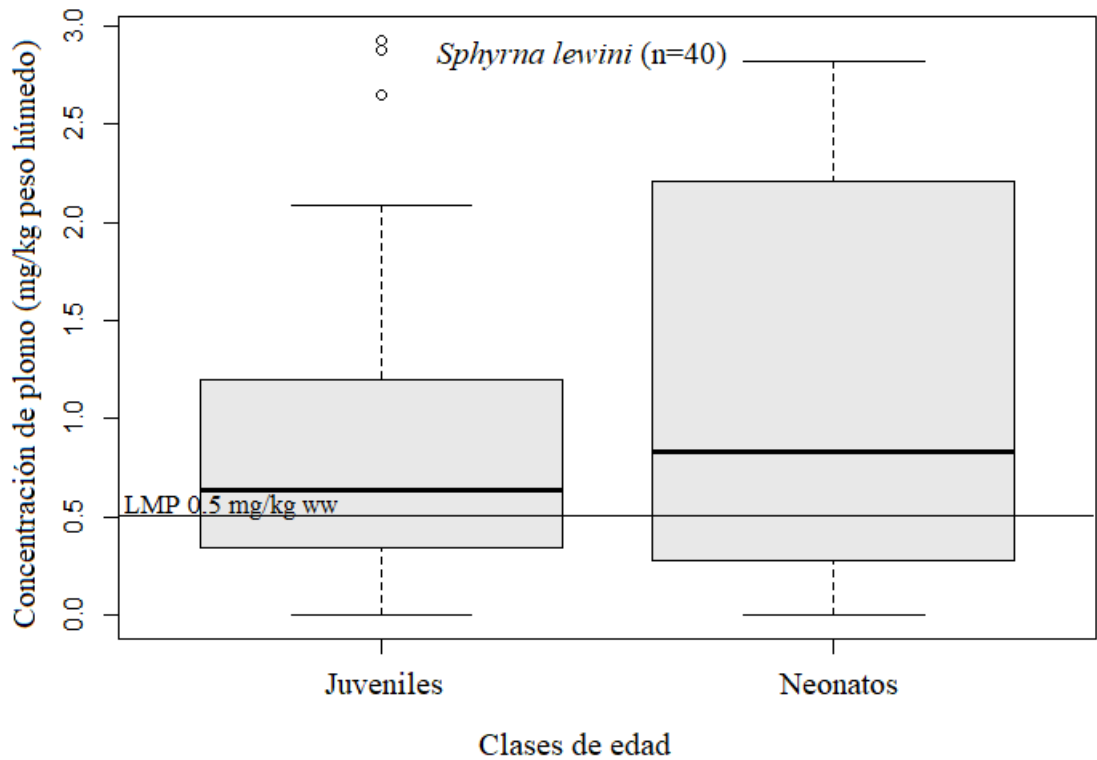
La concentración promedio de plomo en adultos de *Hypanus spp.* (n=15) fue de  $1.38 \pm 0.18$  mg/kg Pb y de  $1.52 \pm 0.23$  mg/kg Pb en juveniles (n=31). En adultos se presentaron concentraciones desde los 0.0 mg/kg Pb hasta los 3.36 mg/kg Pb. En el caso de juveniles

las concentraciones se encontraban desde los 0.0 mg/kg hasta los 3.37 mg/kg. Además, no se observó una diferencia significativa entre las concentraciones de plomo de adultos y juveniles de *Hypanus spp.* ( $P=0.246$ ); presentando en ambos casos las medias por encima del LMP (Figura 10).



**FIGURA 10.** Concentración de plomo (mg/kg) según las clases de edad de *Hypanus spp.* y su relación con los límites máximos permisibles (LMP)

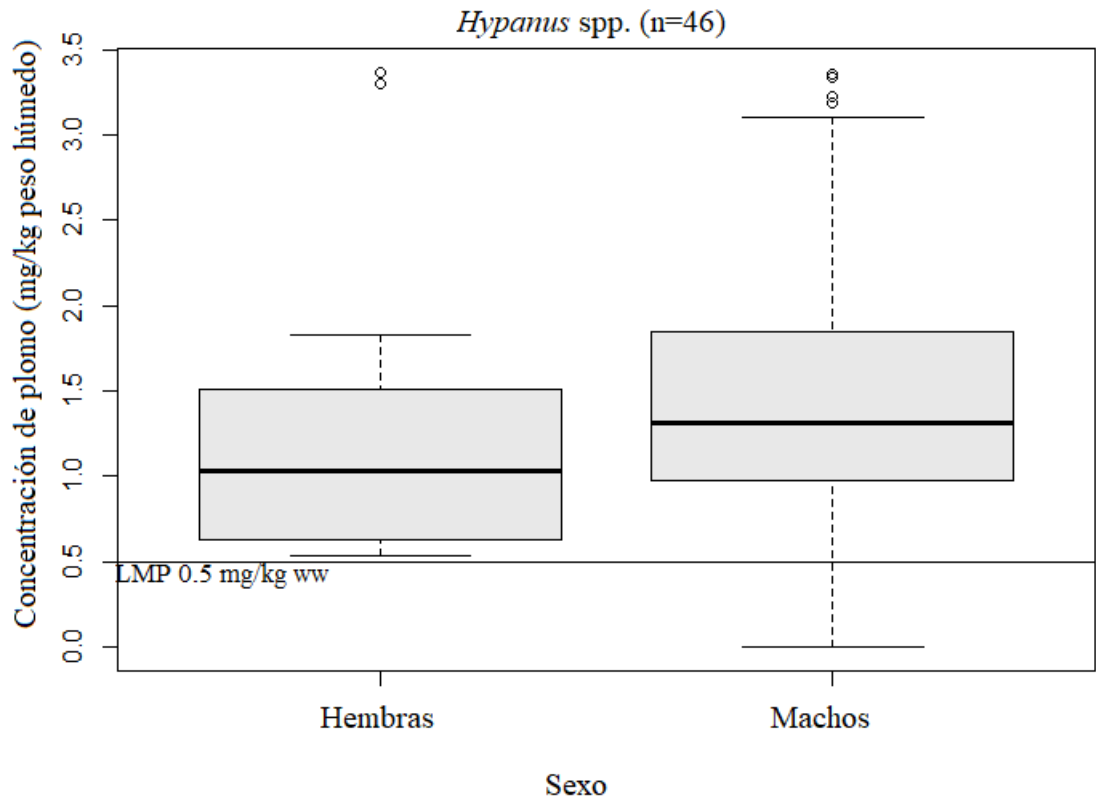
En el caso de *S. lewini*, la concentración promedio/media de plomo en neonatos ( $n=7$ ) fue de  $2.54 \pm 0.19$  mg/kg Pb, mientras que los juveniles ( $n=33$ ) presentaron valores de  $0.59 \pm 0.18$  mg/kg Pb. En neonatos se presentaron concentraciones desde los  $2.08$  mg/kg Pb hasta los  $2.93$  mg/kg Pb. mientras que, en el caso de juveniles, las concentraciones se encuentran desde los  $0.0$  mg/kg hasta los  $2.04$  mg/kg; no se encontraron diferencias significativas entre las concentraciones de plomo de neonatos y juveniles de *Sphyrna lewini* ( $P= 0.6043$ ) (Figura 11).



**FIGURA 11.** Concentración de plomo (mg/kg) según las clases de edad de *Sphyrna* spp. y su relación con los límites máximos permisibles (LMP)

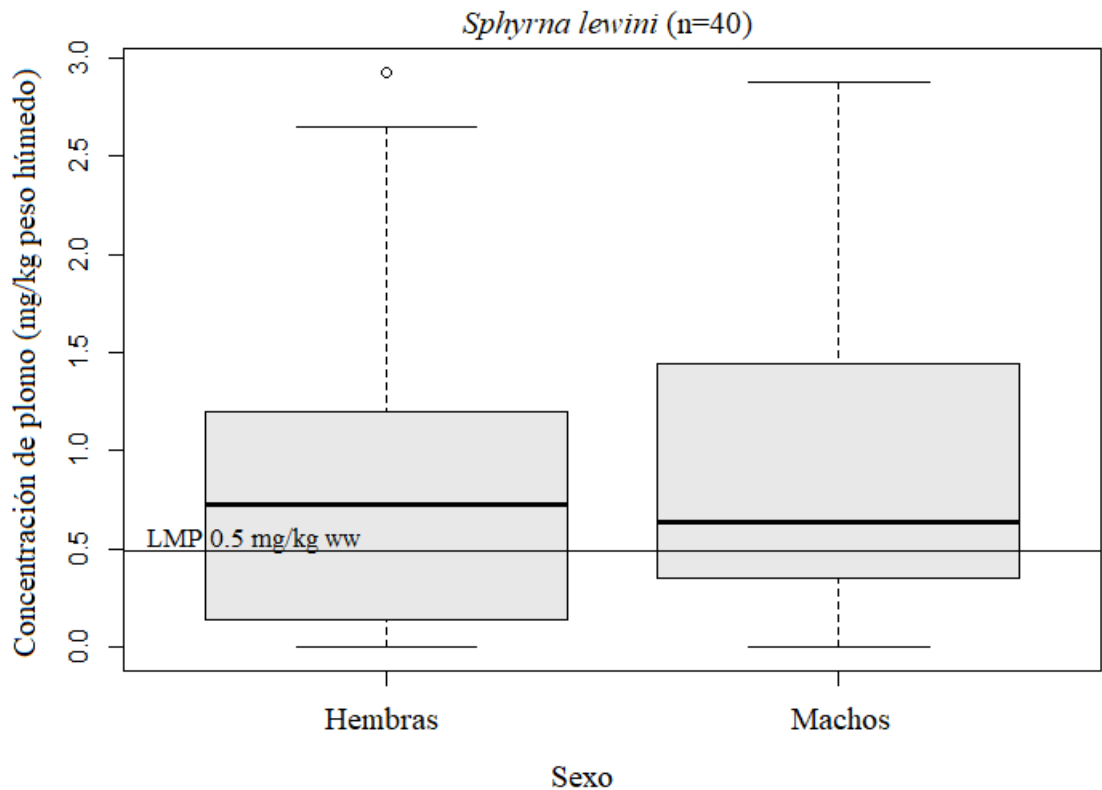
#### **D. Concentración de plomo (Pb) presente en músculo de *Hypanus* spp. y *Sphyrna lewini* según sexo**

La concentración promedio de plomo en hembras de *Hypanus* spp. (n=14) fue de  $1.29 \pm 0.17$  mg/kg; y en machos (n=32) de  $1.63 \pm 0.24$  mg/kg Pb. Las hembras presentaron un rango de concentraciones entre los 0.54 mg/kg Pb a los 3.37 mg/kg Pb y los machos presentaron valores entre los 0.0 mg/kg Pb hasta los 3.36 mg/kg Pb; no se encontró una diferencia significativa entre las medias de la concentración de plomo respecto al sexo de *Hypanus* spp. ( $P= 0.1388$ ) (Figura 12).



**FIGURA 12.** Concentración de plomo (mg/kg) según el sexo de los individuos analizados de *Hypanus* spp. y límites máximos permisibles (LMP)

La concentración promedio de plomo en hembras de *Sphyrna lewini* (n=21) fue de  $0.28 \pm 0.19$  mg/kg; y en machos (n=19) de  $1.65 \pm 0.18$  mg/kg. Las hembras presentaron un rango de concentraciones de plomo en músculo entre los 0.0 mg/kg Pb hasta los 0.71 mg/kg Pb. Los machos presentaron concentraciones desde los 0.73 mg/kg Pb hasta los 2.93 mg/kg Pb. No se encontró diferencia significativa entre la concentración de plomo respecto al sexo de los individuos analizados de *Sphyrna lewini* ( $P=0.967$ ) (Figura 13).

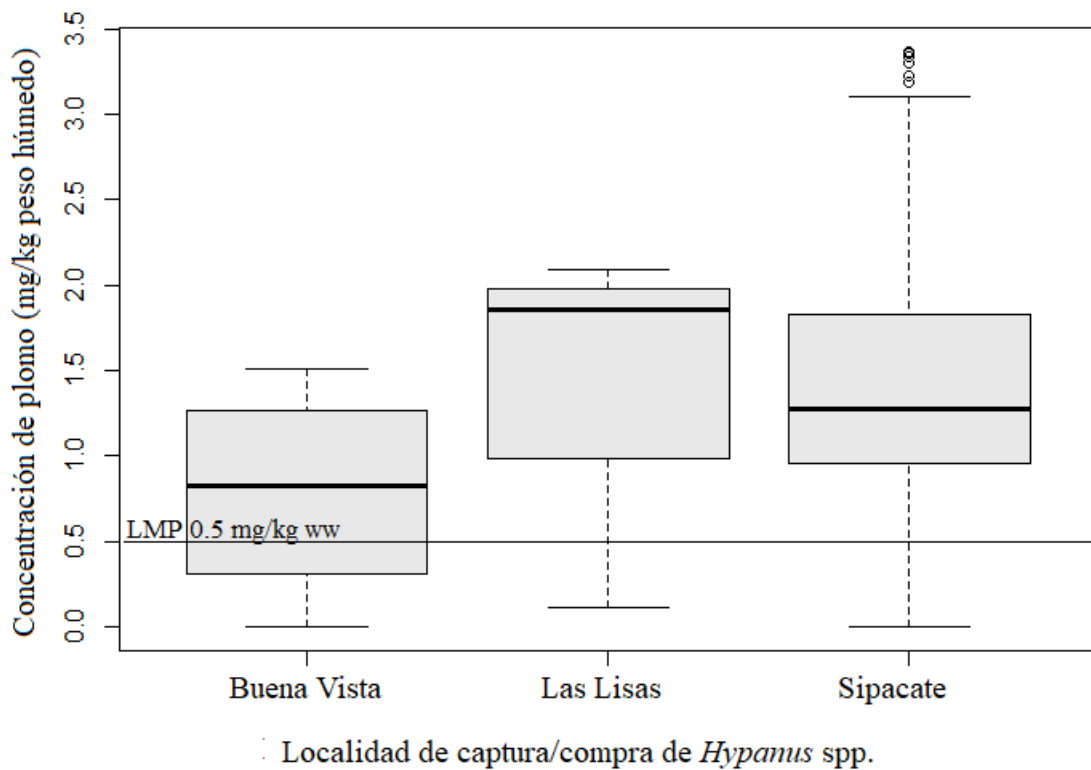


**FIGURA 13.** Comparación de la concentración de plomo (mg/kg) según el sexo de los individuos analizados de *Sphyrna lewini* y límites máximos permisibles (LMP)

### **E. Concentración de plomo (Pb) presente en músculo de *Hypanus* spp. y *Sphyrna lewini* según sitio de captura/compra**

La concentración promedio de plomo en tejido muscular de individuos de *Hypanus* spp. capturados/comercializados en Sipacate (n=41) fue de  $1.56 \pm 0.22$  mg/kg Pb,  $0.79 \pm 0.15$  mg/kg Pb en el caso de Buena Vista (n=4) y en el caso de los individuos capturados/comercializados en Las Lisas (n=3) fue de  $1.35 \pm 0.23$  mg/kg. Los individuos capturados/comercializados en Sipacate presentaron concentraciones entre los 0.0 mg/kg Pb hasta los 3.37 mg/kg Pb, los individuos capturados/comercializados en Buena Vista presentaron concentraciones entre los 0.00 mg/kg hasta los 1.51 mg/kg y finalmente los individuos capturados/comercializados en Las Lisas presentaron un rango de concentraciones entre los 0.11 mg/kg Pb hasta los 2.09 mg/kg de Pb.

No se presentó una diferencia significativa en los valores de de la concentración de plomo entre las distintas localidades de captura/compra de *Hypanus* spp. ( $P= 0.07586$ ). A través del análisis post-hoc presento un  $p= 0.71$  entre Las Lisas y Buena Vista; un  $P= 0.13$  entre Sipacate y Buena Vista; y un  $P= 0.71$  entre Las Lisas y Sipacate por lo que no hay una diferencia estadísticamente significativa entre la media de la concentración de plomo presente en músculo de *Hypanus* spp. entre localidades (Figura 14).

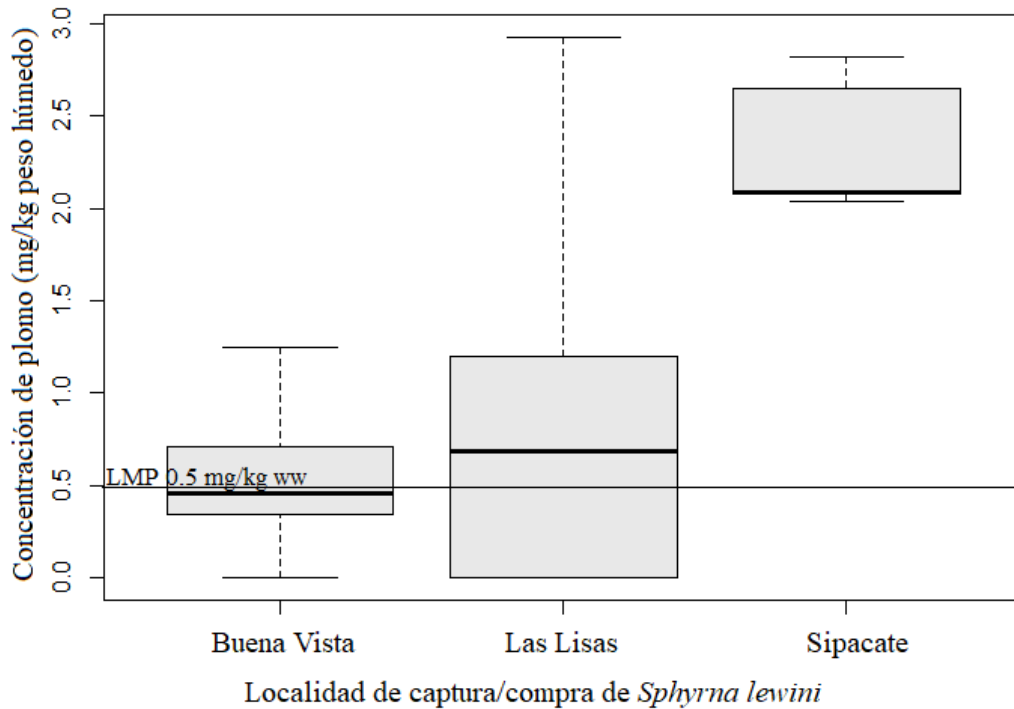


**FIGURA 14.** Comparación de la concentración de plomo (mg/kg) según localidad de captura/compra para *Hypanus* spp.y su relación con los límites máximos permisibles (LMP)

La concentración promedio de plomo presente en músculo de *Sphyrna lewini* capturados/comercializados en Sipacate ( $n=5$ ) fue de  $2.33 \pm 0.17$  mg/kg; mientras que los valores de Pb en musculo de los individuos capturados/comercializados en Buena Vista ( $n=13$ ) fue  $0.51 \pm 0.21$  mg/kg Pb; y los de Las Lisas ( $n= 22$ ) de  $0.86 \pm 0.16$  mg/kg Pb. Los

individuos capturados/comercializados en Sipacate presentaron concentraciones de plomo en músculo entre los 2.4 mg/kg Pb hasta los 2.82 mg/kg Pb; los capturados/comercializados en Buena Vista entre los 0.0 mg/kg Pb a los 1.25 mg/kg Pb; y los capturados/comercializados en Las Lisas presentaron un rango de 0.0 mg/kg Pb hasta los 2.93 mg/kg Pb.

Sí se encontró diferencia significativa en las concentraciones de plomo en músculo de *Sphyrna lewini* en relación la localidad de capturada/comercialización ( $P= 0.006296$ ). Los resultados obtenidos en la prueba post- hoc demuestran que esta diferencia significativa es específicamente entre Sipacate y de Buena Vista ( $P= 0.0048$ ) y así como entre Las Lisas respecto y Sipacate ( $P= 0.0184$ ), no presentan una diferencia significativa entre Buena Vista y las Lisas ( $P= 0.4097$ ) (Figura 15).



**FIGURA 15.** Comparación de la concentración de plomo (mg/kg) según localidad de captura/compra para *Sphyrna lewini* y su relación con los límites máximos permisibles (LMP)

## **F. Comparación de concentraciones de plomo (Pb) presente en músculo de *Hypanus* spp. y *Sphyrna lewini* respecto a los límites internacionales permisibles**

Según los estándares alimenticios en Australia y Nueva Zelanda (FASNZ 2013) y las Normas Oficiales Mexicanas (NOM 242-SSA1 y NOM-027-SSA1 2009), el límite máximo permisible (LMP) en cuanto a la concentración de plomo en músculo en peces es de 0.5 mg/kg en peso húmedo; por lo que se ha utilizado este LMP como referencia para la comparación con los resultados del presente estudio.

A través del análisis de la concentración de Pb en las muestras analizadas para *Hypanus* spp. (n= 49), se observó que únicamente el 6.12% de las muestras analizadas poseen concentraciones menores al LMP, con una concentración promedio de  $1.49 \pm 0.21$  mg/kg Pb. El valor mínimo para dicha especie fue de 0.0 mg/kg Pb, lo cual está por debajo del LMP; y el valor máximo fue de 3.37 mg/kg Pb, lo cual es una concentración de plomo 6.74 veces mayor al LMP. Cabe señalar que, 75.51% de las muestras de *Hypanus* spp. analizadas se encuentra entre los valores de 0.5-1.9 mg/kg Pb lo cual es 1-3.8 veces el LMP, también posee el 14.28% de la población con concentraciones de plomo entre los 3.0-3.5 mg/kg Pb, lo cual es entre 6 a 7 veces más la concentración de plomo sobre los LMP. En la Figura 7 se observa la frecuencia de los individuos de dicha especie según las concentraciones de plomo presentadas.

En el caso de *S. lewini*, el 35% de las muestras analizadas (n=40) poseen concentraciones menores al LMP, con una concentración un por medio de  $0.93 \pm 0.18$  mg/kg Pb. El valor mínimo para dicha especie fue de 0.0 mg/kg Pb, lo cual está por debajo del LMP; el valor máximo obtenido fue de 2.93 mg/kg Pb lo cual es una concentración de plomo 5.86 veces mayor al LMP. Finalmente, se debe señalar que en el caso de las muestras analizadas de *Sphyrna lewini*, el 60% presentó concentraciones entre 0.0-0.9 mg/kg de Pb, lo cual es 1.8 veces más sobre los LMP. En la Figura 8 se observa la frecuencia de los individuos de *Sphyrna lewini* según las concentraciones de plomo presentadas.



## G. Discusión

### A. Concentración de plomo (Pb) presente en músculo de *Hypanus* spp. y *Sphyrna lewini*

La concentración de plomo entre los individuos muestreados de *Hypanus* spp. y *Sphyrna lewini* es significativamente distinta, siendo la raya látigo la especie con mayores concentraciones del analito. Ello sugiere que los procesos de bioacumulación de plomo relacionados con dicha especie son elevados, lo cual puede estar relacionado con los hábitos alimenticios de la misma (Ooi *et al.* 2015). Los batoideos son especies importantes como depredadoras de niveles tróficos intermedios, ayudando al balance de las comunidades marinas dermesales (Rosa-Mesa *et al.* 2013). Las especies pertenecientes al género *Hypanus* se caracterizan por ser mesodepredadores (Queiroz *et al.* 2019) alimentándose principalmente de moluscos, pequeños crustáceos, poliquetos, sipúnculos y teleósteos (Gianeti *et al.* 2019). Una de las dos posibles rayas del género *Hypanus* muestreadas en la presente investigación, es *Hypanus dipterurus* (Jordan & Gilbert, 1880) (Smith *et al.* 2016). Dicha especie se caracteriza por ser especialista en su alimentación, consumiendo principalmente de crustáceos del género *Squilla*, bivalvos (Ramírez-Rodríguez *et al.* 2019) y poliquetos de fondos suaves. Es considerada un consumidor secundario en el nivel trófico (Silva-Garay *et al.* 2018). *Hypanus longus*, la otra especie de raya que pudo haber sido capturada en las zonas de muestreo (Smith *et al.* 2016), se caracteriza por ser un depredador secundario o terciario, la cual se alimenta principalmente de presas de ecosistemas epibénticos. Las principales presas de *H. longus* son los camarones, seguido de peces y estomatópodos (López-García *et al.* 2012). Por lo que ambas especies de rayas poseen dietas, niveles tróficos y zonas de alimentación los cuales les permiten poseer contacto con sedimentos o fuentes de deposición de metales pesados provenientes de desechos industriales y hogareños, o bien yacimientos naturales (Galván-

Magaña *et al.* 2014). El tiburón martillo, *Sphyrna lewini*, también se caracteriza por poseer una dieta especialista (Estupiñán-Montaña *et al.* 2009). Pero a diferencia de la raya, *S. lewini* consume especies pelágicas, epipelágicas y bentónicas (Torres-Rojas *et al.* 2009) y es considerado un consumidor terciario, el cual posee un rol como depredador tope en algunas áreas (Torres-Rojas *et al.* 2012). Además, presenta movimiento vertical en columna de agua (Hoffmayer 2013), no presentándose únicamente en el área de bentos. También se sabe que es una especie altamente migratoria (Zanella y López-Garo 2015; Bessudo *et al.* 2011; Nelesso *et al.* 2019). Por lo que a diferencia de *Hypanus* spp., *S. lewini* se encuentra en zonas en las que no se poseen mayor contacto con metales pesados y sedimentos, presentando nivel trófico y zonas de alimentación distintas a la raya. De manera que dichas diferencias pueden ser unos de los posibles motivos por los cuales *Hypanus* spp. presentó mayores concentraciones de plomo (Pb) en músculo a comparación de las concentraciones presentadas en *Sphyrna lewini*.

Las altas concentraciones de Pb en *Hypanus* spp. también pueden estar relacionadas al desplazamiento y contacto de zonas contaminadas con dicho metal, pero para dicha afirmación se requiere mayor investigación en los procesos de biomagnificación en la red trófica de los sitios. A pesar de ello la información generada ayuda a llenar vacíos de información de la especie, siendo una de las pocas investigaciones relacionadas al conocimiento de la concentración de metales pesados en *Hypanus* spp.

## **B. Concentración de plomo (Pb) presente en músculo de *Hypanus* spp. y *Sphyrna lewini* según clases de edad y sexo**

Los resultados demuestran que no se posee una diferencia significativa en la concentración de plomo en músculo respecto a la madurez de los individuos de *Hypanus* spp. (Figura 10). También demuestran que no se posee una diferencia significativa en las concentraciones de Pb respecto al sexo de los individuos (Figura 12). Se sabe que *Hypanus longus* posee diferencias en los hábitos alimenticios de los organismos según la ontogenia (López-García *et al.* 2012), al igual que otros elasmobranchios (Navia *et al.* 2017), consumiendo los organismos de clase I principalmente camarones, los de clase II principalmente de peces y camarones, y los de clase III principalmente estomatópodos, peces, cangrejos y camarones (López-García *et al.* 2012). Siendo la alimentación similar

entre la clase de edad II y clase III uno de los probables motivos por los que se no presentó diferencias en la concentración de Pb entre juveniles y adultos, ya que ambos consumen mayormente animales principalmente bentónicos y presentan comportamientos más oportunistas. Cabe resaltar que no se posee individuos de clase I, por lo que se requiere mayor investigación al respecto.

En la investigación realizada por Kim *et al.* (2019) se observó una tendencia a disminuir la concentración de Pb conforme al aumento en la talla (longitud total) de tiburones areneros, *Carcharhinus obscurus* (Lesueur, 1818), obteniendo mayores concentraciones del analito por unidad de peso corporal, lo cual podría indicar que la superficie de absorción es importante modo de acumulación de los metales (Widianarko *et al* 2000); factor que debe considerarse al analizar la diferencia de concentración de Pb en *Hypanus* spp. respecto a la madurez de los individuos.

Por otro lado, se deben de considerar los cambios alimenticios y del comportamiento reproductivo entre machos y hembras, ya que se posee reportada dicha diferencia en rayas (Scenna *et al.* 2006; Navarro 2016). Por ejemplo, *Bathyraja macloviana* (Norman, 1937) al presentar dimorfismo sexual en las estructuras dentales se sugiere que presentan una subdivisión de nicho justo antes de la madurez sexual (Scenna *et al.* 2006). A pesar de ello se requiere mayor investigación sobre el comportamiento alimenticio de especies del género *Hypanus* (Smith 2016; Jiménez 2017; Reyes-Ramírez *et al.* 2018). Además, se sugiere mayor investigación en los hábitos alimenticios y su influencia en los procesos de bioacumulación ya que se sabe que en *Hypanus dipterurus* los machos presentan dientes con cúspides puntiagudas y las hembras presentan cúspides lisas (Navarro 2016). También puede influenciar la localización geográfica de los individuos debido a la disponibilidad de presas entre zonas (White *et al.* 2003), e inclusive las condiciones oceanográficas en los sitios en los que los organismos fueron capturados (Baum y Worm 2009). Por lo que, la concentración de metales pesados dependen no solo de variables morfométricas o sexuales, sino variables ecosistémicas.

En el caso de *Sphyrna lewini* no se presentó una diferencia significativa entre las distintas clases de edad de los individuos, presentando concentraciones mayores al LMP de Pb tanto en neonatos como juveniles. Además, no presentó una diferencia significativa entre el sexo. En la investigación realizada con tiburones martillo, *Sphyrna lewini*, y

tiburones sedosos, *Carcharhinus falciformis*, del Pacífico guatemalteco, tampoco se presentó una diferencia entre las tallas de los individuos y la concentración de mercurio en carne (Chacón *et al.* 2016).

Cabe mencionar que *Sphyrna lewini* presenta cambios en la dieta y ocupación de hábitas según la madurez de los individuos a causa de diferencias de requerimientos energéticos entre clases de edad (Estupiñán-Montaña *et al.* 2009). Además, se sabe que los juveniles se encuentran generalmente en profundidades de hasta los 100m (Baum *et al.* 2009) y en zonas de crianza, las cuales son principalmente estuarios (Duncan y Holland 2006); consumiendo peces bentónicos y cefalópodos epipelágicos. A diferencia de los juveniles los adultos también se alimentan de peces pero que se encuentran a mayores profundidades, siendo cefalópodos, rayas, langostas, camarones y cangrejos otras de sus presas (Torres-Rojas *et al.* 2010). Por lo que se sugiere que debido a dichos cambios en dieta podrían presentarse cambios entre la concentración de contaminantes, ya que la presencia de los mismos se encuentra directamente relacionada con la alimentación de los organismos (Ooi *et al.* 2015).

Otro de los motivos por los cuales los neonatos no presentaron diferencia en las concentraciones de plomo respecto a los juveniles, puede ser la transmisión de contaminantes madre-cría. La razón de ello se debe a que se posee evidencia de la presencia de altas concentraciones de plomo en tejido muscular de la madre y embriones de *Rhizoprionodon longurio* (Frías-Espericueta *et al.* 2014) lo cual es principalmente causado por la difusión de Pb presente en la placenta al flujo de sangre hembrional mediante el cordón umbilical (Goyer 1990). Además, se evidencia que el plomo puede ser transmitido mediante el transporte iónico, ya que puede ser confundido como un ion Calcio (Evans *et al.* 2003). De igual manera, se ha registrado transferencia de otros metales como el hierro (Fe) (Endo *et al.* 2016) y mercurio (Mg) entre madre-cría, especialmente en tiburones placentarios (Bourg *et al.* 2014), tales como el tiburón de aleta pequeña, *Centrophorus moluccensis* (Bleeker, 1860), el Spurdog de nariz corta, *Squalus megalops* (Macleay, 1881) y el tiburón de puntas plateadas, *Carcharhinus albimarginatus* (Rüppell, 1837) (Bourg *et al.* 2014; Endo *et al.* 2016), siendo el modo de reproducción influye en la transición de metales (Endo *et al.* 2016). Al ser *Sphyrna lewini* un tiburón vivíparo placentario (Froese y Pauly 2019) pueda que sí se posea una transmisión de metales entre madre-cría,

explicando concentraciones mayores a 0.5 mg/kg de Pb en neonatos de dicha especie. Pese a lo mencionado con anterioridad, en la presente investigación no se analizaron hembras preñadas y sus neonatos, por lo que se recomienda tomar con cautela lo discutido con anterioridad y realizar investigaciones relacionadas con el tema, de manera de descartar o afirmar dicho argumento.

Pese a que *S. lewini* posee un distinto uso de hábitat entre sexos, siendo las hembras de hábitos costeros y los machos de hábitos oceánicos (Daly-Engel *et al.* 2012) no presentó diferencia en la concentración de Pb respecto al sexo de los individuos. Dichos resultados se relacionan con los resultados obtenidos para *Prionace glauca* (Linnaeus 1758) e *Isurus oxyrinchus* (Rafinesque 1810), ya que ambas especies que no presentaron diferencia significativa de la concentración de mercurio y plomo en su tejido muscular según sexo ( $p > 0.05$ ) (López *et al.* 2013). De igual que en la comparación de concentración de plomo entre madurez entre individuos de dicha especie, se requieren datos sobre la concentración del analito en adultos. Es importante mencionar que en las zonas de pesca la mayor parte del desembarque de elasmobranquios consiste en neonatos y juveniles, por lo que de igual manera se posee un consumo de carne de elasmobranquios contaminada con Pb.

### **C. Concentración de plomo (Pb) presente en músculo de *Hypanus* spp. y *Sphyrna lewini* según sitio de captura/compra**

*Hypanus* spp. no presentó una diferencia entre la concentración de plomo en músculo respecto a las localidades de captura/compra (Figura 14). A pesar de ello, se debe de considerar la diferencia de muestras obtenidas por localidad para dicha especie, por lo que se debe de tomar con precaución el resultado mencionado con anterioridad. Sin embargo, *Sphyrna lewini* presentó una diferencia significativa entre cada una de las localidades de captura/compra (Figura 15), siendo Sipacate la localidad con mayor concentración de Pb presente en músculo de los individuos. Un factor que es importante mencionar es que no necesariamente los elasmobranquios fueron capturados en el sitio de compra de la muestra ya que los pescadores recorren largas distancias en busca del producto pesquero. Además, estudios realizados por Smith (2016) y Jiménez (2017) mencionan la falta de conocimiento sobre los patrones de movimiento y conectividad entre sitios entre organismos de dicha especie.

Una de las variables que podría influir en las distintas concentraciones de plomo en los individuos según localidad, son la topografía del área y las actividades antropogénicas en los sitios de muestreo. Sipacate es la única área de las tres que se encuentra dentro del Parque Nacional Sipacate-Naranjo (CONAP 2002), pero junto con Las Lisas presentan la presencia del Canal de Chiquimulilla, la cual se caracteriza por ser una zona estuarina y con presencia de manglares alrededor del mismo (Maradiaga 2014). Dicho canal se caracteriza por poseer influencia de aguas marinas y duces continentales. Pese a ello se posee evidencia de contaminación por prácticas agrícolas en Sipacate, presentando agroquímicos como el dicloro difenil tricloroetano (DDT), dicloro difenil dicloroetileno (DDE) y el dicloro difenil dicloroetano (DDD), además de desechos agroindustriales como jabones, aceites. Causando la muerte de fauna, afecciones cutáneas y gastrointestinales de personas del área. En el área de Sipacate las principales actividades económicas son la pesca artesanal y pequeña escala, además de la agricultura (CONAP 2002). Por lo que se sugiere realizar un análisis de la contaminación de agua entre zonas y correlacionarla con la concentración de plomo en los elasmobranquios capturados en la zona.

Las Lisas posee un comercio local del producto pesquero ya no se cuenta con transporte adecuado para la comercialización del mismo (Maradiaga 2014). A diferencia de Buena Vista y Sipacate, ya que ambas áreas poseen comercialización del producto capturado de manera artesanal y de media escala (FAO 2018). A pesar de ello se desconoce sobre la trazabilidad de los productos marinos comercializados en ambas zonas (Ixquiac 2018). Por lo tanto, la contaminación de plomo presente en tejido muscular de ambos elasmobranquios capturados/comercializados en Sipacate y Buena Vista, es traslocada hasta el sitio de consumo final, significando un riesgo para quienes consuman producto proveniente de ambos sitios independientemente del área en la que se compró el producto.

Los resultados demuestran que *Hypanus* spp. como *S. lewini* son bioindicadores de contaminantes en los ecosistemas marinos de Guatemala; siendo posibles indicadores de los ecosistemas bentónicos, *Hypanus* spp. (Saldaña-Ruíz *et al.* 2016) y los ecosistemas pelágicos, *Sphyrna lewini* (Hoffmayer 2013). Siendo la desembocadura de ríos en la zona una de las posibles fuentes de contaminación de los ecosistemas marinos (CONAP 2002), ya que se sabe que los ríos en la vertiente del Pacífico se encargan de drenar el 22% del territorio del país, llevando consigo aguas de procesos industriales, minería y aguas negras

(GWP 2015). De tal manera que al verter las aguas negras en el mar, se llevan procesos de deposición de Pb en sedimentos y en la columna de agua (Kragulj *et al.* 2018).

#### **D. Concentraciones de plomo (Pb) presente en músculo de *Hypanus spp.* y *Sphyrna lewini* con relación a los límites internaciones permisibles**

Como se mencionó anteriormente, el límite máximo permisible (LMP) utilizado como referencia en la presente investigación es el de 0.5 mg/kg Pb en peso húmedo (ww por las siglas en ingles), el cual es el permitido según los estándares alimenticios en Australia y Nueva Zelanda (FASNZ 2013) y las Normas Oficiales Mexicanas (NOM 242-SSA1 y NOM-027-SSA1 2009), ya que estas últimas son las normativas más cercanas a Guatemala y las primeras permiten concentraciones del analito intermedias a comparación de los valores permisibles en Korea ( Ooi *et al.* 2019) o bien los establecidos por la la FAO y WHO (2007). Cabe mencionar que para Guatemala no se poseen normar establecidas sobre la concentración permisible de contaminantes, tales como metales, en productos alimenticios, siendo ese otro de los motivos por los que se utilizan estándares de otros países.

Lo resultados obtenidos muestran que ambas especies representan un riesgo para la salud del consumidor ya que el 6.12% de las muestras de *Hypanus spp.* (n=49) poseen concentraciones menores al LMP, y el 35% de las muestras de *Sphyrna lewini* (n=40) posee concentraciones menores al LMP. De igual manera significa que no se corra un riesgo al consumir carne de *Sphyrna lewini* ya que también presenta concentraciones por encima del LMP.

Un dato importante a mencionar es, que el 14.28% de las rayas presentan entre 6 y 7 veces superiores al LMP y el 75.51% de la población concentraciones 1 a 3.5 veces por encima del LMP (Figura 7). Únicamente el 3.2% de la población de juveniles y el 6.6% de los adultos presentan concentraciones por debajo del LMP, lo cual indica que independientemente de la madurez de los individuos se corre un riesgo al consumir el tejido muscular de los mismos. Por lo que al tener de seis hasta siete veces concentraciones por encima del LMP en músculo de dicho elasmobranquio, se evidencia el alto riesgo que se

posee en la salud humana al consumir tal producto marino (Agency for Toxic Substances and Disease Registry ATSDR 2007).

Las muestras analizadas de *Sphyrna lewini* presentaron concentraciones mayores al LMP en un 65% de y únicamente el 35% presentaron concentraciones menores a los LMP (Figura 8). En Guatemala, únicamente se posee una investigación sobre la concentración de mercurio en músculo de *Sphyrna lewini* y *Carcharhinus flaciformis*. Los resultados de dicho estudio reportaron que únicamente el 9% de la población de *C. flaciformis* analizada presentó concentraciones de Mg mayores al LMP. Sin embargo, los resultados son preocupantes para a *S. lewini*, ya que el 73% de las muestras analizadas presentaron concentraciones de mercurio por encima del LMP (Chacón *et al.* 2017). Relacionándose con la presente investigación, ya que el 65% de la población de *S. lewini* posee concentraciones de Pb por encima del LMP. De manera que ambas investigaciones demuestran que el consumo del músculo de tiburón martillo es de alto riesgo para la salud. Además de evidenciar la necesidad de conocer las concentraciones de mercurio en tejido muscular de *Hypanus* spp., llenando dicho vacío de información y dejando saber con mayor claridad el estado de contaminación por metales en el tejido de dicha especie.

Respetar y vigilar los LMP es de suma importancia para lograr el cumplimiento de las normas sanitarias primordial para resguardar la salud de los consumidores de dicho producto marino (Mársico *et al.* 2007). Ello debido a que la exposición al plomo puede causar retraso en el desarrollo neuronal tanto para neonatos y recién nacidos (Agency for Toxic Substances and Disease Registry ATSDR 2007), además de desórdenes gastrointestinales, anemia y encefalopatías (CODEX 2004). Cabe mencionar que los efectos adversos son más severos en niños y bebés, que en adultos (Jarup 2003). Por lo que a partir de los resultados presentados en la presente investigación se infiere que el consumo recurrente de *S. lewini* e *Hypanus* spp. puede representar un riesgo para quienes el consumidor debido a las altas concentraciones de plomo en músculo. Es importante de recalcar que es necesario realizar más investigación en relación a otros metales pesados, tales como mercurio, arsénico, zinc, cadmio, entre otros; siendo el mercurio el de mayor importancia a investigar debido a su alta toxicidad (Galván-Magaña *et al.* 2014).

A partir de los resultados obtenidos se sugiere que el consumo de músculo de ambas especies de elasmobranquios sea limitado o casi nulo, ya que en todas las variables se

presentan concentraciones mayores al LMP de plomo en carne de pescado. Dichas limitaciones deben ser recomendadas especialmente para mujeres embarazadas y niños, a manera de reducir el riesgo de intoxicación por considerarse vulnerables.

Es importante brindar información sobre el riesgo del consumo de estas especies, especialmente a los consumidores de pescado seco salado. El motivo de ello se debe a que en algunos casos el pescado seco salado es tejido muscular de elasmobranquios preservado en sal y deshidratado (Froese y Pauly 2019). Dicho producto es altamente consumido durante la Semana Santa en Guatemala, de manera que se sugiere poseer un consumo limitado o nulo de dicho producto, especialmente en las poblaciones vulnerables.

### **E. Manejo y conservación de *Hypanus spp.* y *Sphyrna lewini* en Guatemala**

La información obtenida respecto a *S. lewini* es importante tanto a nivel nacional como internacional, ya que se sabe que del 4 al % de las aletas de tiburón en el mercado de Hong Kong, el mercado más grande de venta de aletas en el mundo, pertenecen a dicha especie (Froese y Pauly 2019; UICN 2019). También se sabe que es comercializada como pescado fresco, seco-salado, congelado e inclusive ahumado (Froese y Pauly 2019), por lo que no solo se corre el riesgo en el país en el que son capturados, sino en el que es comercializado dicho producto. Además, es importante brindar información a los consumidores sobre las concentraciones de metales pesados u otros contaminantes e investigar sobre la concentración en otros de productos, tales como los aceites y aletas.

La información generada puede ser utilizada por las entidades reguladoras de la pesca y venta de productos marinos en el país, como línea base para la gestión de procesos de conservación de las especies. Probablemente, demostrando que ambas especies no son aptas/recomendadas para consumo humano se pueda generar programas de concientización y educación, los cuales al mismo tiempo puedan contribuir a disminuir la presión pesquera y consumo en el país, en este caso en *Hypanus spp.* y *Sphyrna lewini*.

Los resultados obtenidos a partir de esta investigación son de suma importancia, ya que esta es una de las primeras investigaciones relacionadas a contaminantes en productos pesqueros en Guatemala. Además de ser una de las primeras investigaciones realizadas

respecto a la presencia de contaminantes en *Hypanus* en Guatemala, contribuyendo a llenar vacíos de información. La información obtenida de *Sphyrna lewini* contribuye a complementar información de los estudios toxicológicos realizado en individuos pertenecientes al país, brindando mayor detalle del estado de contaminación del tejido muscular de dicha especie.

Finalmente, se recomienda, que se realice un estudio adicional/complementario con mercurio en ambas especies, debido a la alta toxicidad del mismo; es muy probable que ambas especies presenten altas concentraciones de Mg, significando un riesgo para los consumidores de tejido de ambos elasmobranquios. La concientización y educación sobre el tema es crucial para la población, ya que se genera conciencia sobre el riesgo del consumo de dichos productos, evitando la exposición a metales pesados como el plomo.



## H. Conclusiones

- Las concentraciones de plomo (Pb) determinadas en músculo de tiburón martillo, *Sphyrna lewini*, y raya látigo, *Hypanus* spp., capturados y comercializados en el Océano Pacífico de Guatemala, evidencian la bioacumulación de dicho metal en ambas especies.
- *Hypanus* spp. presentó concentraciones de plomo significativamente mayores ( $1.49 \pm 0.21$  mg/kg Pb) a las presentadas por *Sphyrna lewini* ( $0.93 \pm 0.18$  mg/kg Pb).
- *Hypanus* spp. no presenta diferencia significativa de plomo en músculo según localidad de captura/compra.
- *S. lewini* presentó mayores concentraciones de plomo en tejido muscular proveniente de organismos comprados/capturados en Sipacate.
- *Sphyrna lewini* no presentó una diferencia significativa respecto a la madurez sexual de los individuos, presentando altas concentraciones de Pb tanto en adultos como juveniles.
- *Hypanus* spp. no presentó una diferencia significativa de la concentración de plomo en músculo respecto a la madurez de los individuos ( $p=0.246$ ).
- No se observó diferencia significativa en *S. lewini* entre machos y hembras, sin embargo se requieren muestras de organismos adultos para dicha especie para corroborar dichos resultados.
- *Hypanus* spp. no presentó una diferencia significativa en la concentración de Pb respecto al sexo de los individuos ( $p= 0.1388$ ).
- Ambas especies poseen valores por debajo del LMP, siendo el 35% de la población de *S. lewini* la cual presentó una media de  $0.93 \pm 0.18$  mg/kg Pb; y el 6.12% de la población de *Hypanus* spp. la cual presentó una media de  $1.49 \pm 0.21$  mg/kg Pb.



## I. Recomendaciones

- Aumentar el esfuerzo de muestreo por especie, zonas y clases de edad.
- Analizar las muestras a partir de otros metales como mercurio, zinc, cadmio, arsénico, entre otros.
- Realizar un estudio de todas las clases de edad para ambas especies, en particular un estudio que demuestre si existe transferencia materna entre madre y cría de las mismas especies, especialmente para *Sphyrna lewini* ya que los neonatos presentan concentraciones por encima del LMP.
- Obtener información acerca de los contaminantes presente en tejido muscular de todos elasmobranquios presentes en el Pacífico guatemalteco, ya que son indicadores de contaminación en la zona.
- Realizar investigaciones relacionadas a la cuantificación de metales pesados en tiburón sedoso, *Carcharhinus falciformis*, siendo otra de las especies de elasmobranquios mayormente consumidas en el pacífico guatemalteco.
- Calcular el índice de peligro sistémico a partir del consumo de elasmobranquios en Guatemala y las concentraciones de plomo encontradas con la finalidad de determinar las cantidades máximas de consumo de tejido muscular sin correr un riesgo en la salud.
- Generar información sobre las fuentes de contaminación por metales pesados en el Pacífico guatemalteco, desde los focos de contaminación hasta la desembocadura de ríos al océano.
- Realizar investigaciones que permita conocer el estado ecotoxicológico de la cuenca del pacífico guatemalteco, desde la presencia de contaminantes en agua, limos, plantas, hasta los proceso de biomagnificación en la red trófica del área.



## J. Bibliografía

- Abert, D., S. Fowler y L. Compagno. 2013. *Sharks of the world: A fully illustrated guide*. Wild Nature Press. Inglaterra. 608 pp.
- Adel, M., G. Oliveri, M. Dadar, M. Mahjoub, C. Copat y M. Ferrante, 2016. *Heavy metal concentrations in edible muscle of whitecheek shark, Carcharhinus dussumieri (elasmobranchii, chondrichthyes) from the Persian Gulf: A food safety issue*. Food and Chemical Toxicology. 97: 135-140.
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 2007. *Toxicological profile for Lead*. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service., Atlanta, GA. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp13.pdf> [Consultado 2 de abril de 2020].
- Azurdia, C., F. García, M. Ríos, E. Villalobos, G. Rodas y J. León, 2008. *Guatemala y su Biodiversidad, Un enfoque Histórico, Cultural, Biológico y Económico*. Serviprens. Guatemala.
- Bangley, C., L. Paramore, S. Dedman y R. Rulifson. 2018. *Delineation and mapping of coastal shark habitat within a shallow lagoonal estuary*. PLoS One. 13 (4).
- Baum, J.K., Myers, R.A., Kehler, D.G., Worm, B., Harley, S.J. & Doherty, P.A. 2003. *Collapse and conservation of shark populations in the Northwest Atlantic*. Science. 299; 389–392.

- Baum J. y W. Worm. 2009. *Cascading top-down effects of changing oceanic predator abundances*. *Journal of Animal Ecology*, 78: 699- 714.
- Baum, J., S. Clarke, A. Domingo, M. Ducrocq, A. Lamónaca, N. Gaibor, R. Graham, S. Jorgensen, J. Kotas, E. Medina, J. Martinez-Ortiz, J. Monzini Taccone de Sitizano, M. Morales, S. Navarro, J. Pérez.Jiménez, C. Ruiz, W. Smith, Z. Valenti y C. Vooren. *Sphyrna lewini*. The IUCN Red List of Threatened Species. 2009. *Sphyrna lewini*. <https://www.iucnredlist.org/species/39385/10190088> [Consultado 15 agosto 2015]
- Bennet, M. 2005. *The role of sharks in the ecosystem*. *School of Biomedical Sciences, The University of Queensland, St. Lucia, Queensland, 4072 Australia*.
- Bessundo, S., G. Soler, P. Klimley, J. Ketchum, R. Arauz, A. Hearn, A. Guzmán y B. Calmettes, 2011. *Vertical and Horizontal movements of Sclloped Hammerhead Shark (Sphyrna lewini) around Malpelo and Cocos Islands (Tropical Eastern Pacific) using satellite telemetry*. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR*. 40 (1); 91-106.
- Bornatowski H, A. Navia, R. Rennó, V. Abilhoa y M. Maia. 2014. *ICES Journal of Marine Science*. 71 (7); 1586-1592
- Bourg L., J. Kiszka y P. Bustamante. 2014. *Mother–embryo isotope ( $\delta^{15}N$ ,  $\delta^{13}C$ ) fractionation and mercury (Hg) transfer in aplacental deep-sea sharks*. *Journal of Fish Biology*, 84: 1574-1581.
- Cabrera-Chávez-Costa, A., F. Galván-Magaña y O. Escobar-Sánchez. 2010. *Food habits of the silky shark Carcharhinus falciformis (Müller & Henle, 1839) off the western coast of Baja California Sur, Mexico*. *Journal of Applied Ichthyology*. 26 (4): 499-503.

- Cantú, J. y R. Méndez, 2016. *Tiburones de México y Centro América del Océano Pacífico*. [www.cms.int/sites/default/files/document/shark-identification-guide-mexico-central-america-pacific\\_0.pdf](http://www.cms.int/sites/default/files/document/shark-identification-guide-mexico-central-america-pacific_0.pdf) + &cd=1&hl=es&ct=clnk&gl=gt [Consultado el 5 octubre de 2019]
- Castro-Rendón, R. y I. García-Arévalo. 2014. *Repositorio digital de la Universidad de Especialidades Espíritu Santo: Bioacumulación y biomagnificación de mercurio en tiburón azul Prionace glauca (Linnaeus, 1758) de las costas adyacentes al Puerto de Santa Rosa de Salinas, Ecuador*. <http://repositorio.uees.edu.ec/handle/123456789/2197> [Consultado 3 agosto 2019]
- Chacón, E., A. Castro, A. Montiel, J. Tejeda y G. Elías. 2016. *Mercurio en tiburón Sphyrna lewini y Carcharhinus falciformis del pacífico guatemalteco*. *Ciencia, Tecnología y Salud*. 3(2); 109-114.
- Chang, L., L. Magos y T. Suzuki. 1996. *Toxicology of Metals*. Estados Unidos, CRC Press.
- Clarke, C., J. Lea y R. Ormond. 2011. *Reef-use and residency patterns of a baited population of silky sharks, Carcharhinus falciformis, in the Red Sea*. *Marine and Freshwaters Research*. 62; 668-675.
- CODEX, 2004. *Code of Practice for the Prevention and Reduction of Lead Contamination in Foods*. <http://www.fao.org/fao-who-codexalimentarius/es/> [Consultado 1 de marzo de 2020].
- CODEX. 2012. *Codex General Standard for Contaminants and Toxins in Food and Feed*. CODEX STAN 193-1995, WHO Food Standards Programme. Joint FAO/ WHO Expert Committee on Food Additives/JECFA. [http://www.fao.org/fileadmin/user\\_upload/livestockgov/documents/1\\_CXS\\_193e.pdf](http://www.fao.org/fileadmin/user_upload/livestockgov/documents/1_CXS_193e.pdf) [Consultado 17 de octubre 2019]

- Commission of the European Communities (CEC). 2006. *Commission Regulation (EC) No. 1881/2006 of 19 December 2006: setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs. Official Journal of the European Union Legislation 364*. [https://www.fsai.ie/uploadedFiles/Consol\\_Reg1881\\_2006.pdf](https://www.fsai.ie/uploadedFiles/Consol_Reg1881_2006.pdf) [Consultado 10 de febrero 2020]
- Commission of the European Communities (CEC). 2008. *COMMISSION REGULATION (EC) No 629/2008 of 2 July 2008 amending Regulation (EC) No 1881/2006 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs*. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/ALL/?uri=CELEX%3A32008R0629> pdf [Consultado 10 de febrero 2019]
- Consejo Nacional de Áreas Protegidas, CONAP. 2002. Plan Maestro 2002-2006 Parque Nacional Sipacate-Naranjo. 124 pp.
- CONAP (Consejo Nacional de Áreas Protegidas) y MARN (Ministerio de Ambiente y recursos Naturales). 2009. *Biodiversidad Marina de Guatemala: Análisis de Vacíos y Estrategias para su Conservación*. The Nature Conservancy, Guatemala. Guatemala. 152 pp.
- Dadar, M., R. Peyghan y H. Memari. 2014. *Evaluation of the Bioaccumulation of Heavy Metals in White Shrimp (Litopenaeus vannamei) Along the Persian Gulf Coast*. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. 93; 339–343.
- Daly-Engel T., K. Seraphin, K. Holland, J. Coffey, H. Nance, J. Toonen y B. Bowen. 2012. *Global Phylogeography with Mixed-Marker Analysis Reveals Male-Mediated Dispersal in the Endangered Scalloped Hammerhead Shark (Sphyrna lewini)*. PLoS ONE, 7(1)
- Douben, P. 1989. *Lead and Cadmium in Stone Loach (Noemacheilus barbatulus L.) from Three Rivers in Derbyshire*. Ecotoxicology and Environmental Safety. 18; 35-58.

- Dulvy, N.K., Baum, J.K., Clarke, S., Compagno, L.J.V., Cortes, E., Domingo. 2008. *You can swim but you cant hide: the global status and conservation of oceanic pelagic sharks and rays*. Aquatic conservation. 18; 459–482.
- Duncan, K. y K. Holland. 2006. *Habitat use, growth rates and dispersal patterns of juvenile scalloped hammerhead sharks *Sphyrna lewini* in a nursery habitat*. Marine Ecology Progress Series. 312; 211-221.
- Elías, G., E. Chacón, A. Castro, A. Montiel y J. Tejada. 2016. *Mercurio en tiburón *Sphyrna lewini* y *Carcharhinus falciformis* del pacífico guatemalteco*. Ciencia, Tecnología y Salud. 3; 109–114.
- Endo T., O. Kimura, C. Ohta, N. Koga, Y. Kato, Fujii Y. y K. Haraguchi. 2016. *Metal Concentrations in the Liver and Stable Isotope Ratios of Carbon and Nitrogen in the Muscle of Silvertip Shark (*Carcharhinus albimarginatus*) Culled off Ishigaki Island, Japan: Changes with Growth*. PLoS ONE. 11(2)
- Espinoza, S. 2016. *Bioacumulación y Biomagnificación de Cd, Hg, Pb, en *Mustelus henlei* (Gill, 1863) de la costa suroccidental de Baja California Sur*. Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. México.
- Estupiñán-Montaña, C., L. Cedeño-Figueroa y F. Galván-Magaña. 2009. *Hábitos alimentarios del tiburón martillo *Sphyrna lewini* (Griffith & Smith, 1834) (*Chondrichthyes*) en el Pacífico ecuatoriano*. Revista de Biología Marina y Oceanografía. 44 (2); 379-386.
- Evans T., M. James-Kracke, S. Kleiboeker y S. Casteel. 2003. *Lead enters Rcho-1 trophoblastic cells by calcium transport mechanisms and complexes with cytosolic calcium-binding proteins*. Toxicology and Applied Pharmacology 186:77–89

- Falcó, G., J. Llobet, A. Bocio y J. Domingo, 2006. *Daily Intake of Arsenic, Cadmium, Mercury, and Lead by Consumption of Edible Marine Species*. Journal of Agricultural and Food Chemistry. 54; 6106-6112.
- FAO. 2018. *Diagnóstico del sector de la pesca y agricultura en Guatemala*. Guatemala. 64pp.
- Fergusson, J. 1990. *The Heavy Elements: Chemistry, Environmental Impact and Health Effects*. Oxford: Pergamon Press.
- Ferretti, F., Myers, R.A., Serena, F. & Lotze, H.K. 2008. *Loss of large predatory sharks from the Mediterranean Sea*. Conservation Biology. 22; 952–964.
- Ferretti F., B. Worm, G. Britten, M. Heithaus y H. Lotze. 2010. *Patterns and ecosystem consequences of shark declines in the ocean*. Ecology Letters. 13; 1055-1071.
- Fischer, W., F. Krupp, W. Schneider, C. Sommer, K. Carpenter y V. Niem. 1995. *Guía FAO para la Identificación de Especies para los Fines de la Pesca. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Italia, Vol. 2, 563 pp.*
- Food and Agriculture Organization (FAO). 2000. *Información sobre la Ordenación Pesquera de Guatemala*. <http://www.fao.org/fi/oldsite/FCP/es/GTM/body.htm> [Consultado el 23 julio de 2019].
- Food and Agriculture Organization (FAO). 2005. *Resumen informativo sobre la pesca por países - REPÚBLICA DE GUATEMALA*. <http://www.fao.org/fi/oldsite/FCP/es/gtm/profile.htm> [Consultado el 23 julio de 2019].

- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 2016. *Identification Guide to Common Sharks and Rays of the Caribbean*. FishFinder Programme. Roma, Italia, 80 pp.
- Food Safety. 2009. *Toxicology Factsheet Series, Mercury, Lead, Cadmium, Tin and Arsenic in Food*. <https://www.fsai.ie/WorkArea/DownloadAsset.aspx?id=8412> [Consultado el 23 de septiembre 2019].
- Food Standards Australia and New Zealand (FSANZ). 2013. *Contaminants and natural toxicants*. <https://www.legislation.gov.au/Details/F2013C00140>. [Consultado 11 de octubre 2019]
- Freitas, C., A. Veiga, E. Sevghebian y C. Malavasi. 2017. *Visión y electro recepción de condricthyes: Revisión*. Revista Electrónica de Veterinaria. 18 (9).
- Frías-Espericueta M., N. Cardenas-Nava, J. Márquez-Farías, J. Osuna-López, M. Mui-Rangel, W. Rubio-Carrasco y D. Voltolina. 2014. *Cadmium, Copper, Lead and Zinc Concentrations in Female and Embryonic Pacific Sharpnose Shark (Rhizoprionodon longurio) Tissues*. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. DOI 10.1007/s00128-014-1360-0
- Froese, R. y D. Pauly. 2019. *Sphyrna lewini (Griffith & Smith, 1834), Scalloped hammerhead*. <https://www.fishbase.se/summary/912> [consultado el 21 mayo 2019]
- Gallagher, A. y A. Klimley. 2018. *The biology and conservation status of the large hammerhead shark complex: the great, scalloped and smooth hammerheads*. Reviews in Fish Biology and Fisheries. <https://doi.org/10.1007/s11160-018-9530-5> [Consultado 5 mayo 2020].

- Galván- Magaña F., C. Polo-Silva, A. Barrera-García, O. Sánchez y Y. Torres-Rojas. 2014. *Los tiburones como bioindicadores de contaminantes y cambios tróficos en los ecosistemas marinos*. 23pp.
- Galván-Tirado, C., F. Galván-Magaña y R Ochoa-Báez. 2015. *Reproductive biology of the silky shark *Carcharhinus falciformis* in the southern Mexican Pacific*. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom. 95 (3); 561-567.
- Gianeti M., L. Yokota, R. Lessa y J. Días. 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 1- 9.
- Gilbert, J., A. Reichelt-Brushett, P. Butcher, S. McGrath, V. Peddemors, A. Bowling y L. Christidis. 2015. *Metal and metalloid concentrations in the tissues of dusky *Carcharhinus obscurus*, sandbar *C. plumbeus* and white *Carcharodon carcharias* sharks from south-eastern Australian waters, and the implications for human consumption*. Marine Pollution Bulletin. 92 (1-2); 186-194.
- Global Water Partnership (GWP). 2015. *Situación de los Recursos Hídricos en Centroamérica, Guatemala*.  
[https://www.gwp.org/globalassets/global/gwpcam\\_files/srh\\_guatemala\\_2016.pdf](https://www.gwp.org/globalassets/global/gwpcam_files/srh_guatemala_2016.pdf)  
[Consultado 20 marzo 2019].
- González, E., 2015. *Distribución, abundancia y biomasa de *Cyclopsetta querna* (Lenguado dentón) en el Pacífico de Guatemala*. Universidad de San Carlos de Guatemala, Guatemala.
- Gonzalez-Pestana, A., J. Alfaro-Shigueto, J. Mangel y P. Espinoza. 2017. *Niveles de mercurio en el tiburón martillo *Sphyrna zygaena* (Carcharhiniformes: Sphyrnidae) del norte del Perú*. Revista Peruana de Biología. 24; 407-411.

- Gorton, J. 2018. *Sharks in Australian waters*. Department of Environmental Energy. <http://www.environment.gov.au/> [Consultado 18 de septiembre de 2019].
- Goyer, R. 1990. *Transplacental transport of lead*. Environmental Health Perspectives 89:101–105.
- Hacohen-Domené A., F. Polanco-Vásquez, R. Graham. 2016. *First report of the whitesaddled catshark Scyliorhinus hesperius (Springer 1966) in Guatemala's Caribbean Sea*. Marine Biodiversity Records, 9 (101); 2-6.
- Haas, A., T. Fedler y E. Brooks. 2017. *The Contemporary economic value of elasmobranchs in The Bahamas: Reaping the rewards of 25 years of stewardship and conservation*. Biological Conservation. 55-63.
- Hacohen-Domené A., F. Polanco-Vásquez, T. Méndez, A. Pacay y R. Graham. 2017. *First record of the chimaera Neoharriotta carri (Bullis and Carpenter 1966) in the Caribbean of Guatemala*. Marine Biodiversity Records, 10 (1); 1-4.
- Hacohen-Domené A., F. Polanco-Vásquez, y R. Graham. 2017. *First record of Heptachias perlo (Bonnaterre 1788) in Guatemala's Caribbean Sea*, 10 (12): 1-5.
- Hacohen-Domené A., F. Polanco-Vásquez, A. Pacay, J. Ortiz-Aldana y C. Ávalos-Castillo. 2019. *Riqueza y abundancia de peces arrecifales en el Caribe de Guatemala utilizando Estaciones Remotas de Video Subacuático con Carnada*. Ciencia, Tecnología y Salud, 5 (2): 125- 135.
- Hacohen-Domené A., F. Polanco-Vásquez, C. Estupiñán-Montaña y R. Graham. 2020. *Description and characterization of the artisanal elasmobranch fishery on Guatemala's Caribbean coast*. PLoSONE, 15 (1): 1-19.

- He, Z., X. Yang y P. Stoffella. 2005. *Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment*. Journal of trace elements in Medicine and Biology. 19 (2-3); 125-140.
- Hearn, A., J. Ketchum, P. Klimley, E. Espinoza y C. Peñaherrera. 2010. *Hotspots within hotspots? Hammerhead shark movements around Wolf Island, Galapagos Marine Reserve*. Marine Biology. 157; 1899-1915.
- Heirhaus M., L. Dill, G. Marshall y B. Buhleier. 2002. *Habitat use and foraging behavior of tiger sharks (Galeocerdo cuvier) in a seagrass ecosystem*. Marine Biology. 140; 237- 248.
- Hoffmayer E., J. Franks, W. Driggers y P. Howey. 2013. *Diel Vertical Movements of a Scalloped Hammerhead, Sphyrna Lewini, in the Northern Gulf of Mexico*. Bulletin of Marine Science. 89 (2); 551-557.
- Instituto Nacional de Bosques (INAB), Consejo Nacional de Áreas Protegidas (CONAP) e Instituto Privado de Investigación sobre Cambio Climático (ICC). 2018. *Metodología para el Establecimiento y Mantenimiento de Parcelas permanentes de Medición Forestal -PPMF- en el Bosque Natural del Ecosistema de Manglar*. Guatemala. 42pp.
- Instituto Nacional de Sismología, Vulcanología, Meteorología e Hidrología (INSIVUMEH) 2018. *Hidrología*. <http://www.insivumeh.gob.gt/hidrologia/rios%20de%20guate.htm> [Consultado 14 marzo 2019]
- Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales (STRI). 2015. *Familia: DASYATIDAE, Rayas Batonas, Chupares, Rayas De Espina, Rayas Látigo*. <https://biogeodb.stri.si.edu/sftep/es/thefishes/taxon/242> [Consultado 15 junio 2019].

International Union for Conservation of Nature (IUCN). 2016. *Hypanus*.

<https://www.iucnredlist.org/search?query=hypanus&searchType=species>

[Consultado 6 de octubre 2019].

Ixquiac, M., 2009. *Áreas de crianza de tiburones en la plataforma continental del Pacífico de Guatemala: Herramienta para el manejo y aprovechamiento sostenido del recurso tiburón*. Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología-CONCYT-, Secretaría Nacional de Ciencia y Tecnología-SENACYT-, Fondo Nacional de Ciencia y Tecnología-FONACYT-, Centro de Estudios del Mar y la Acuicultura-CEMA- y Universidad de San Carlos de Guatemala, Guatemala. Guatemala.

Ixquiac, M., 2010. *Identificación, abundancia, distribución espacial de batoideos (rayas) en el pacífico guatemalteco*. Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología-CONCYT-, Secretaría Nacional de Ciencia y Tecnología-SENACYT-, Fondo Nacional de Ciencia y Tecnología-FONACYT-, Centro de Estudios del Mar y la Acuicultura-CEMA- y Universidad de San Carlos de Guatemala, Guatemala. Guatemala.

Ixquiac, M. 2018. Diagnóstico de los factores causales de la pesca ilegal no declarada y no reglamentada con énfasis en aguas jurisdiccionales y comunidades pesqueras- Guatemala. FAO. 25pp

Jann, G., A. Reichelt-Brushett, P. Butcher, S. McGrath, V. Peddemors, A. Bowling y L. Christidis, 2015. *Metal and metalloid concentrations in the tissues of dusky Carcharhinus obscurus, sandbar C. plumbeus and white Carcharodon carcharias sharks from south-eastern Australian waters, and the implications for human consumption*. Marine Pollution Bulletin. 92; 1-2.

- Jarup, L. 2003. *Hazards of heavy metal contamination*. British Medical Bulletin. 68; 167-182.
- Jiménez, Y. 2017. *Aspectos Reproductivos y de Crecimiento de la Raya Látigo Hypanus longus (Garman, 1880) en la Bahía de La Paz, BCS, México*. Universidad Autónoma de Baja California Sur. México.
- Jorhem L. y J. Engman. 2000. *Determination of Lead, Cadmium, Zinc, Copper, and Iron in Foods by Atomic Absorption Spectrometry after Microwave Digestion: NMKL Collaborative Study*. Journal of AOAC International, 83(5): 1189-1203.
- Joung, S., C. Chen, H. Lee y K. Liu. 2008. *Age, growth, and reproduction of silky sharks, Carcharhinus falciformis, in northeastern Taiwan waters*. Fisheries Research. 90; 78-85.
- K. Sang Wha , S. Han, Y. Kim, J. Woo. S. Sankar, C. Chi, S. Yun, H. Joong, S. Guen, J. Woo , J. Kwon, W. Taek, J. Cha, S. Han, B. Chun, T. Park, B. Yeop y S. Chang. *Heavy metal accumulation in and food safety of shark meat from Jeju island, Republic of Korea*. PLoS ONE. 14 (3).
- Ketchum J., A. Hearn, A. Klimley, E. Espinoza, C. Peñaherrera y J. Largier. 2013. *Seasonal changes in movements and habitat preferences of the scalloped hammerhead shark (Sphyrna lewini) while refuging near an oceanic island*. Marine Biology. DOI 10.1007/s00227-013-2375-5
- Kragulj T., M. Purić, V. Bursić, G. Vuković, M. Đukić, N. Puvača y A. Petrović. 2018. *Lead contamination of fish and water from coastal sea of bar region (Montenegro)*. Journal of Agronomy, Technology and Engineering Management. 1(1); 124-129.

- Kwang-Ming L. y C. Chen. 1998. *Demographic Analysis of the Scalloped Hammerhead, Sphyrna lewini, in the Northwestern Pacific*. Fisheries Science. 65 (2); 218-223.
- Last, P., G. Naylor, B. Séret, W. White, M. Stehmann y M. Carvalho. 2016. *Rays of the World*. Csiro Publishing. 800 pp.
- Last, P., G. Naylor, y B. Manjaji-Matsumoto. 2016. *A revised classification of the family Dasyatidae (Chondrichthyes: Myliobatiformes) based on new morphological and molecular insights*. Zootaxa. 4139 (3); 345-368.
- Lopez, A., N. Abarca y R. Meléndez. 2013. *Heavy Metal Concentrations of Two Highly Migratory Sharks (Prionace Glauca and Isurus Oxyrinchus) in the Southeastern Pacific Waters: Comments on Public Health and Conservation*. Tropical Conservation Science. 6 (1); 126-137.
- López, C. y A. Maz. 2006. *Biomagnificación y bioacumulación de mercurio en cuatro especies de tiburón de la Península de Baja California Sur, México*. Universidad JorgeTadeo Lozano, Bogotá, Colombia.
- López, J. 2011. *Bioacumulación*.  
<https://www.mendozaconicet.gov.ar/portal/enciclopedia/terminos/Bioac.htm>  
[Consultado 12 junio 2019]
- López-García J., A. Navia, P. Mejía-Falla y E. Rubio. 2012. *Feeding habits and trophic ecology of Dasyatis longa (Elasmobranchii: Myliobatiformes): sexual, temporal and ontogenetic effects*. Journal of Fish Biology, 80: 1563-1579.
- Maradiaga, C. 2014. *Diagnóstico ambiental y actividades de Gestión ambiental desarrolladas en la Oficina de Gestión Ambiental y Riesgo de la Municipalidad de Chiquimulilla, Departamento de Santa Rosa, 2014*. USAC.

- Marcovecchio, J., V. Moreno y A. Perez. 1986. *Bio-magnification of total mercury in Bahía Blanca Estuary shark*. Marine Pollution Bulletin. 17(6); 276-278
- Marisco, E., M. Machado, M. Knoff, S. São. 2007. *Total mercury in sharks along the southern Brazilian Coast*. Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia. 59 (6); 1593-1596
- Martínez-Ortíz, J., F. Galván-Magaña, M. Carrera, D. Mendoza-Intrigo, C. Estupiñán-Montaño y L. Cedeño-Figueroa. 2007. *Abundancia estacional de Tiburones desembarcados en Manta-Ecuador/Seasonal abundance of Sharks landings in Manta-Ecuador*. APERPO-PMRC. Ecuador. 20pp.
- Matthes, H., 1986. *La Situación de la Pesca y Acuicultura en Guatemala y los Lineamientos para su Desarrollo Futuro*.  
<http://www.fao.org/docrep/field/003/AC587S/AC587S03.htm> [Consultado 12 abril 2019]
- Mendoza-Díaz, F., A. Serrano, L. Cuervo-López, A. López-Jiménez, J. Galindo y A. Basañez-Muñoz. 2013. *Concentración de Hg, Pb, Cd, Cr y As en hígado de Carcharhinus limbatus (Carcharhiniformes: Carcharhinidae) capturado en Veracruz, México*. Revista de Biología Tropical. 61 (2); 821-828.
- Mohammed, A. y T. Mohammed. 2017. *Mercury, arsenic, cadmium and lead in two commercial shark species (Sphyrna lewini and Caraharinus porosus) in Trinidad y Tobago*. Marine Pollution Bulletin. 119; 214-2018.
- Molina, C., C. Ibañez y F. Gibon. 2012. *Proceso de biomagnificación de metales pesados en un lago hiperhalino (Poopó, Oruro, Bolivia): Posible riesgo en la salud de consumidores*. Ecología en Bolivia. 47; 99–118.
- Mull, C., J. O’Sullivan y C. Lowe, 2012. *Heavy Metals, Trace Elements, and Organochlorine Contaminants in Muscle and Liver Tissue of Juvenile White*

*Sharks, Carcharodon carcharias, from the Southern California Bight.* CRC Press. EE.UU. 19pp.

Murillo-Cisneros, J, O'Harab, M. Castellinib, A. Sánchez-González, F. Elorriaga-Verplanckena, A. Marmolejo-Rodríguez, E. Marín-Enríquezc, F. Galván-Magaña. 2018. *Mercury concentrations in three ray species from the Pacific coast of Baja California Sur, Mexico: Variations by tissue type, sex and length.* Marine Pollution Bulletin. 126: 77-85.

Museo de Historia Natural de San Diego (SDNHM). 2000. *Sphyrna lewini Scalloped hammerhead, Tiburón martillo, Cornuda.*  
<https://www.sdnhm.org/oceanoasis/fieldguide/sphy-lew-sp.html> [Consultado 12 junio 2019].

Nalesso, E., A. Hearn, O. Sosa-Nishizaki, T. Steiner, A. Antoniou, A. Reid, S. Bessundo, G. Soler, P. Klimley, F. Lara, J. Ketchum y R. Arauz. 2019. *Movements of scalloped hammerhead sharks (Sphyrna lewini) at Cocos Island, Costa Rica and between oceanic islands in the Eastern Tropical Pacific.* PLoS One. 14(3).

Navarro, J. 2016. Ecomorfología del aparato mandibular de peces Batoideos.  
<http://tesis.ipn.mx/handle/123456789/18913> [Consultado 15 mayo 2020].

Navía A., P. Mejía-Falla, J. López-García, A. Giraldo y V. Cruz-Escalona. 2016. *How many trophic roles can elasmobranchs play in a marine tropical network?.* Marine and Freshwater Research, 68: 1-12.

Norma Oficial Mexicana. 2009. *Norma Oficial Mexicana NOM-242-SSA1-2009 : Productos y servicios. Productos de la pesca frescos, refrigerados, congelados y procesados. Especificaciones sanitarias y métodos de prueba.*  
<http://www.fao.org/faolex/results/details/es/c/LEX-FAOC118793/> [Consultado 18 de octubre 2019]

- O'Malley, M., K. Lee-Brooks y H. Medd. 2014. *The Global Economic Impact of Manta Ray Watching Tourism*. PLoS ONE. 8(5).
- Olmedo, P., A. Pla, A. Hernández, F. Barbier, L. Ayouni y F. Gil. 2013. *Determination of toxic elements (mercury, cadmium, lead, tin and arsenic) in fish and shellfish samples*. Risk assessment for the consumers. *Environment International*. 59; 63-72.
- Ooi M., K. Townsend, M. Bennett, A. Richardson, D. Fernando, C. Villa y C. Gaus. 2015. *Levels of arsenic, cadmium, lead and mercury in the branchial plate and muscle tissue of mobulid rays*. *Marine Pollution Bulletin*. 94; 251-259.
- Organización del sector pesquero y acuícola del Istmo Centroamericano OSPESCA. 2018. *Sphurna lexini, Tiburón martillo común, pez martillo, charruda, cornuda común, scalloped hammerhead*. Disponible en: <http://climapesca.org/2018/09/06/sphurna-lewini/>
- Ortega, M. 2014. *Niveles de plomo y mercurio en muestras de carne de pescado importado y local*. *Pediatría*. 47(3); 51-54.
- Ortiz, C. 2009. *Abundancia de especies pelágicas capturadas por la flota de pesca artesanal de la aldea Buen Vista, en el Pacífico de Guatemala*. [http://biblioteca.usac.edu.gt/tesis/24/24\\_0071.pdf](http://biblioteca.usac.edu.gt/tesis/24/24_0071.pdf) [Consultado 12 abril 2019]
- Ortiz, S. 2011. *Comportamiento de socialización y alimentación de tres especies de delfines (Tursiops truncatus, Stenella longirostris y Delphinus delphis) en el Cañón de San José y La Fosa Centroamericana-Pacífico Este de Guatemala*. Universidad de San Carlos de Guatemala, Guatemala. Guatemala
- Ortiz, S., A. Cabrera, M. Corona y V. Gudiel. 2012. *Cetáceos del Pacífico oeste de Guatemala, y su importancia en el desarrollo socio-económico y ambiental del*

*Pacífico*

*guatemalteco*.<https://digi.usac.edu.gt/bvirtual/informes/informes2012/INF-2012-18.pdf> [Consultado 15 abril 2019]

- Pastorelli, A., M. Baldini, P. Stacchini, G. Baldini, S. Morelli, E. Sagratella, S. Zaza y S. Ciardullo. 2012. *Human exposure to lead, cadmium and mercury through fish and seafood product consumption in Italy: a pilot evaluation*. Food Additives & Contaminants: Part A: Chemistry, Analysis, Control, Exposure & Risk Assessment. 29;1913-1921.
- Queiroz A., M. Araújo y R. Lessa. 2019. *Dietary composition and trophic level of *Hypanus marianae* (Myliobatiformes: Dasyatidae), captured off Pernambuco coast, Brazil*. Latin American Journal of Acuatc Research, 47 (5): 808-817.
- Ramírez-Rodríguez M., G. Jodán, L. Cuervo. H. Pérez. 2019. *Comparación de la dieta de tres especies de rayas capturadas incidentalmente en arrastres de camarón en Sinaloa y norte de Nayarit*. Universidad Veracruzana.
- Ramírez, C., J. Castillo y J. Castellanos, 2013. Catálogo de aletas, tronchos y tiburones del Pacífico Mexicano. Primera editorial SAGARPA, México. 64 pp.
- Ramírez, S., D. Cartamil, F. Galvan-Magaña, G. Gonzalesz-Barbara, J. Graham, M. Carrera-Fernandez, O. Escobar-Sanchez, O. Sosa-Nishizaki y A. Rochin-Alamillo. 2013. *The artisanal elasmobranch fishery of the Pacific coast of Baja California Sur, Mexico, management implications*. Scientia Marina. 77(3); 473-487.
- Ramírez-Amaro S. 2011. *Caracterización de la Pesquería Artesana de Elasmobranquios en La Costa Occidental de Baja California Sur, México*. Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. México.

- Raynie D. 2016. *Know Your Sample: Size Matters*. LCGC Europe, 29 (8); 442-445.
- Reátequi-Quisepe A. y D. Pariona-Velare. 2019. *Determinación de plomo, cadmio, mercurio y Bases Volátiles Nitrogenadas Totales (NBVT) en el músculo de tiburón azul Prionace glauca procedente de la zona sur del Perú*. Revista de Biología Marina y Oceanografía. 54 (3); 336-342.
- Reyes-Ramírez<sup>1</sup> H., N. Álvarez-Pliego, A. Sánchez, H. Espinosa-Pérez, R. Florido y M. Salcedo. 2018. *Registros limnéticos de Hypanus sabinus (Myliobatiformes: Dasyatidae) en la cuenca del río Grijalva, sur del Golfo de México*. Revista de Biología Marina y Oceanografía. 53 (1); 141-145.
- Roff G., C. Doropoulos, A. Rogers, Y. Bozec, N. Krueck, E. Aurellado, M. Priest, C. Birrell y P. Mumby. 2016. *The Ecological Role of Sharks on Coral Reefs*. Trends in Ecology & Evolution. 31 (5); 395-407
- Rosa-Meza K., O. Sosa- Nishizaki y H. Cueva-Salcedo. 2013. *Hábitos alimentarios de la guitarra punteada Rhinobatos glaucostigma (Elasmobranchii, Batoidea) en el sureste del golfo de California*. Ciencias Marina, 39 (3): 277- 290.
- Ruiz, C. y N. Mijangos. 1999. Case studies of the management of elasmobranch fisheries. <http://www.fao.org/docrep/003/X2097E/X2097E08.htm> [Consultado 12 junio 2019].
- Saldaña-Ruiz, L., O. Sosa-Nishizaki, Z. Ramírez-Mendoza, M. Pérez-Miranda, F. Rocha-González y M. Rodríguez-Medrano. 2016. *Reconstrucción de capturas por especie de la pesca artesanal de rayas del Golfo de California, 1997-2014*. Ciencia Pesquera, 24; 81-96.
- Sánchez- de Ita, J., C. Quiñónez-Velázquez, F. Gaván-Magaña, N. Bocanegra-Castillo y R. Félix-Uraga. 2010. *Age and growth of the silky shark Carcharhinus falciformis*

*from the west coast of Baja California Sur, Mexico. Journal of Applied Ichthyology. 27; 20-24.*

- Sánchez, O., 2011. *Bioacumulación y Biomagnificación de mercurio y selenio en peces pelágicos mayores de la Costa Occidental de Baja California Sur, México.* Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. México
- Scenna L., S. García, y J. Día. 2006. *Trophic ecology of the Patagonian skate, Bathyraja macloviana, on the Argentine continental shelf.* Journal of Marine Science 63: 867–874.
- Schumid K., M. Adrade, F. machado, J. Araujo, E. Corêa y T. Giarrizzo.2019. *Morphological abnormality in a Longnose Stingray Hypanus guttatus (Bloch & Schneider, 1801) (Myliobatiformes: Dasyatidae).* Biota Neotropica. 19 (4).
- Segner, H. 2011. *Reproductive and developmental toxicity in fishes, Reproductive and Developmental Toxicology.* Elsevier. EE.UU. 1220 pp.
- Senior, W., M. Cornejo-Rodríguez, J. Tobar, M. Ramírez-Muñoz y A. Márquez. 2016. *Metales pesados (cadmio, plomo, mercurio) y arsénico en pescados congelados de elevado consumo en el Ecuador.* Zootecnia tropical. 34 (2); 143-153.
- Shiber, J. 2011. *Arsenic, cadmium, lead and mercury in canned sardines commercially available in eastern Kentucky, USA.* Marine Pollution Bulletin. 62; 66-72.
- Silva-Garay, Pacheco y Vélez-Zuazo. 2018. *First assessment of the diet composition and trophic level of an assemblage of poorly known chondrichthyans off the central coast of Peru.* Environmental Biology of Fishes. <https://doi.org/10.1007/s10641-018-0797-0>

- Smith W., G. Cailliet y E. Mariano. 2007. *Maturity and growth characteristics of a commercially exploited stingray, *Dasyatis dipterura**. *Marine and Freshwater Research*, 58: 54-66.
- Smith W., J. Bizzaro y J. Lamilla. 2016. *Hypanus dipterurus*, . *The IUCN Red List of Threatened Species 2016*. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T60152A104124276> [Consultado 15 mayo 2020].
- Smith, W. 2016. *Hypanus longus*. The IUCN Red List of Threatened Species. <https://www.iucnredlist.org/species/60157/104126060> [Consultado 15 junio 2019].
- Stevens J., R. Bonfil, N. Dulvy y P. Walker. 2000. *The effects of fishing on sharks, rays, and chimaeras (chondrichthyans), and the implications for marine ecosystems*. *ICES Journal of Marine Science*. 57; 476-494.
- Storelli, M., E. Ceci y G. Marcotrigiano. 1998. *Comparison of Total Mercury, Methylmercury, and Selenium in Muscle Tissues and in the Liver of *Stenella coeruleoalba* (Meyen) and *Caretta caretta* (Linnaeus)*. *Environmental Contamination and Toxicology*. 61; 541-147.
- Storelli, M., E. Ceci, A. Storelli y G. Marcotrigiano. 2003. *Polychlorinated biphenyl, heavy metal and methylmercury residues in hammerhead sharks: contaminant status and assessment*. *Marine Pollution Bulletin*, 46; 1035-1048.
- Strickland, J. 2017. *A brief Look at Human Impacts on Sharks*. *MedCrave*. 5(4)
- Tchounwou, P., C. Yedjou, A. Patlolla, y D. Sutton. 2012. *Heavy Metals Toxicity and the Environment*. National Institutes of Health. 101; 133-164

- Torres-Rojas Y., A. Hernández-Herrera, F. Galván-Magña y V. Alatorre-Ramírez. 2010. *Stomach content analysis of juvenile, scalloped hammerhead shark *Sphyrna lewini* captured off the coast of Mazatlán, Mexico*. *Aquatic Ecology*. 44; 301-308.
- Torres-Rojas Y., F. Osuna, J. Camalich y F. Galván. 2014. *Diet and trophic level of scalloped hammerhead shark (*Sphyrna lewini*) from the Gulf of California and Gulf of Tehuantepec, Mexico*. *Iranian Journal of Fisheries Science*, 14 (3): 767-785.
- Vargas S., y J. Marrugo. 2018. *Mercurio, Metilmercurio y otros metales pesados en peces de Colombia: Riesgo por ingesta*. *Acta Biológica Colombiana*. 24 (2); 232-242.
- Vianna G., M. Meekan, D. Pannell, S. Marsh y J. Meeuwing. 2012. *Socio-economic value and community benefits from shark-diving tourism in Palau: A sustainable use of reef shark populations*. *Biological Conservation*. 145; 267-277.
- White W., M. Platell y C. Potter. 2004. *Comparisons between the diets of four abundant species of elasmobranchs in a subtropical embayment: implications for resource partitioning*. *Marine Biology*, 144: 439-448.
- Widianarko B., C. Van, R. Verweij y N. Van Straalen. 2000. *Associations between Trace Metals in Sediment, Water, and Guppy, *Poecilia reticulata* (Peters), from Urban Streams of Semarang, Indonesia*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 46; 101-107.
- Winiarska-Mieczan A., M. Kwiecien y R. Krusin´ski. 2015. *The content of cadmium and lead in canned fish available in the Polish market*. *Journal für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit*, 10: 165-169.

- Winiarska-Mieczan, A., F. Mariusz, M. Kwiecień, K. Kwiatkowska y R. Krusiński. 2017. *Cadmium and Lead Content in Chosen Commercial Fishery Products Consumed in Poland and Risk Estimations on Fish Consumption*. Biological Trace Element Research. 182; 373-380.
- World Health Organization & International Programme on Chemical Safety. 1991. Environmental Health Criteria 118. Inorganic Mercury. [https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/40626/IPCS\\_EHC\\_118.pdf;jsessionid=23CD5F7FBD916046E9810B2292235CE7?sequence=1](https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/40626/IPCS_EHC_118.pdf;jsessionid=23CD5F7FBD916046E9810B2292235CE7?sequence=1) [Consultado 5 mayo 2020].
- World Health Organization (WHO). 1996. *Trace Elements in Human Nutrition and Health*. Suiza.
- Zanella, I., y A. López-Garro. 2015. *Abundancia, reproducción y tallas del tiburón martillo Sphyrna lewini (Carcharhiniformes: Sphyrnidae) en la pesca artesanal de Golfo Dulce, Pacífico de Costa Rica*. Revista de Biología Tropical. 63 (1); 307- 317
- Zaza, S., K. de Balogh, M. Palmery, A. Pastorelli y P. Stacchini. 2015. *Human Exposure in Italy to lead, cadmium and mercury through fish and sea food product consumption from Eastern Central Atlantic Fishing Area*. Journal of Food Composition and Analysis, 40: 148-153.



## VII. Anexos

### Anexo 1. Licencia de Colecta o Aprovechamiento de Vida Silvestre emitido por el Consejo Nación del Áreas Protegidas (CONAP), Guatemala

Forma LCA

CONSEJO NACIONAL DE AREAS PROTEGIDAS (CONAP)  
GUATEMALA, C.A.

Serie A N° 003259

**LICENCIA DE COLECTA O APROVECHAMIENTO DE VIDA SILVESTRE**

1. Nombre o razón social: María José Lazo Hernández  
 Dirección: 32 Av. 22-01, Zona 5, Ciudad de Guatemala  
 Teléfono: (502) 30293252 Identificación: DPI-CUI - 2474 79829 2214

2. Tipo de colecta: comercial  científica  aficionada

3. No. de registro: I-DRSO-001-2019

4. Especies a colectar:

ESPECIES	CANTIDAD	FORMA
Peces cartilaginosos	500	Tejido (musculo)
Peces cartilaginosos	500	Contenido estomacal
Peces Oseos	500	Tejido (musculo)
Peces Oseos	500	Contenido estomacal
Última Línea		

5. Ubicación de la colecta o aprovechamiento: Aldea Las Lisas, Chiquimulilla, Aldea Monterrico, Taxiseo, del departamento de Santa Rosa



6. Número de registro de la propiedad: \_\_\_\_\_

7. Técnicas de colecta autorizadas: Se realizara en los desembarcaderos que se encuentran en La Aldea Las Lisas, Chiquimulilla, Aldea Monterrico, Taxiseo, del departamento de Santa Rosa

8. Nombre de colector(es) autorizado(s) e identificación: \_\_\_\_\_  
Luis Esteban Ruiz González (DPI: 1204 48696 0101), Ana Pechan Doméne (DPI: 2633 59595 0101)  
Ninoska Anzil López Xalín (DPI: 2539 35415 0101), Francisco Polanco Vásquez (DPI: 1851 13753 0101)

9. Localidad de traspaso de material coleccionado: Las Muestras coleccionadas en los desembarcaderos seran trasladadas a las instalaciones del Departamento de Biología de la Universidad del Valle de Guatemala

Lugar y fecha de emisión: Jutiapa, 09 de septiembre de 2019  
 Válido hasta: Jutiapa, 9 de septiembre de 2020

## Anexo 2. Exención de aprobación por parte de Comité de ética, uso y cuidado animal de la Universidad del Valle de Guatemala



**Comité de Ética, Uso y Cuidado animal de la  
Universidad del Valle de Guatemala**

**CEUCA - UVG**

Investigadora Principal: Luis Estuardo Ríos González  
Tesisista: María José Lazo  
Edificio y oficina: Departamento de Biología salón C 109  
E-Mail: [lerios@uvg.edu.gt](mailto:lerios@uvg.edu.gt), [laz15078@uvg.edu.gt](mailto:laz15078@uvg.edu.gt)  
Teléfono: 3029-3252

Guatemala, 21 de agosto de 2019.

Estimados investigadores,

Por este medio se hace constar que la propuesta del proyecto de tesis titulado: **Concentración de Plomo (Pb) en músculo de elasmobranquios capturados y comercializados en la Costa del Pacífico Guatemalteco**, ha sido revisada por miembros del Comité de Ética, para el Uso y Cuidado Animal de la Universidad Del Valle de Guatemala (CEUCA – UVG).

Se ha realizado la revisión del protocolo con el fin de asegurar que se cumple con los lineamientos del CEUCA UVG y con estipulado en la ley Protección y Bienestar Animal de Guatemala, para asegurar el trato ético a los animales que serán utilizados. Se ha determinado que el proyecto de investigación queda exento de aprobación por parte del CEUCA – UVG debido a que el uso de animales muertos o partes de animales no es considerado como investigación con el uso de animales, a menos que la actividad implique (1) la eutanasia de animales con el fin de obtener o usar sus tejidos u otros materiales, o (2) manipulación ante-mortem de animales previa al proyecto para realizar eutanasia y/o obtener tejidos o muestras.

Para llevar a cabo el estudio se determinó que no se realizarán capturas por parte de los investigadores, ni dichas muestras se obtendrán de animales vivos, ya que se utilizarán como muestras los especímenes de la pesca artesanal y en número no significativo para la sobreexplotación del recurso.

Se solicita a los investigadores que, si hubiese necesidad de hacer modificaciones en el protocolo que involucren la captura, el manejo, la sujeción, el transporte, la manipulación, el muestreo y/o confinamiento / enjaulamiento de animales vivos, se comunique de nuevo con el comité para que dichas enmiendas sean evaluadas de manera que se pueda garantizar que se cumple a cabalidad con los lineamientos del CEUCA-UVG y de la ley de Bienestar Animal del país.

Sin otro particular quedo a sus órdenes,



MV Vanessa Granados B  
Médico Veterinario  
Colegiado 997  
CEUCA – UVG (Comité de Ética, Uso y Cuidado Animal, Universidad del Valle de Guatemala).

### Anexo 3. Cálculo de la concentración neta de Pb en tejido muscular

Se calculó la concentración de plomo (Pb), por medio de la utilización de estequiometría, de manera de saber la cantidad de miligramos por kilogramo de Pb presentes en músculo húmedo. Las bases de la estequiometría utilizados se muestran a continuación.

$$\text{Litros de solución} * \frac{\text{mg Pb}}{1 \text{ Litro de solución}} = \text{mg Pb}$$

$$\text{g muestra húmeda} * \frac{1\text{kg muestra húmeda}}{1000 \text{ g muestra húmeda}} = \text{kg muestra húmeda}$$

$$\frac{\text{mg Pb}}{\text{kg muestra húmeda}} = \frac{\text{mg Pb}}{\text{kg}} \text{ totales}$$

NOTA: El dato mg/ L de Pb en la primera operación, es la lectura brindada por el quipo AA.

### ANEXO 4. Medidas morfométricas de *Hypanus* spp. y *S. lewini* según localidad

Datos morfométricos en centímetros (cm)

ID	Localidad	especie	Genero	Madurez	LT	LC	LA	LD	AD	LG
Sipa 1	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	M	J				66	75	13
Sipa 2	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	M	J				56	68	3
Sipa 3	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	M	J				68	78	13.5
Sipa 4	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	M	J				57	73	13.5
Sipa 5	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	M	J				66	78	9
Sipa 6	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	M	J				66	77	14.5
Sipa 8	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	M	J				55	65	3.5
Sipa 9	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	F	J				55	65	8.5
Sipa 10	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	M	A				77	90	

ID	Localidad	especie	Genero	Madurez	Datos morfométricos en centímetros (cm)					
					LT	LC	LA	LD	AD	LG
Sipa 12	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	M	A				68	80	15.5
Sipa 13	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	M	J				66	75	12.5
Sipa 14	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	M	A				68	83	13.5
Sipa 15	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	F	J				70	82	
Sipa 16	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	M	A				73	83	13
Sipa 17	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	F	A				93	110	
Sipa 18	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	M	A				74	87	15
Sipa 19	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	F	J				90	107	
Sipa 20	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	F	A				92	116	
Sipa 21	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	F	J				88	106	
Sipa 22	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	F	A				100	123	
Sipa 24	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	M	J				65	77	7.5
Sipa 25	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	M	J				63	76	12
Sipa 27	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	F	J				73	87	
Sipa 28	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	M	A				68	80	15
Sipa 29	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	M	J				63	74	9
Sipa 30	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	F	J				63	54	
Sipa 31	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	M	J				72	57	5
Sipa 32	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	M	J				74	63	5
Sipa 33	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	M	J				85	73	16
Sipa 34	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	M	A				72	83	16
Sipa 35	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	F	A				98	112	

ID	Localidad	especie	Genero	Madurez	Datos morfométricos en centímetros (cm)					
					LT	LC	LA	LD	AD	LG
Sipa 37	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	F	J				59	70	
Sipa 38	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	M	J				64	75	13
Sipa 39	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	M	J				55	64	3
Sipa 40	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	M	J				67	78	12
Sipa 41	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	M	J				47	53	4
Sipa 42	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	M	A				70	83	13
Sipa 43	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	M	A				70	80	15
Sipa 44	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	M	A				74	85	16
Sipa 46	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	M	J				60	70	7
Sipa 48	Sipacate	<i>Sphyrna lewini</i>	M	N	50.5	35	16			2.5
Sipa 49	Sipacate	<i>Sphyrna lewini</i>	M	N	50.5	35	15.5			2.5
Sipa 50	Sipacate	<i>Sphyrna lewini</i>	F	J	59	41	19			
Sipa 52	Sipacate	<i>Sphyrna lewini</i>	M	J	62.5	43.5	20.5			3
Sipa 53	Sipacate	<i>Sphyrna lewini</i>	F	J	72	51	23			
BV 1	Buena Vista	<i>Sphyrna lewini</i>	M	J	64	46.5	21			3.3
BV 2	Buena Vista	<i>Sphyrna lewini</i>	M	J	60	32	20			3
BV 3	Buena Vista	<i>Sphyrna lewini</i>	M	J	67.3	46.8	21.5			3.4
BV 4	Buena Vista	<i>Sphyrna lewini</i>	F	J	58	40	18.5			
BV 5	Buena Vista	<i>Sphyrna lewini</i>	F	J	67.5	46.5	21.5			
BV 6	Buena Vista	<i>Sphyrna lewini</i>	M	J	63	43.5	20.5			3.2
BV 7	Buena Vista	<i>Sphyrna lewini</i>	M	J	56.5	39	19			2.9
BV 8	Buena Vista	<i>Sphyrna lewini</i>	F	J	71.825		17.5			
BV 10	Buena Vista	<i>Sphyrna lewini</i>	M	J	85.375		21.5			2

ID	Localidad	especie	Genero	Madurez	Datos morfométricos en centímetros (cm)					
					LT	LC	LA	LD	AD	LG
BV 12	Buena Vista	<i>Sphyrna lewini</i>	M	J	92.275		23.5			3
BV 13	Buena Vista	<i>Sphyrna lewini</i>	M	J	95.725		24.5			3.5
BV 14	Buena Vista	<i>Hypanus spp.</i>	M	J				54.5	60	5.5
BV 15	Buena Vista	<i>Hypanus spp.</i>	F	J				46	55	
BV 16	Buena Vista	<i>Hypanus spp.</i>	F	J				50	56	
BV 17	Buena Vista	<i>Hypanus spp.</i>	NA	NA				NA	NA	
Lis 2	Las Lisas	<i>Sphyrna lewini</i>	F	N	69.16		16.8			
Lis 3	Las Lisas	<i>Sphyrna lewini</i>	M	N	65.365		15.7			
Lis 7	Las Lisas	<i>Sphyrna lewini</i>	F	N	49.4	33.5				
Lis 8	Las Lisas	<i>Sphyrna lewini</i>	F	N	47.9	33.7				
Lis 11	Las Lisas	<i>Sphyrna lewini</i>	M	N	47.8	33.9	16.8			2.9
Lis 12	Las Lisas	<i>Sphyrna lewini</i>	M	J	62.95		15			1.9
Lis 13	Las Lisas	<i>Sphyrna lewini</i>	M	J	66.055		15.9			1.9
Lis 14	Las Lisas	<i>Sphyrna lewini</i>	M	J	65.365		15.7			1.9
Lis 15	Las Lisas	<i>Sphyrna lewini</i>	F	J	69.396		16.8			
Lis 16	Las Lisas	<i>Sphyrna lewini</i>	F	J	74.948		18.4			
Lis 17	Las Lisas	<i>Sphyrna lewini</i>	F	J	70.09		17			
Lis 18	Las Lisas	<i>Sphyrna lewini</i>	F	J	71.825		17.5			
Lis 19	Las Lisas	<i>Sphyrna lewini</i>	F	J	72.866		17.8			
Lis 20	Las Lisas	<i>Sphyrna lewini</i>	M	J	72.265		17.7			2.9
Lis 21	Las Lisas	<i>Sphyrna lewini</i>	F	J	63.844		15.2			
Lis 22	Las Lisas	<i>Sphyrna lewini</i>	F	J	62.109		14.7			
Lis 24	Las Lisas	<i>Sphyrna lewini</i>	M	J	69.85		17			
Lis 25	Las Lisas	<i>Sphyrna lewini</i>	F	J	66.62		16			

ID	Localidad	especie	Genero	Madurez	Datos morfométricos en centímetros (cm)					
					LT	LC	LA	LD	AD	LG
Lis 27	Las Lisas	<i>Sphyrna lewini</i>	M	J	78.475		19.5			
Lis 28	Las Lisas	<i>Sphyrna lewini</i>	F	J	71.825		17.5			
Lis 5	Las Lisas	<i>Hypanus</i> spp.	NA	NA				NA	NA	
Lis 6	Las Lisas	<i>Hypanus</i> spp.	M	J				21.5	36.5	2.9
Lis 10	Las Lisas	<i>Hypanus</i> spp.	NA	J				51.5	53.6	

Nota. LT es longitud total, LC es longitud caudal, LA longitud alternativa, LD longitud de disco, AD ancho de disco y LG longitud de gonopterigio

**ANEXO 5.** Cálculo del músculo húmedo inicial en cada muestra muscular de elasmobranquios a partir del peso seco (g) utilizado para la digestión química

ID	Especie	Peso seco (g) músculo de elasmobranquios	Peso húmedo (g) músculo de elasmobranquios
Sipa 1	<i>Hypanus</i> spp.	0.5021	1.6737
Sipa 2	<i>Hypanus</i> spp.	0.5005	1.6683
Sipa 3	<i>Hypanus</i> spp.	0.5017	1.6723
Sipa 4	<i>Hypanus</i> spp.	0.5003	1.6677
Sipa 5	<i>Hypanus</i> spp.	0.5006	1.6687
Sipa 6	<i>Hypanus</i> spp.	0.5016	1.6720
Sipa 8	<i>Hypanus</i> spp.	0.5011	1.6703
Sipa 9	<i>Hypanus</i> spp.	0.5008	1.6693
Sipa 10	<i>Hypanus</i> spp.	0.5012	1.6707
Sipa 11	<i>Hypanus</i> spp.	0.5006	1.6687
Sipa 12	<i>Hypanus</i> spp.	0.5012	1.6707
Sipa 13	<i>Hypanus</i> spp.	0.5007	1.6690
Sipa 14	<i>Hypanus</i> spp.	0.5009	1.6697
Sipa 15	<i>Hypanus</i> spp.	0.5010	1.6700
Sipa 16	<i>Hypanus</i> spp.	0.5000	1.6667
Sipa 17	<i>Hypanus</i> spp.	0.5007	1.6690
Sipa 18	<i>Hypanus</i> spp.	0.5000	1.6667
Sipa 19	<i>Hypanus</i> spp.	0.5008	1.6693
Sipa 20	<i>Hypanus</i> spp.	0.5003	1.6677
Sipa 21	<i>Hypanus</i> spp.	0.5006	1.6687
Sipa 22	<i>Hypanus</i> spp.	0.5008	1.6693
Sipa 24	<i>Hypanus</i> spp.	0.5005	1.6683

ID	Especie	Peso seco (g) músculo de elasmobranquios	Peso húmedo (g) músculo de elasmobranquios
Sipa 25	<i>Hypanus</i> spp.	0.5006	1.6687
Sipa 27	<i>Hypanus</i> spp.	0.5008	1.6693
Sipa 28	<i>Hypanus</i> spp.	0.5003	1.6677
Sipa 29	<i>Hypanus</i> spp.	0.5008	1.6693
Sipa 30	<i>Hypanus</i> spp.	0.5005	1.6683
Sipa 31	<i>Hypanus</i> spp.	0.5001	1.6670
Sipa 32	<i>Hypanus</i> spp.	0.5009	1.6697
Sipa 33	<i>Hypanus</i> spp.	0.5008	1.6693
Sipa 34	<i>Hypanus</i> spp.	0.5007	1.6690
Sipa 35	<i>Hypanus</i> spp.	0.5009	1.6697
Sipa 36	<i>Hypanus</i> spp.	0.5003	1.6677
Sipa 37	<i>Hypanus</i> spp.	0.5007	1.6690
Sipa 38	<i>Hypanus</i> spp.	0.5000	1.6667
Sipa 39	<i>Hypanus</i> spp.	0.5004	1.6680
Sipa 40	<i>Hypanus</i> spp.	0.5008	1.6693
Sipa 41	<i>Hypanus</i> spp.	0.5004	1.6680
Sipa 42	<i>Hypanus</i> spp.	0.5003	1.6677
Sipa 43	<i>Hypanus</i> spp.	0.5009	1.6697
Sipa 44	<i>Hypanus</i> spp.	0.5001	1.6670
Sipa 46	<i>Hypanus</i> spp.	0.5009	1.6697
Sipa 48	<i>Sphyrna lewini</i>	0.5003	2.0846
Sipa 49	<i>Sphyrna lewini</i>	0.5009	2.0871
Sipa 50	<i>Sphyrna lewini</i>	0.5009	2.0871
Sipa 52	<i>Sphyrna lewini</i>	0.5004	2.0850
Sipa 53	<i>Sphyrna lewini</i>	0.5004	2.0850
BV 1	<i>Sphyrna lewini</i>	0.5005	2.0854
BV 2	<i>Sphyrna lewini</i>	0.5002	2.0842
BV 3	<i>Sphyrna lewini</i>	0.5009	2.0871
BV 4	<i>Sphyrna lewini</i>	0.5007	2.0863
BV 5	<i>Sphyrna lewini</i>	0.5007	2.0863
BV 6	<i>Sphyrna lewini</i>	0.5009	2.0871
BV 7	<i>Sphyrna lewini</i>	0.5003	2.0846
BV 8	<i>Sphyrna lewini</i>	0.5008	2.0867
BV 9	<i>Sphyrna lewini</i>	0.5000	2.0833
BV 10	<i>Sphyrna lewini</i>	0.5004	2.0850
BV 11	<i>Sphyrna lewini</i>	0.5000	2.0833
BV 12	<i>Sphyrna lewini</i>	0.5002	2.0842
BV 13	<i>Sphyrna lewini</i>	0.5001	2.0838
BV 14	<i>Hypanus</i> spp.	0.5009	1.6697
BV 15	<i>Hypanus</i> spp.	0.5005	1.6683
BV 16	<i>Hypanus</i> spp.	0.5003	1.6677
BV 17	<i>Hypanus</i> spp.	0.5009	1.6697

ID	Especie	Peso seco (g) músculo de elasmobranquios	Peso húmedo (g) músculo de elasmobranquios
Lis 2	<i>Sphyrna lewini</i>	0.5006	2.0858
Lis 3	<i>Sphyrna lewini</i>	0.5001	2.0838
Lis 5	<i>Hypanus spp.</i>	0.5006	1.6687
Lis 6	<i>Hypanus spp.</i>	0.5006	1.6687
Lis 7	<i>Sphyrna lewini</i>	0.5003	2.0846
Lis 8	<i>Sphyrna lewini</i>	0.5006	2.0858
Lis 10	<i>Hypanus spp.</i>	0.5004	1.6680
Lis 11	<i>Sphyrna lewini</i>	0.5007	2.0863
Lis 12	<i>Sphyrna lewini</i>	0.5009	2.0871
Lis 13	<i>Sphyrna lewini</i>	0.5003	2.0846
Lis 14	<i>Sphyrna lewini</i>	0.5002	2.0842
Lis 15	<i>Sphyrna lewini</i>	0.5007	2.0863
Lis 16	<i>Sphyrna lewini</i>	0.5007	2.0863
Lis 17	<i>Sphyrna lewini</i>	0.5004	2.0850
Lis 18	<i>Sphyrna lewini</i>	0.5005	2.0854
Lis 19	<i>Sphyrna lewini</i>	0.5008	2.0867
Lis 20	<i>Sphyrna lewini</i>	0.5006	2.0858
Lis 21	<i>Sphyrna lewini</i>	0.5002	2.0842
Lis 22	<i>Sphyrna lewini</i>	0.5005	2.0854
Lis 23	<i>Sphyrna lewini</i>	0.5006	2.0858
Lis 24	<i>Sphyrna lewini</i>	0.5004	2.0850
Lis 25	<i>Sphyrna lewini</i>	0.5002	2.0842
Lis 26	<i>Sphyrna lewini</i>	0.5002	2.0842
Lis 27	<i>Sphyrna lewini</i>	0.5005	2.0854
Lis 28	<i>Sphyrna lewini</i>	0.5009	2.0871

**ANEXO 6. Lecturas AA de cada una de las muestras de músculo de elasmobranquio analizado**

Lecturas AA mg/kg de Pb en muestra digerida									
ID	1	2	3	4	5	6	MEDIA	SD	%RSD
BV1	0.039	0.023	0.019	0.038	0.031	0.030	0.031	0.00795	26.07
BV2	0.070	0.061	0.050	0.053	0.057	0.064	0.059	0.00736	12.47
BV3	0.030	0.037	0.046	0.027	0.014	0.032	0.031	0.010658	34.38
BV4	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA
BV5	NA	0.017	0.009	0.019	0.003	NA	0.012	NA	NA
BV6	0	0	0.02	0	0	0.17	0.038	0.074297	NA
BV7	0.058	0.118	0.087	0.108	0.094	0.113	0.104	0.013058	NA
BV8	0.068	0.055	0.043	0.044	0.046	0.044	0.050	0.0098	19.55
BV9	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA
BV10	0.071	0.040	0.052	0.047	0.044	0.048	0.051	0.0108	21.44

Lecturas AA mg/kg de Pb en muestra digerida

ID	1	2	3	4	5	6	MEDIA	SD	%RSD
BV11	0.066	0.053	0.077	0.070	0.080	0.067	0.069	0.0094	13.60
BV12	0.115	0.066	0.053	0.089	0.076	0.087	0.081	0.0216	26.64
BV13	0.000	0.000	0.038	0.043	0.058	0.032	0.029	0.023696	NA
BV14	0	0	0	0	0	0	0.000	NA	NA
BV15	0.043	0.033	0.044	0.030	0.051	0.049	0.042	0.0084	20.24
BV16	0.059	0.076	0.081	0.055	0.072	0.072	0.069	0.0102	14.68
BV17	0.114	0.112	0.106	0.087	0.094	0.091	0.101	0.0115	11.45
LIS2	0.065	0.032	0.039	0.044	0.040	0.057	0.046	0.0125	27.11
LIS3	0.001	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	NA	NA
LIS5	0.152	0.159	0.126	0.159	0.106	0.135	0.140	NA	NA
LIS6	0.141	0.123	0.113	0.143	0.120	0.103	0.124	0.0154	12.45
LIS7	0.185	0.212	0.208	0.194	0.184	0.189	0.195	0.0120	6.14
LIS8	0.057	0.066	0.086	0.074	0.063	0.071	0.069	0.0100	14.37
LIS10	0.000	0.000	0.017	0.000	0.019	0.01	0.008	0.0089	NA
LIS11	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	NA	NA
LIS12	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	NA	NA
LIS13	0.049	0.065	0.058	0.048	0.034	0.064	0.053	0.0118	NA
LIS14	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	NA	NA
LIS15	0.079	0.092	0.06	0.066	0.077	0.068	0.074	0.0114	15.48
LIS16	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	NA	NA
LIS17	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	NA	NA
LIS18	0.049	0.041	0.054	0.048	0.033	0.051	0.046	0.0078	17.10
LIS19	0.055	0.042	0.038	0.049	0.045	0.029	0.043	0.0089	20.71
LIS20	0.054	0.089	0.080	0.063	0.085	0.079	0.075	0.0136	18.09
LIS21	0	0.002	0.014	0.023	0.013	0	0.009	NA	NA
LIS22	0.072	0.075	0.054	0.059	0.040	0.064	0.061	0.0127	20.96
LIS23	0.060	0.080	0.075	0.086	0.032	0.073	0.068	0.0197	29.12
LIS24	0.264	0.249	0.214	0.220	0.249	0.245	0.240	0.0192	7.98
LIS25	0.229	0.270	0.246	0.255	0.226	0.236	0.244	0.0169	6.92
LIS26	0.141	0.133	0.129	0.088	0.114	0.110	0.119	0.0193	16.17
LIS27	0.145	0.122	0.156	0.155	0.119	0.128	0.137	0.0165	11.99
LIS28	0.121	0.121	0.083	0.086	0.085	0.103	0.100	0.0179	17.95
SIPA1	0.079	0.101	0.072	0.132	0.079	0.077	0.090	0.0229	25.54
SIPA2	0.111	0.132	0.104	0.102	0.127	0.100	0.113	0.0138	12.25
SIPA3	0.092	0.099	0.070	0.085	0.078	0.075	0.083	0.0109	13.07
SIPA4	0.222	0.219	0.243	0.227	0.201	0.225	0.223	0.0135	6.05
SIPA5	0.114	0.051	0.087	0.087	0.084	0.079	0.084	0.0202	24.13
SIPA6	0.229	0.240	0.236	0.196	0.188	0.204	0.216	0.0221	10.25
SIPA8	0.123	0.110	0.087	0.072	0.150	0.103	0.107	0.0275	25.65
SIPA9	0.086	0.100	0.115	0.104	0.091	0.111	0.101	0.0115	11.320
SIPA10	0.055	0.051	0.087	0.070	0.064	0.050	0.063	0.0140	22.28

Lecturas AA mg/kg de Pb en muestra digerida

ID	1	2	3	4	5	6	MEDIA	SD	%RSD
SIPA11	0.049	0.063	0.084	0.069	0.064	0.054	0.064	0.0121	18.91
SIPA12	0.094	0.081	0.095	0.086	0.097	0.064	0.086	0.0124	14.38
SIPA13	0.144	0.149	0.137	0.120	0.134	0.093	0.130	0.0203	15.71
SIPA14	0.096	0.091	0.079	0.88	0.071	0.089	0.086	0.0091	10.57
SIPA15	0.073	0.088	0.085	0.056	0.094	0.089	0.081	0.0140	17.27
SIPA16	0.077	0.046	0.069	0.076	0.044	0.086	0.066	0.0177	26.66
SIPA17	0.106	0.130	0.107	0.135	0.102	0.155	0.122	0.0209	17.06
SIPA18	0.075	0.070	0.076	0.07	0.094	0.085	0.078	0.0096	12.22
SIPA19	0.064	0.049	0.055	0.059	0.039	0.040	0.051	0.0101	19.79
SIPA20	0.028	0.036	0.038	0.036	0.030	0.046	0.036	0.0063	17.50
SIPA21	0.029	0.044	0.040	0.043	0.052	0.034	0.040	0.0083	20.48
SIPA22	0.075	0.069	0.050	0.059	0.061	0.068	0.064	0.0088	13.77
SIPA24	0.079	0.089	0.092	0.064	0.067	0.085	0.079	0.0118	14.81
SIPA25	0.068	0.073	0.062	0.055	0.058	0.052	0.061	0.008	13.11
SIPA27	0.071	0.063	0.066	0.064	0.078	0.070	0.069	0.0056	8.16
SIPA28	0.05	0.059	0.041	0.064	0.076	0.065	0.059	0.0125	21.05
SIPA29	0.054	0.053	0.063	0.069	0.069	0.036	0.057	0.0125	21.80
SIPA30	0.068	0.098	0.070	0.093	0.068	0.087	0.081	0.0135	16.73
SIPA31	0.090	0.064	0.092	0.056	0.099	0.088	0.082	0.0174	21.38
SIPA32	0.053	0.040	0.060	0.065	0.078	0.054	0.058	0.0129	21.99
SIPA33	0.056	0.116	0.086	0.100	0.111	0.075	0.091	0.0230	25.31
SIPA34	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA
SIPA35	0.027	0.039	0.029	0.056	0.046	0.047	0.041	0.0109	26.81
SIPA36	0.201	0.205	0.233	0.218	0.208	0.254	0.220	0.0203	9.23
SIPA37	0.233	0.219	0.234	0.226	0.221	0.215	0.225	0.0076	3.37
SIPA38	0.085	0.127	0.130	0.097	0.149	0.145	0.122	0.0258	21.16
SIPA39	0.127	0.113	0.134	0.137	0.117	0.095	0.120	0.0156	12.94
SIPA40	0.090	0.096	0.106	0.143	0.121	0.014	0.116	0.0223	19.29
SIPA41	0.068	0.105	0.096	0.108	0.098	0.094	0.095	0.0142	15.02
SIPA42	0.169	0.164	0.169	0.201	0.179	0.175	0.176	0.0134	7.61
SIPA43	0.227	0.220	0.202	0.228	0.208	0.195	0.213	0.0138	6.46
SIPA44	0.229	0.215	0.218	0.239	0.223	0.223	0.224	0.0084	3.76
SIPA46	0.198	0.192	0.203	0.190	0.224	0.235	0.207	0.0184	8.88
SIPA48	0.243	0.247	248.000	0.198	0.245	0.227	0.235	0.0195	8.32
SIPA49	0.152	0.163	0.204	0.175	0.172	0.176	0.174	0.0175	10.05
SIPA50	0.209	0.218	0.220	0.223	0.209	0.245	0.221	0.0132	5.98
SIPA52	0.180	0.161	0.162	0.178	0.185	0.180	0.174	0.0101	5.80
SIPA53	0.173	0.176	0.167	0.174	0.176	0.153	0.170	0.0090	5.33

Nota. SD es la desviación estándar y RSD% es la desviación estándar relativa respecto a las seis lecturas tomas por el equipo de AA.

**ANEXO 7.** Media de concentración neta de Pb (mg/kg ww) en cada muestra digerida, la desviación estándar (SD) y la desviación estándar relativa (RSD%)

ID	Localidad	especie	Concentracion Pb en tejido muscular húmedo de elasmobranquios	
			Pb (mg/kg)	± SD
Sipa 1	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	1.344353714	0.342063334
Sipa 2	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	1.693306693	0.206793207
Sipa 3	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	1.240781343	0.162945984
Sipa 4	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	3.342994203	0.202378573
Sipa 5	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	1.258489812	0.302636836
Sipa 6	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	3.229665072	0.330442584
Sipa 8	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	1.601476751	0.411594492
Sipa 9	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	1.512579872	0.172224441
Sipa 10	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	0.94273743	0.209497207
Sipa 11	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	0.958849381	0.181282461
Sipa 12	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	1.286911413	0.185554669
Sipa 13	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	1.947273817	0.304074296
Sipa 14	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	1.287682172	0.136254741
Sipa 15	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	1.21257485	0.209580838
Sipa 16	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	0.99	0.2655
Sipa 17	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	1.827441582	0.313061714
Sipa 18	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	1.17	0.144
Sipa 19	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	0.763777955	0.151257987
Sipa 20	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	0.539676194	0.094443334
Sipa 21	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	0.599280863	0.124350779
Sipa 22	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	0.958466454	0.131789137
Sipa 24	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	1.183816184	0.176823177
Sipa 25	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	0.913903316	0.119856173
Sipa 27	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	1.033346645	0.083865815
Sipa 28	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	0.884469318	0.187387567
Sipa 29	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	0.853634185	0.187200479
Sipa 30	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	1.213786214	0.202297702
Sipa 31	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	1.229754049	0.26094781
Sipa 32	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	0.868436814	0.193152326
Sipa 33	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	1.362819489	0.344448882
Sipa 34	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	0	NA
Sipa 35	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	0.613894989	0.163206229

Concentracion Pb en tejido muscular húmedo de elasmobranquios				
ID	Localidad	especie	Pb (mg/kg)	± SD
Sipa 36	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	3.298021187	0.30431741
Sipa 37	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	3.370281606	0.113840623
Sipa 38	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	1.83	0.387
Sipa 39	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	1.798561151	0.23381295
Sipa 40	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	1.737220447	0.333965655
Sipa 41	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	1.423860911	0.212829736
Sipa 42	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	2.63841695	0.200879472
Sipa 43	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	3.189259333	0.206628069
Sipa 44	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	3.359328134	0.125974805
Sipa 46	Sipacate	<i>Hypanus</i> spp.	3.099421042	0.275504093
Sipa 48	Sipacate	<i>Sphyrna lewini</i>	2.818309015	0.233859684
Sipa 49	Sipacate	<i>Sphyrna lewini</i>	2.084248353	0.209622679
Sipa 50	Sipacate	<i>Sphyrna lewini</i>	2.647234977	0.158115392
Sipa 52	Sipacate	<i>Sphyrna lewini</i>	2.086330935	0.121103118
Sipa 53	Sipacate	<i>Sphyrna lewini</i>	2.038369305	0.107913669
BV 1	Buena Vista	<i>Sphyrna lewini</i>	0.365634366	0.09530281
BV 2	Buena Vista	<i>Sphyrna lewini</i>	0.707716913	0.088282296
BV 3	Buena Vista	<i>Sphyrna lewini</i>	0.371331603	0.127670155
BV 4	Buena Vista	<i>Sphyrna lewini</i>	0	NA
BV 5	Buena Vista	<i>Sphyrna lewini</i>	0.143798682	0.088600252
BV 6	Buena Vista	<i>Sphyrna lewini</i>	0.455180675	0.889958505
BV 7	Buena Vista	<i>Sphyrna lewini</i>	1.247251649	0.15659682
BV 8	Buena Vista	<i>Sphyrna lewini</i>	0.599041534	0.117412141
BV 9	Buena Vista	<i>Sphyrna lewini</i>	0	NA
BV 10	Buena Vista	<i>Sphyrna lewini</i>	0.611510791	0.129496403
BV 11	Buena Vista	<i>Sphyrna lewini</i>	0.828	0.1128
BV 12	Buena Vista	<i>Sphyrna lewini</i>	0.971611355	0.259096361
BV 13	Buena Vista	<i>Sphyrna lewini</i>	0.341931614	0.284295036
BV 14	Buena Vista	<i>Hypanus</i> spp.	0	NA
BV 15	Buena Vista	<i>Hypanus</i> spp.	0.629370629	0.125874126
BV 16	Buena Vista	<i>Hypanus</i> spp.	1.034379372	0.152908255
BV 17	Buena Vista	<i>Hypanus</i> spp.	1.5122779	0.172190058
Lis 2	Las Lisas	<i>Sphyrna lewini</i>	0.551338394	0.149820216
Lis 3	Las Lisas	<i>Sphyrna lewini</i>	0.0019996	NA
Lis 7	Las Lisas	<i>Sphyrna lewini</i>	2.338596842	0.143913652
Lis 8	Las Lisas	<i>Sphyrna lewini</i>	0.827007591	0.119856173
Lis 11	Las Lisas	<i>Sphyrna lewini</i>	0	NA
Lis 12	Las Lisas	<i>Sphyrna lewini</i>	0	NA
Lis 13	Las Lisas	<i>Sphyrna lewini</i>	0.635618629	0.141087583
Lis 14	Las Lisas	<i>Sphyrna lewini</i>	0	NA

Concentracion Pb en tejido muscular húmedo de elasmobranquios				
ID	Localidad	especie	Pb (mg/kg)	± SD
Lis 15	Las Lisas	<i>Sphyrna lewini</i>	0.886758538	0.136608748
Lis 16	Las Lisas	<i>Sphyrna lewini</i>	0	NA
Lis 17	Las Lisas	<i>Sphyrna lewini</i>	0	NA
Lis 18	Las Lisas	<i>Sphyrna lewini</i>	0.551448551	0.093506494
Lis 19	Las Lisas	<i>Sphyrna lewini</i>	0.515175719	0.106629393
Lis 20	Las Lisas	<i>Sphyrna lewini</i>	0.898921294	0.163004395
Lis 21	Las Lisas	<i>Sphyrna lewini</i>	0.103958417	0.113458801
Lis 22	Las Lisas	<i>Sphyrna lewini</i>	0.731268731	0.152247752
Lis 23	Las Lisas	<i>Sphyrna lewini</i>	0.815021974	0.23611666
Lis 24	Las Lisas	<i>Sphyrna lewini</i>	2.877697842	0.230215827
Lis 25	Las Lisas	<i>Sphyrna lewini</i>	2.926829268	0.202718912
Lis 26	Las Lisas	<i>Sphyrna lewini</i>	1.427429028	0.231507397
Lis 27	Las Lisas	<i>Sphyrna lewini</i>	1.642357642	0.197802198
Lis 28	Las Lisas	<i>Sphyrna lewini</i>	1.197843881	0.214414055
Lis 5	Las Lisas	<i>Hypanus spp.</i>	2.08999201	0.317215783
Lis 6	Las Lisas	<i>Hypanus spp.</i>	1.857770675	0.230723132
Lis 10	Las Lisas	<i>Hypanus spp.</i>	0.114908074	0.13360923
Media ± SD	Sipacate	<i>Sphyrna lewini</i>	2.334898517	0.166122908
Media ± SD	Sipacate	<i>Hypanus spp.</i>	1.562155989	0.216967453
Media ± SD	Buena Vista	<i>Sphyrna lewini</i>	0.511000706	0.213591889
Media ± SD	Buena Vista	<i>Hypanus spp.</i>	0.794006975	0.150324146
Media ± SD	Las Lisas	<i>Sphyrna lewini</i>	0.860421452	0.164556766
Media ± SD	Las Lisas	<i>Hypanus spp.</i>	1.354223586	0.227182715
Media ± SD		<i>Sphyrna lewini</i>	0.931169343	0.181657299
Media ± SD		<i>Hypanus spp.</i>	1.486719392	0.213365663

**ANEXO 8. Cálculos estequiométricos para la obtención de la concentración total de Pb (mg/kg peso húmedo) en músculo de elasmobranquios muestreados**

ID	Especie	Media lecturas de mg/kg Pb por AA	mg/kg Pb multiplicado por mL solución	Peso Húmedo de músculo (mg)	mg/kg de Pb en tejido muscular húmedo	±SD	RSD %
BV1	<i>Sphyrna lewini</i>	0.0305	0.00076	0.00209	0.37	0.1	26.06
BV2	<i>Sphyrna lewini</i>	0.0590	0.00148	0.00208	0.71	0.1	12.47
BV3	<i>Sphyrna lewini</i>	0.0310	0.00078	0.00209	0.37	0.1	34.38
BV4	<i>Sphyrna lewini</i>	0.0000	0.00000	0.00209	0.00	NA	NA
BV5	<i>Sphyrna lewini</i>	0.0120	0.00030	0.00209	0.14	0.1	NA
BV6	<i>Sphyrna lewini</i>	0.0380	0.00095	0.00209	0.46	0.9	NA
BV7	<i>Sphyrna lewini</i>	0.1040	0.00260	0.00208	1.25	0.2	NA
BV8	<i>Sphyrna lewini</i>	0.0500	0.00125	0.00209	0.60	0.1	19.55
BV9	<i>Sphyrna lewini</i>	0.0000	0.00000	0.00208	0.00	NA	NA
BV10	<i>Sphyrna lewini</i>	0.0510	0.00128	0.00209	0.61	0.1	21.44
BV11	<i>Sphyrna lewini</i>	0.0690	0.00173	0.00208	0.83	0.1	13.6
BV12	<i>Sphyrna lewini</i>	0.0810	0.00203	0.00208	0.97	0.3	26.64
BV13	<i>Sphyrna lewini</i>	0.0285	0.00071	0.00208	0.34	0.3	NA
BV14	<i>Hypanus spp.</i>	0.0000	0.00000	0.00167	0.00	NA	NA
BV15	<i>Hypanus spp.</i>	0.0420	0.00105	0.00167	0.63	0.1	20.24
BV16	<i>Hypanus spp.</i>	0.0690	0.00173	0.00167	1.03	0.2	14.68
BV17	<i>Hypanus spp.</i>	0.1010	0.00253	0.00167	1.51	0.2	11.45
LIS2	<i>Sphyrna lewini</i>	0.0460	0.00115	0.00209	0.55	0.1	27.11
LIS3	<i>Sphyrna lewini</i>	0.0002	0.00000	0.00208	0.00	NA	NA
LIS5	<i>Hypanus spp.</i>	0.1395	0.00349	0.00167	2.09	0.3	NA
LIS6	<i>Hypanus spp.</i>	0.1240	0.00310	0.00167	1.86	0.2	12.45
LIS7	<i>Sphyrna lewini</i>	0.1950	0.00488	0.00208	2.34	0.1	6.14
LIS8	<i>Sphyrna lewini</i>	0.0690	0.00173	0.00209	0.83	0.1	14.37
LIS10	<i>Hypanus spp.</i>	0.0077	0.00019	0.00167	0.11	0.1	NA
LIS11	<i>Sphyrna lewini</i>	0.0000	0.00000	0.00209	0.00	NA	NA
LIS12	<i>Sphyrna lewini</i>	0.0000	0.00000	0.00209	0.00	NA	NA
LIS13	<i>Sphyrna lewini</i>	0.0530	0.00133	0.00208	0.64	0.1	NA
LIS14	<i>Sphyrna lewini</i>	0.0000	0.00000	0.00208	0.00	NA	NA
LIS15	<i>Sphyrna lewini</i>	0.0740	0.00185	0.00209	0.89	0.1	15.48
LIS16	<i>Sphyrna lewini</i>	0.0000	0.00000	0.00209	0.00	NA	NA
LIS17	<i>Sphyrna lewini</i>	0.0000	0.00000	0.00209	0.00	NA	NA
LIS18	<i>Sphyrna lewini</i>	0.0460	0.00115	0.00209	0.55	0.1	17.1
LIS19	<i>Sphyrna lewini</i>	0.0430	0.00108	0.00209	0.52	0.1	20.71
LIS20	<i>Sphyrna lewini</i>	0.0750	0.00188	0.00209	0.90	0.2	18.09

ID	Especie	Media lecturas de mg/kg Pb por AA	mg/kg Pb multiplicado por mL solución	Peso Húmedo de músculo (mg)	mg/kg de Pb en tejido muscular húmedo	±SD	RSD %
LIS21	<i>Sphyrna lewini</i>	0.0087	0.00022	0.00208	0.10	0.1	NA
LIS22	<i>Sphyrna lewini</i>	0.0610	0.00153	0.00209	0.73	0.2	20.96
LIS23	<i>Sphyrna lewini</i>	0.0680	0.00170	0.00209	0.82	0.2	29.12
LIS24	<i>Sphyrna lewini</i>	0.2400	0.00600	0.00209	2.88	0.2	7.98
LIS25	<i>Sphyrna lewini</i>	0.2440	0.00610	0.00208	2.93	0.2	6.92
LIS26	<i>Sphyrna lewini</i>	0.1190	0.00298	0.00208	1.43	0.2	16.17
LIS27	<i>Sphyrna lewini</i>	0.1370	0.00343	0.00209	1.64	0.2	11.99
LIS28	<i>Sphyrna lewini</i>	0.1000	0.00250	0.00209	1.20	0.2	17.95
SIPA1	<i>Hypanus spp.</i>	0.0900	0.00225	0.00167	1.34	0.3	25.54
SIPA2	<i>Hypanus spp.</i>	0.1130	0.00283	0.00167	1.69	0.2	12.25
SIPA3	<i>Hypanus spp.</i>	0.0830	0.00208	0.00167	1.24	0.2	13.07
SIPA4	<i>Hypanus spp.</i>	0.2230	0.00558	0.00167	3.34	0.2	6.05
SIPA5	<i>Hypanus spp.</i>	0.0840	0.00210	0.00167	1.26	0.3	24.13
SIPA6	<i>Hypanus spp.</i>	0.2160	0.00540	0.00167	3.23	0.3	10.25
SIPA8	<i>Hypanus spp.</i>	0.1070	0.00268	0.00167	1.60	0.4	25.65
SIPA9	<i>Hypanus spp.</i>	0.1010	0.00253	0.00167	1.51	0.2	11.32
SIPA10	<i>Hypanus spp.</i>	0.0630	0.00158	0.00167	0.94	0.2	22.28
SIPA11	<i>Hypanus spp.</i>	0.0640	0.00160	0.00167	0.96	0.2	18.91
SIPA12	<i>Hypanus spp.</i>	0.0860	0.00215	0.00167	1.29	0.2	14.38
SIPA13	<i>Hypanus spp.</i>	0.1300	0.00325	0.00167	1.95	0.3	15.71
SIPA14	<i>Hypanus spp.</i>	0.0860	0.00215	0.00167	1.29	0.1	10.57
SIPA15	<i>Hypanus spp.</i>	0.0810	0.00203	0.00167	1.21	0.2	17.27
SIPA16	<i>Hypanus spp.</i>	0.0660	0.00165	0.00167	0.99	0.3	26.66
SIPA17	<i>Hypanus spp.</i>	0.1220	0.00305	0.00167	1.83	0.3	17.06
SIPA18	<i>Hypanus spp.</i>	0.0780	0.00195	0.00167	1.17	0.1	12.22
SIPA19	<i>Hypanus spp.</i>	0.0510	0.00128	0.00167	0.76	0.2	19.79
SIPA20	<i>Hypanus spp.</i>	0.0360	0.00090	0.00167	0.54	0.1	17.5
SIPA21	<i>Hypanus spp.</i>	0.0400	0.00100	0.00167	0.60	0.1	20.48
SIPA22	<i>Hypanus spp.</i>	0.0640	0.00160	0.00167	0.96	0.1	13.77
SIPA24	<i>Hypanus spp.</i>	0.0790	0.00198	0.00167	1.18	0.2	14.81
SIPA25	<i>Hypanus spp.</i>	0.0610	0.00153	0.00167	0.91	0.1	13.11
SIPA27	<i>Hypanus spp.</i>	0.0690	0.00173	0.00167	1.03	0.1	8.16
SIPA28	<i>Hypanus spp.</i>	0.0590	0.00148	0.00167	0.88	0.2	21.05
SIPA29	<i>Hypanus spp.</i>	0.0570	0.00143	0.00167	0.85	0.2	21.8
SIPA30	<i>Hypanus spp.</i>	0.0810	0.00203	0.00167	1.21	0.2	16.73
SIPA31	<i>Hypanus spp.</i>	0.0820	0.00205	0.00167	1.23	0.3	21.38
SIPA32	<i>Hypanus spp.</i>	0.0580	0.00145	0.00167	0.87	0.2	21.99
SIPA33	<i>Hypanus spp.</i>	0.0910	0.00228	0.00167	1.36	0.3	25.31
SIPA34	<i>Hypanus spp.</i>	0.0000	0.00000	0.00167	0.00	NA	NA
SIPA35	<i>Hypanus spp.</i>	0.0410	0.00103	0.00167	0.61	0.2	26.81
SIPA36	<i>Hypanus spp.</i>	0.2200	0.00550	0.00167	3.30	0.3	9.23
SIPA37	<i>Hypanus spp.</i>	0.2250	0.00563	0.00167	3.37	0.1	3.37
SIPA38	<i>Hypanus spp.</i>	0.1220	0.00305	0.00167	1.83	0.4	21.16

ID	Especie	Media lecturas de mg/kg Pb por AA	mg/kg Pb multiplicado por mL solución	Peso Húmedo de músculo (mg)	mg/kg de Pb en tejido muscular húmedo	±SD	RSD %
SIPA39	<i>Hypanus</i> spp.	0.1200	0.00300	0.00167	1.80	0.2	12.94
SIPA40	<i>Hypanus</i> spp.	0.1160	0.00290	0.00167	1.74	0.3	19.29
SIPA41	<i>Hypanus</i> spp.	0.0950	0.00238	0.00167	1.42	0.2	15.02
SIPA42	<i>Hypanus</i> spp.	0.1760	0.00440	0.00167	2.64	0.2	7.61
SIPA43	<i>Hypanus</i> spp.	0.2130	0.00533	0.00167	3.19	0.2	6.46
SIPA44	<i>Hypanus</i> spp.	0.2240	0.00560	0.00167	3.36	0.1	3.76
SIPA46	<i>Hypanus</i> spp.	0.2070	0.00518	0.00167	3.10	0.3	8.88
SIPA48	<i>Sphyrna lewini</i>	0.2350	0.00588	0.00208	2.82	0.2	8.32
SIPA49	<i>Sphyrna lewini</i>	0.1740	0.00435	0.00209	2.08	0.2	10.05
SIPA50	<i>Sphyrna lewini</i>	0.2210	0.00553	0.00209	2.65	0.2	5.98
SIPA52	<i>Sphyrna lewini</i>	0.1740	0.00435	0.00209	2.09	0.1	5.8
SIPA53	<i>Sphyrna lewini</i>	0.1700	0.00425	0.00209	2.04	0.1	5.33