



UNIVERSIDAD DE ESPECIALIDADES ESPÍRITU SANTO

FACULTAD DE ARTES LIBERALES Y CIENCIAS DE LA EDUCACIÓN

BIOACUMULACIÓN Y BIOMAGNIFICACIÓN DE MERCURIO EN
TIBURÓN AZUL *Prionace glauca* (LINNAEUS, 1758) DE LAS COSTAS
ADYACENTES AL PUERTO DE SANTA ROSA DE SALINAS- ECUADOR

TRABAJO DE TITULACIÓN QUE SE PRESENTA COMO REQUISITO
PREVIO A OPTAR EL GRADO DE
INGENIERA EN GESTIÓN AMBIENTAL

Autora: Isabel García Arévalo

Tutor: Rubén Darío Castro Rendón

SAMBORONDÓN, ABRIL, 2014

Resumen

Ecuador se encuentra entre uno de los principales países de América del Sur que emiten mercurio al ambiente. Siendo el mercurio un metal pesado difícilmente degradable y tóxico para la vida marina, se vio la necesidad de recurrir a cuantificar el impacto del mismo en el tope de la cadena trófica. De tal manera que en la época seca del 2012 y 2013 se realizó la presente investigación en la que a través del muestreo de 80 tejidos musculares y 60 contenidos estomacales de tiburones azules desembarcados en el Puerto de Santa Rosa de Salinas, se determinó la concentración promedio de mercurio total, la caracterización del espectro trófico y el factor de biomagnificación por el alimento ingerido. Los resultados indicaron una concentración promedio de $0,77 \text{ mg kg}^{-1}$ de mercurio total para el total de tiburones muestreados; *Ancistrocheirus lesueurii* como la especie de mayor importancia en la dieta alimenticia del tiburón azul presente en las costas ecuatorianas; y un factor de biomagnificación de mercurio de 0,19 en cefalópodos; 1,26 en peces y 1,16 en mamíferos marinos encontrados en el contenido estomacal.

Palabras clave: Bioacumulación, biomagnificación, mercurio, *Prionace glauca*, ecología trófica, contaminación.

Abstract

Ecuador it's positioned as one of the top Latin American countries that discharge mercury to the environment. A necessity to quantify the impact of mercury in sea life has appeared due to its highly toxicity and slowly degradation as a heavy metal. For that matter an investigation was done in the dry season of 2012 and 2013 in which through a sampling of 80 muscular tissue and 60 stomach contents of blue sharks captured and delivered into Santa Rosa's Port it was identified the mean total mercury concentrations; the stomach content characterization and the biomagnification factor of the most frequent prey. The

BIOACUMULACIÓN Y BIOMAGNIFICACIÓN DE MERCURIO EN *Prionace glauca* DESEMBARCADO EN EL PUERTO DE SANTA ROSA DE SALINAS- ECUADOR

results indicated that the mean concentration of total mercury was of 0,77 mg kg⁻¹ total mercury for all of the sampled sharks, *Ancistrocheirus lesueurii* as the most important specie in the blue shark diet offshore Ecuadorian coast and a mercury biomagnification factor of 0,19 in cephalopods; 1,26 in fish and 1,16 in marine mammals recollected in blue sharks stomach content.

Key words: Bioaccumulation, biomagnification, mercury, *Prionace glauca*, trophic ecology, pollution.

Introducción

El mercurio (Hg) es un metal pesado de gran estabilidad química, cualidad que lo hace persistente en el medio (Svobodová, Lloyd, Máchová & Vyrusová, 1993; Mancera-Rodríguez & Álvarez-León, 2006). La acumulación de este metal en el mar ha dado paso a la formación de metilmercurio a través de la acción de microorganismos. El metilmercurio es un compuesto tóxico que es capaz de atravesar las membranas biológicas y bioacumularse en la cadena trófica (EPA, 1997). Esto hace posible que el mercurio tenga la propiedad de transferencia hacia los niveles tróficos más altos, generando así una biomagnificación. Es importante conocer las concentraciones de este metal en los peces pelágicos grandes ya que el consumo de depredadores grandes es la vía de exposición más común de metales pesados para el ser humano (Storelli, 2008), y el estar expuestos a niveles altos de mercurio puede generar alteraciones fisiológicas e incluso podría perjudicar la gestación (Mancera-Rodríguez & Álvarez-León, 2006).

El incremento de las descargas de agua contaminada con metales pesados, producto de la industrialización y la minería artesanal y a gran escala, aumentan las probabilidades de transferencia del mercurio en la cadena trófica y compromete la seguridad alimentaria (Escobar *et al.*, 2011). En países en vías de desarrollo la mayor fuente de emisión es la minería de oro, tal es el caso de Ecuador (Mercury Watch, 2013). Las fuentes antropogénicas en Ecuador se concentran principalmente en la minería artesanal y a pequeña escala, en las emisiones producto de la combustión de combustibles fósiles y en los desechos

producto de la industrialización (Ministerio de Ambiente, 2008). En enero del 2013 Mercury Watch emitió un informe, en el cual se ubica a Ecuador como uno de los principales países latinoamericanos en emitir mercurio con 50 toneladas al año (El Universo, 2013). De ahí surge la necesidad de identificar hasta qué punto las descargas de este contaminante han llegado a los diferentes niveles de la cadena trófica.

Uno de los problemas de mayor preocupación asociado a la persistencia del metal pesado es su potencial de bioacumularse y biomagnificarse, resultando en implicaciones a largo plazo en la salud del ecosistema y del ser humano; cita de (Rainbow 2007; Wang & Rainbow, 2008) en el texto de Hu, Guogang, Jun, Jianqiang, Jingtao, & Ruyuan, (2013). Para determinar la influencia de la contaminación con metales pesados se identifican las concentraciones de los depredadores tope y de sus respectivas presas (Escobar, 2011). Analizar el contenido estomacal de los depredadores nos permite comprender el flujo de energía de un nivel trófico a otro (Galván, Polo, Aguilar, Sandoval, Castañeda, Cabrera, Hernández, Barigorri & Abitia., 2012) y en esta investigación específicamente la transferencia de un xenobiótico.

Entre los principales y más comunes depredadores del Pacífico Este ecuatorial, se encuentra el tiburón azul (*Prionace glauca*), pez pelágico migratorio presente en las costas ecuatorianas (Escobar, Galván, Rosiles & Sanjuán, 2011). En el país los recursos pesqueros conforman un porcentaje bastante alto de la dieta alimenticia, especialmente en las comunidades pesqueras. El tiburón azul es un recurso importante para el país ya que la carne es consumida localmente y exportada a países vecinos para su expendio y consumo (Aguilar, Chalén, X. &

Villón, 2005), razón por la cual se escogió al tiburón azul para realizar la presente investigación.

Existen escasos estudios de bioacumulación y biomagnificación en peces pelágicos grandes en la zona del Pacífico Este ecuatorial. La información obtenida del análisis estomacal y de las concentraciones de mercurio de las presas comprende un acercamiento a la biología y ecología del tiburón azul, la misma que nos ayudará a entender la distribución de la especie y del metal en las costas ecuatorianas; y conocer el factor de biomagnificación brindará un panorama más completo del movimiento del mercurio en el medio marino a través de la cadena trófica.

Fundamentación teórica

El mercurio (Hg) se encuentra naturalmente en la corteza terrestre y debido a fenómenos geológicos naturales es liberado al ambiente. Debido a la actividad antropogénica los niveles de este metal han aumentado considerablemente desde la revolución industrial, depositándose gradualmente en los sedimentos de los fondos marinos. El metilmercurio es un compuesto tóxico que se forma a través de la acción de microorganismos sobre el mercurio y es capaz de atravesar las membranas biológicas y bioacumularse en la cadena trófica (EPA, 1997).

Desde los años 90, ha habido un incremento del conocimiento de la cinética de la acumulación de los metales en organismos acuáticos (Luoma &

Fisher, 1997). Para ello se han desarrollado diversos parámetros de comportamiento del metal para cuantificar la absorción del mismo desde distintas fuentes, sean estas acuosas o fuentes alimenticias (Wang, 2002). Entre ellas tenemos la bioacumulación y biomagnificación del mercurio.

Bioacumulación

Se entiende por bioacumulación a la captación de un químico por un organismo vivo desde el medio biótico y/o abiótico y concentrándolo en el organismo (Rand, Wella, P. & McCarthy, 1995). Esto se da cuando la capacidad de absorción del xenobiótico es más rápida de lo que el organismo es capaz de eliminar (Gray, 2002). En el caso específico del mercurio la absorción se da a través de la formación de enlaces covalentes fuertes con grupos thiol, presentes en enzimas (Monteiro *et al.*, 1996; Storelli *et al.*, 2002) siendo ésta una de las principales causas de los efectos que genera la acumulación de metales pesados.

Gray (2002) define tres medios por los cuales el metal llega al organismo: el medio biótico, bioconcentración y bioacumulación. Se entiende por bioconcentración a la absorción de un químico por un organismo a través del medio abiótico, mientras que bioacumulación a la absorción por parte del medio biótico o abiótico. La cuantificación de la bioacumulación se la realiza a través de factores de bioacumulación FBA, los mismos que definen las concentraciones de un contaminante por unidad de biomateria fresca del organismo en cuestión, que en el caso específico del mercurio se lo detalla en mg Hg/kg de pez. El término se emplea tanto para describir a los procesos dinámicos de la acumulación del

contaminante como la concentración final del mismo en el organismo (Figueruela & Dávila, 2004).

Los estudios de bioacumulación se enfocan en dos objetivos: en primer lugar la protección de los peces y de la interacción del ecosistema con los mismos, y en segundo lugar la protección de la salud humana (Figueruela & Dávila, 2004). La concentración del metal se vuelve tóxica una vez que excede el límite permisible. Este límite varía de especie a especie, y los efectos tóxicos se dan cuando las actividades metabólicas del cuerpo fallan en desintoxicar (Storelli, 2008). Las concentraciones de metal en los animales dependen de las características fisiológicas de las especies o poblaciones, así como el rol biológico que desempeñen (Wang, 2002).

Biomagnificación

La velocidad de degradación y el potencial de bioacumulación hacen posible que el mercurio tenga una propiedad de transferencia hacia los niveles tróficos más altos, generando una biomagnificación (Gomes- Ferreira *et al.*, 2004). Se entiende por biomagnificación a la transferencia de un xenobiótico químico desde la comida al organismo (Rand *et al.*, 1995), resultando en una concentración mayor en el organismo que en la fuente. Sin embargo, no todos los autores utilizan el mismo concepto, otros definen biomagnificación como el aumento de la concentración de un nivel trófico a otro. De esa manera, en el caso de que el factor de biomagnificación (concentración en predador/ concentración de presa) sea mayor que 1, el compuesto es biomagnificado (Gray, 2002). A partir de aquello se considera que los organismos que se encuentren en las posiciones

más altas en la cadena trófica y viven más tiempo son más susceptibles a contener altas concentraciones de mercurio (Gomes- Ferreira *et al.*, 2004).

Una concentración mayor en niveles tróficos más altos puede deberse tanto como a la mayor habilidad de captar el metal de la fase acuosa en comparación con otros niveles tróficos menores; así como de la asimilación a través de la ingesta de organismos presa (Wang, 2002). Sin embargo, en la mayoría de estudios para demostrar si el metal se ha biomagnificado o no, se utiliza la comparación de depredador- presa (Suedel, Boraczek, Peddicord, Clifford, & Dillon, 1994). Razonamiento que se sustenta si se tiene en cuenta que identificar la ruta de exposición del metal es la base para el desarrollo del entendimiento de la transferencia del metal en las cadenas alimenticias marinas (Wang, 2002), y que la ingesta diaria constituye más del 90% de la absorción total de MeHg en peces (Hall, Bodaly, Fudge, Rudd & Rosenberg, 1997).

Para demostrar la biomagnificación se deben realizar comparaciones de concentraciones del metal en tejidos específicos tanto en el depredador como en la presa, puesto que el metal tiende a acumularse de diferente manera según el tejido que se analice (Wang, 2002). Los metales pesados muestran diferentes patrones de acumulación en los órganos. En muchos casos se utiliza como referencia el análisis de la concentración del músculo puesto que es el tejido que presenta menor acumulación de concentraciones y es el elemento de mayor consumo y que mayor riesgo genera (Escobar, 2011).

Las concentraciones del metal en el organismo de los peces muestran contaminación del medio en el que se encuentran. Identificar los niveles es una herramienta usada para resaltar el impacto que recae sobre el ecosistema (Adams

& McMichael, 1999). Si se considera que el porcentaje de metilmercurio del mercurio total encontrado en peces es del 95% (World Health Organization [WHO], 2008), y conociéndose que el metilmercurio tiene un bajo grado de eliminación y rápido grado de absorción, se entiende que este se biomagnificará en los organismos estudiados (Gray, 2002). Por lo tanto una caracterización de mercurio en los niveles tróficos más altos se puede llevar a cabo a través de la determinación de la bioacumulación y biomagnificación de mercurio total en una determinada especie, ya que esta describe los procesos y las rutas del contaminante de un nivel trófico a otro. Es por eso que la presente investigación tiene como propósito la determinación de los factores de bioacumulación y biomagnificación de mercurio en el tiburón azul desembarcado en el puerto de Santa Rosa y las presas más representativas encontradas en el contenido estomacal de *P. glauca*.

Materiales y métodos

Diseño

Se realizó un estudio descriptivo cuantitativo de concentración de mercurio total en músculo de tiburón azul y presas encontradas en el contenido estomacal; y descriptivo cualitativo de caracterización del espectro trófico del tiburón estudiado. La población de tiburones azules considerada es la desembarcada en la facilidad pesquera de Santa Rosa de Salinas, la misma que no posee tamaño definido debido a que depende del esfuerzo de captura y de las rutas migratorias anuales de la especie en cuestión. Asimismo no existe registro del

número de individuos desembarcados en el puerto pero si de las toneladas acumuladas mensuales de los organismos eviscerados.

La muestra se obtuvo a través de un muestreo aleatorio en la temporada seca de los años 2012 y 2013. A través de la revisión bibliográfica de investigaciones sobre bioacumulación se determinó que en estudios de este tipo la muestra usada es pequeña por la disponibilidad de recursos necesarios y debido a que el factor de importancia es la proporcionalidad de las tallas de individuos (WHO, 2008). Por tal motivo se obtuvieron 80 muestras de tiburón recolectadas en 2012 con las que se obtuvo una distribución gaussiana de la longitud total. En el caso del tamaño de la muestra de estómagos, los estudios de espectro trófico utilizan el método gráfico de Hoffman en el que a través de una curva acumulada de diversidad de Piloni se determinó el número en que la muestra fue representativa. Para la presente investigación la representatividad se alcanzó en 60 estómagos recolectados en 2013.

Alcance

Las muestras de tejido muscular del tiburón y de contenido estomacal se obtuvieron de la facilidad pesquera de Santa Rosa de Salinas. La misma que está ubicada en la península de Santa Elena en la latitud: 2°12'23" S y longitud: 80°56'55" O.

BIOACUMULACIÓN Y BIOMAGNIFICACIÓN DE MERCURIO EN *Prionace glauca* DESEMBARCADO EN EL PUERTO DE SANTA ROSA DE SALINAS- ECUADOR

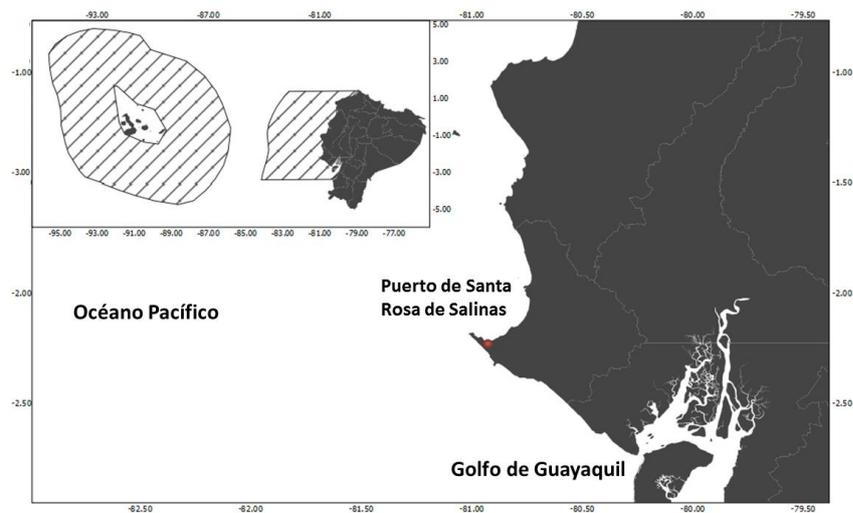


Figura 1. Mapa de ubicación del Puerto de Santa Rosa de Salinas.

El estudio se realizó en la época seca de los años 2012 y 2013, en los meses de junio a diciembre. La época seca comprende los meses de junio a noviembre, se caracteriza por la presencia de la corriente de Humboldt desde finales del mes de mayo, la misma que es responsable de la disminución de la temperatura del mar y de lluvias; e incremento de nubosidad entre mayo y diciembre (Efficacitas, 2007). El tiburón azul presenta sus mayores toneladas de captura en los dos últimos meses del año. Sin embargo, se utilizó el rango de meses señalado debido a que la igualdad en proporciones de hembras y machos es mayor en julio y agosto (Triguero, 2012).

Métodos: técnicas e instrumentos

Fase de muestreo

La fase de muestreo se la realizó en dos etapas: la primera comprende la estación seca del 2012 y la segunda la del 2013. En cada etapa se obtuvieron datos morfométricos de cada organismo muestreado, las mismas que incluyeron

longitud furcal (inicio de la cabeza hasta bifurcación de aleta caudal), precaudal (inicio de la cabeza hasta la fúseta o inicio de la aleta caudal) y longitud total (inicio de la cabeza hasta el final de la aleta caudal); el sexo y el estado de madurez del individuo.

1. En la primera etapa se recolectaron 80 muestras del tejido muscular de la región dorsal del tiburón azul. Cada muestra fue guardada en fundas herméticas ziploc con su respectiva etiqueta y transportadas en una hielera hasta su preservación a -20°C en un congelador horizontal.
2. En la segunda etapa se analizó el contenido estomacal de 60 tiburones y se recolectaron muestras frescas de calamar y pescado, presas del tiburón azul. Una vez que el individuo era eviscerado se separaba el estómago para pesarlo y extraer el contenido. Para extraer el contenido se cernió el contenido a través de una malla de 0,5 mm con ayuda de agua de mar. Las presas en menor estado de digestión fueron guardadas en fundas herméticas ziploc con su respectiva etiqueta y preservadas a -20°C en un congelador horizontal. Mientras que las muestras en mayor estado de digestión, que en su mayoría constituían el aparato mandibular de cefalópodos se lavaron en abundante agua y fueron preservadas en alcohol al 80% en frascos de plástico para su posterior identificación.

Identificación taxonómica

Para el análisis del contenido estomacal, se separó por grupos taxonómicos las presas obtenidas. En el caso de los cefalópodos la identificación se la realizó en base a su aparato mandibular, puesto que el rápido nivel de digestión de las partes blandas del organismo limitó la identificación. Para la identificación se utilizaron las claves de Clarke (1986), Wolf (1982), y la guía de picos de Cefalópodos de los océanos del Sur de Xavier & Chercel (2009).

Determinación de concentración de mercurio

Para la determinación de mercurio en las muestras de tiburón y sus presas, se utilizó el espectrofotómetro de absorción atómica Spectra AA del laboratorio de metales pesados del Instituto Nacional de Pesca. El trabajo de laboratorio consta de 4 fases: pre-procesamiento de muestras, digestión de muestras, preparación del analito y lectura de las concentraciones de mercurio; proceso que sigue el Protocolo de la EPA y que está acreditado por la Organización de Acreditación Ecuatoriana [OAE].

1. Preparación de muestras: Consiste en la preparación de la muestra a analizar, a través de la homogenización de la muestra. Se remueve la piel y todo tejido que no comprende el músculo del organismo, se corta en pedazos y se lo homogeniza licuándolo.
2. Digestión de muestras: A continuación se pesan las muestras con la balanza electrónica en un vaso de teflón perteneciente al equipo de digestión. El peso requerido para la digestión es de 0.25 ± 0.05 g. Una vez pesada la muestra se le añade 10 ml de ácido nítrico (HNO_3) al 65% y se

lleva a digestión en un sistema de digestión por microondas (CEM Corporation).

3. Preparación del analito: Las soluciones resultantes de la digestión se llevan a un volumen final de 100 ml empleando una mezcla de $\text{HNO}_3\text{-H}_2\text{SO}_4$.
4. Lectura de las concentraciones de las muestras: Finalmente el analito es depositado en el automuestreador para ser leído por el espectrofotómetro con el método de vapor frío. La concentración de mercurio es obtenida a través de la transformación de la absorbancia a concentración usando una regresión lineal.

Análisis cuantitativo

Luego de identificar taxonómicamente las presas encontradas en los estómagos hasta el menor nivel posible, se procedió a aplicar métodos cuantitativos para la obtención de Índice de Importancia Relativa (IIR), requisito para obtener el factor de biomagnificación.

El Método del IIR es utilizado para cuantificar de una manera objetiva la importancia del alimento ingerido por la especie. Éste fue sugerido por Pinkas *et al.* (1971) y replicado por varios autores que estudian los elasmobranquios (Hernández, 2008). Su fórmula se indica a continuación:

$$\text{IIR} = (\%P + \%N) * \%FA$$

FA representa la frecuencia o porcentaje de ocurrencia o aparición

N representa el método numérico

P representa el método gravimétrico

El método numérico se obtiene contabilizando el número de presas por grupo taxonómico y expresando el valor en porcentaje con respecto al total de presas encontradas en los estómagos. Su fórmula es la siguiente:

$$N=n/ NT*100;$$

Donde n es el número total de un grupo presa, NT es el número total de presas y N el método numérico.

El método de frecuencia de aparición se obtiene contabilizando el número de estómagos en los cuales se presentó determinada presa y expresando el valor en porcentaje con respecto al total de presas encontradas en los estómagos. Su fórmula es la siguiente:

$$FA=n/ TE*100;$$

Donde n es el número de estómagos en los que se presentó la presa, TE es el número total de estómagos analizados y FA el método de frecuencia de aparición.

El método gravimétrico se obtiene dividiendo la biomasa generada por cada categoría presa identificada por el total del peso estimado y registrado de todos los grupos taxonómicos identificados y expresando el valor en porcentaje. El peso de los cefalópodos fue estimado en base a las fórmulas de retrocálculo de peso determinadas por Clarke (1986). Su fórmula es la siguiente:

$$P=p/ PT*100;$$

Donde p es el peso total de un grupo presa, PT es el peso total de presas encontradas y P el método gravimétrico.

Factor de biomagnificación

Para obtener el factor de biomagnificación se utilizó la fórmula de Gray (2002) modificada por Escobar (2011), la misma que se muestra a continuación:

$$FB= [Hg] \text{ depredador} / ([Hg] \text{ presa} * \% IIR)$$

Mientras más cercano a 1 sea el factor de biomagnificación mayor va a ser el aporte de la especie presa en la bioacumulación del organismo.

Análisis estadístico

Para evaluar la normalidad en las distribuciones de las tallas se usó la prueba Kolgomorov-Smirnov. Para evaluar las diferencias entre categorías de variables se tomó en cuenta las distribuciones de las variables. Se utilizó la prueba t para medias en el caso de que la variable presente distribución normal y la prueba no paramétrica Kruskal Wallis cuando la distribución no se asemejaba a una normal. Se usó diagrama de cajas y la distancia de Mahalanobis para identificar valores atípicos. Las gráficas se realizaron con el paquete estadístico IBM SPSS y los test estadísticos con Infostat e IBM SPSS.

Resultados

Se registraron datos de 140 individuos de *P. glauca* de los cuales en 80 se determinó la concentración de mercurio total y en 60 el contenido estomacal. Ambos años presentan una distribución normal según el test de Kolgomorov-Smirnov (LT_2012: p=0,539 LT_2013: p=0,339 LT_total: p=0,224), tal como se puede visualizar en la Figura 2.

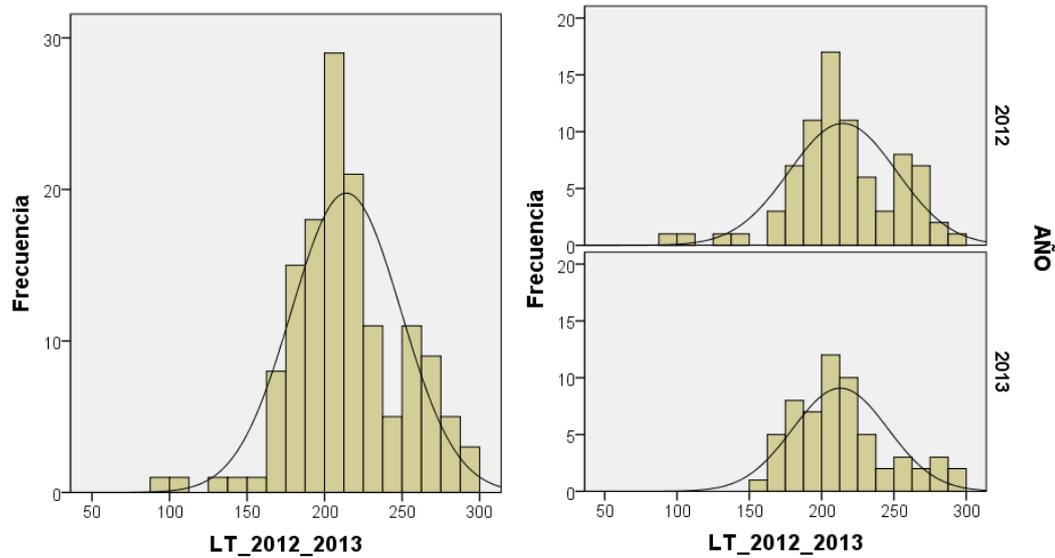


Figura 2. Distribución de tallas de tiburones muestreados en ambos años y por separado 2012 y 2013.

No se encontraron diferencias significativas entre hembras y machos en las tallas del 2012 ($t = -1,854$ $p = 0,068$), mientras que en el muestreo del 2013 las medias de longitud total entre hembra y macho son significativamente diferentes ($t = -2,772$ $p = 0,007$).

Bioacumulación de mercurio en el tejido muscular

Los datos de bioacumulación de mercurio se detallaron como: promedio de concentración del metal \pm desviación estándar en peso húmedo. Las concentraciones de mercurio promedio por sexo se detallan en la Tabla 1.

Tabla 1. Concentración de mercurio en *P. glauca* con relación al sexo y talla en Santa Rosa de Salinas (Santa Elena-Ecuador) durante junio-diciembre del 2012.

Sexo	N	Rango de Talla (m LT)	Media Talla (m)	Metal	Media ($\mu\text{g}^*\text{g}^{-1}$)	Mediana ($\mu\text{g}^*\text{g}^{-1}$)	Mínimo ($\mu\text{g}^*\text{g}^{-1}$)	Máximo ($\mu\text{g}^*\text{g}^{-1}$)
Hembra	34	0,97-2,80	2,1	Mercurio	0,75	0,46	0,2	2,33
Macho	46	1,37-2,90	2,2	Mercurio	0,78	0,48	0,17	2,94

Fuente. Castro, Calle, García & Cucalón (2014).

Los estadísticos de la concentración de mercurio y las tallas no difieren mucho entre hembras y machos. Sin embargo, las concentraciones de mercurio presentan variaciones por meses. A pesar de que el mes de septiembre difiera en mayor medida y posea menor concentración promedio, no se encontraron diferencias significativas entre las concentraciones en los meses de muestreo ($H=7,97$; $p=0,0925$) con la prueba Kruskal Wallis.

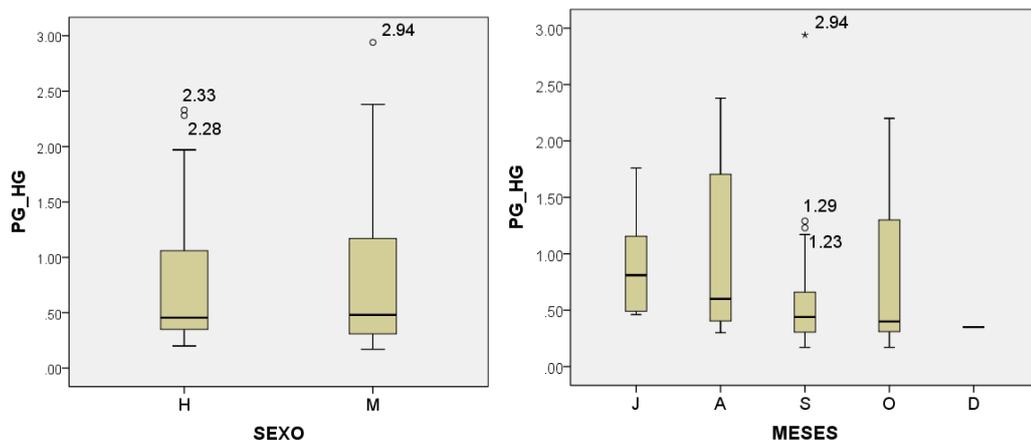


Figura 3. Diagrama de cajas de las concentraciones de mercurio por meses y por sexo en tiburón azul desembarcado en la facilidad pesquera de Santa Rosa de Salinas.

En la Figura 3, a través del diagrama de cajas se puede observar valores atípicos leves en machos y hembras; y valores atípicos leves y fuertes en el mes de septiembre del 2012. Para identificar valores atípicos se utilizó la distancia de Mahalanobis, técnica bivariada más robusta en la que a través de una regresión lineal entre la longitud total y la concentración de mercurio se pudo encontrar dos valores atípicos. Los mismos que corresponden a las dos tallas más pequeñas de hembras (0,97 y 1,10 m).

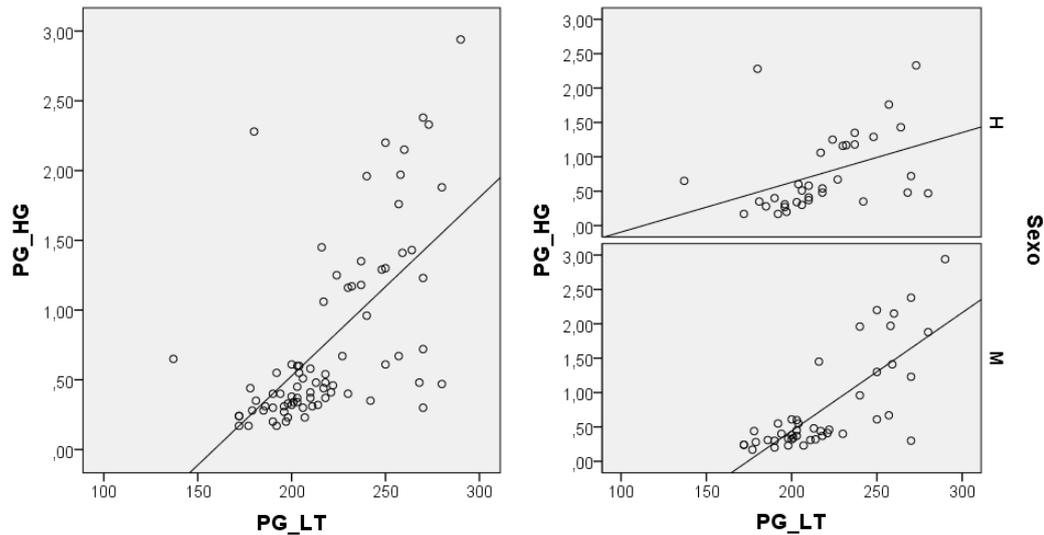


Figura 4. Diagramas de dispersión con curvas de ajuste de concentraciones de mercurio total vs. longitud total ($R^2=0,391$) y por sexo ($HR^2=0,166$; $MR^2=0,589$).

En la Figura 4 se puede observar que si eliminamos los valores atípicos identificados con la distancia de Mahalanobis podemos obtener un mejor modelo de regresión con mejores curvas de ajuste lineal. Asimismo el mejor R^2 obtenido con el modelo de regresión lineal se obtuvo clasificando las concentraciones por sexo, siendo el modelo de los machos el que obtuvo el valor más significativo con $R^2=0,589$.

La relación entre la longitud total y la concentración de mercurio presentó mejor $R^2 = 0,438$ con una curva de ajuste cuadrática y su R^2 incrementó con una curva de ajuste cúbica cuando se clasificó las concentraciones por sexo. Obteniendo así un $R^2=0,630$ para machos en longitud total Vs. concentración de mercurio y $R^2=0,186$ en hembras. Lo que indica que la longitud total explica en un 42% la relación cuadrática con la concentración con mercurio. Asimismo se puede observar que la relación de dependencia cúbica de la concentración del

mercurio con la longitud total es mayor al momento de separarlas por sexo, evidenciando un mayor ajuste en las concentraciones de los machos.

Caracterización del contenido estomacal de Prionace glauca

El 30 % de los estómagos se encontraron vacíos y el estado de digestión de la mayoría de las muestras era el máximo por lo que se encontró del grupo de cefalópodos fue en su mayoría el aparato mandibular. El grupo de cefalópodos fue el más abundante y se puede apreciar el porcentaje de especies en la Figura 5.

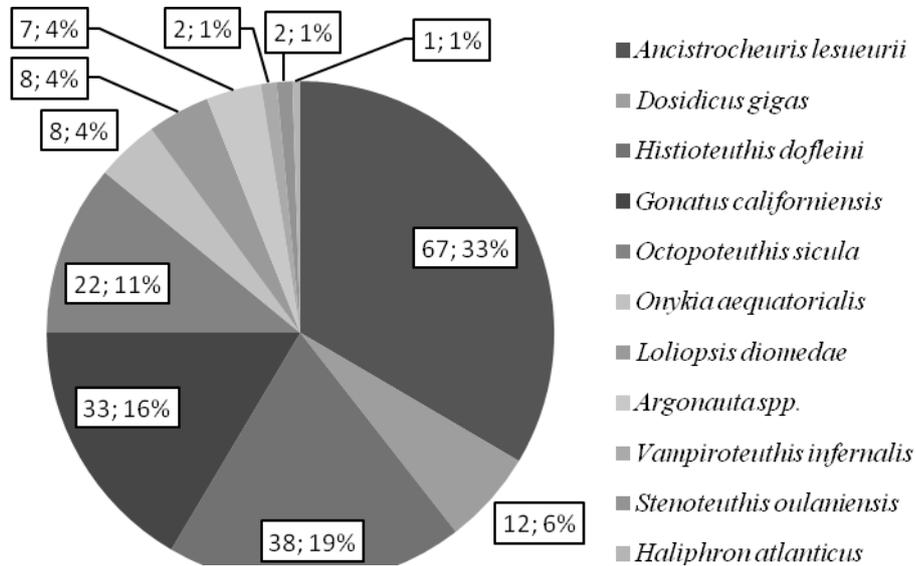


Figura 5. Proporción de especies de cefalópodos encontrados en el contenido estomacal de los tiburones azules.

Las muestras de peces encontradas mostraron un estado de digestión leve y se pudo reconocer las especies con las claves taxonómicas fácilmente. En algunos casos solo se encontraron pocas vertebras o sólo un pedazo del músculo dorsal del mismo lo que dificultó la identificación taxonómica.

BIOACUMULACIÓN Y BIOMAGNIFICACIÓN DE MERCURIO EN *Prionace glauca* DESEMBARCADO EN EL PUERTO DE SANTA ROSA DE SALINAS- ECUADOR

En la Tabla 2 se muestra la cuantificación por método gravimétrico, numérico y de frecuencia de todas las especies y taxones encontrados en el contenido estomacal del tiburón azul.

Tabla 2. Cuantificación del contenido estomacal de 60 tiburones azules.

Presas	N	%N	P kg	%P	FA	%FA	IIR	IIR%
TEUTHOIDEA	191	91,4%	77,1	89,72%	85	86,7%	28,7	93,07%
Ancistrocheiridae								
<i>Ancistrocheuris lesueurii</i>	67	32,1%	17,63	20,52%	23	23,5%	3,68	28,02%
Omastrephidae	14	6,7%	17,84	20,76%	7	7,1%	9,21	17,66%
<i>Dosidicus gigas</i>	12	5,7%	10,37	12,07%	5	5,1%	4,47	13,58%
<i>Stenoteuthis oulaniensis</i>	2	1,0%	7,47	8,69%	2	2,0%	4,74	4,08%
Histiteuthidae								
<i>Histioteuthis dofleini</i>	38	18,2%	18,95	22,05%	18	18,4%	3,16	21,83%
Gonatidae								
<i>Gonatus californiensis</i>	33	15,8%	8,59	10,00%	12	12,2%	3,47	12,89%
Onychoteuthidae	30	14,4%	6,07	7,06%	20	20,4%	3,57	4,38%
<i>Octopoteuthis sicula</i>	22	10,5%	1,98	2,31%	13	13,3%	1,84	1,83%
<i>Onykia aequatorialis</i>	8	3,8%	4,08	4,75%	7	7,1%	1,73	2,55%
Loliginidae								
<i>Lolliguncula diomedae</i>	8	3,8%	7,16	8,33%	4	4,1%	3,79	7,81%
Alloposidae								
<i>Haliphron atlanticus</i>	1	0,5%	0,86	1,00%	1	1,0%	1,86	0,47%
VAMPYROMORPHA								
Vampyroteuthidae								
<i>Vampiroteuthis infernalis</i>	2	1,0%	0,12	0,14%	2	2,0%	1,06	0,07%
OCTOPODA								
Argonautidae								
<i>Argonauta spp.</i>	7	3,3%	0,12	0,14%	4	4,1%	1,78	0,12%
TELEOSTEI	5	2,4%	3,16	3,68%	3	3,1%	4,66	3,36%
Hemiramphidae								
<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>	1	0,5%	0,16	0,19%	1	1,0%	1,16	0,09%
Scombridae								
<i>Auxis thazard</i>	4	1,9%	3,00	3,49%	2	2,0%	3,50	3,27%
OTROS VERTEBRADOS	4	1,9%	5,43	6,32%	4	4,1%	4,1	2,96%
Squaliformes								
<i>Centroscyllium nigrum</i>	1	0,5%	0,43	0,50%	1	1,0%	1,43	0,23%
Cetacea	3	1,4%	5,00	5,82%	3	3,1%	2,67	2,73%

El grupo que mayor IIR% obtuvo fue el de los cefalópodos, seguido de otros vertebrados y de los teleósteos. La especie que mayor IIR% presentó fue el *Ancistrocheuris lesueurii*, tal como se puede observar en la Figura 6. No se encontró que el número de especies cambien con respecto a los meses pero si de acuerdo a su importancia relativa como se muestra en la Figura 7. En este ejercicio no se tomó el total de especies previas, sino únicamente las 7 más importantes.

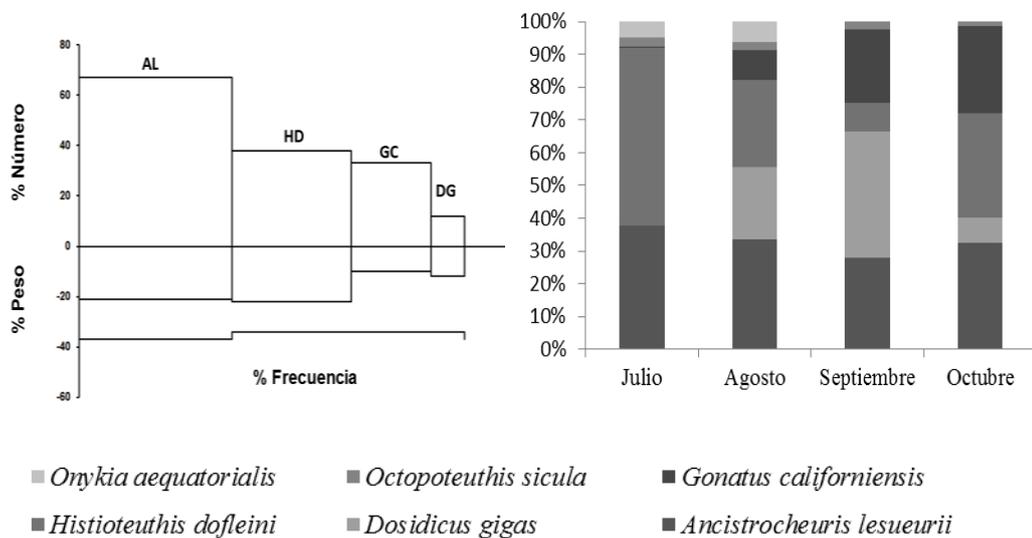


Figura 6 y 7. Gráfico de espectro trófico del tiburón azul de las cuatro especies más importantes dentro del contenido estomacal: *Ancistrocheuris lesueurii*, *Histioteuthis dofleini*, *Gonatus californiensis* y *Dosidicus gigas*; y gráfico de barras de porcentaje del índice de importancia relativa por meses de las principales presas del tiburón azul

Biomagnificación del mercurio

Se analizaron un total de 12 muestras de presas, 9 encontradas en el contenido estomacal y 3 muestras frescas obtenidas del puerto pesquero. Las

especies que presentaron mayor acumulación de mercurio fueron: el bonito *Auxis thazard* ($0,27 \pm 0,022$ mgHg.Kg⁻¹ p.h. N=1) y la del mamífero marino (cetáceo) ($0,24 \pm 0,022$ mgHg.Kg⁻¹ p.h. N=3). Las concentraciones de cefalópodos fueron las que presentaron valores inferiores, 6 de 7 muestras presentaron concentraciones inferiores al límite cuantificable por el equipo ($<0,09$ mgHg.Kg⁻¹).

Tabla 3. Concentración de mercurio promedio por grupo taxonómico encontrado en el contenido estomacal del tiburón azul

Grupo taxonómico	Concentración	Desviación estándar	Porcentaje	Número
Cefalópodos	0,099	$\pm 0,023$	19%	7
Cetáceos	0,243	$\pm 0,160$	47%	3
Peces	0,18	$\pm 0,127$	34%	2

El factor de biomagnificación FB propuesto por Gray (2002) coincide con el FB propuesto por Escobar (2011) en que el valor más cercano a 1 en ambos casos es el FB de los cetáceos muestreados.

Tabla 4. Comparación de factores de biomagnificación encontrados por grupos taxonómicos propuestos por Gray (2002) y Escobar (2011)

Grupo taxonómico	IIR%	Concentración depredador mg Hg.Kg ⁻¹	Concentración presa	Factor de biomagnificación (Gray, 2002)	Factor de biomagnificación (Escobar, 2010)
Cefalópodos	42%	0,7671	0,099	7,782	0,19
Cetáceos	3%	0,7671	0,243	3,152	1,16
Peces	3%	0,7671	0,18	4,262	1,27

Como se muestra en el esquema de la Figura 7, el cefalópodo *Ancistrocheirus lesueurii* pese a ser la especie más importante en la dieta del tiburón azul se posicionó entre las presas que menos biomagnificación aportan junto con *Hyporhamphus unifasciatus* que se encuentra considerablemente más

lejano de 1, siendo su FB=97,6. Esto se debe a que el índice de importancia relativa es 0,09%.

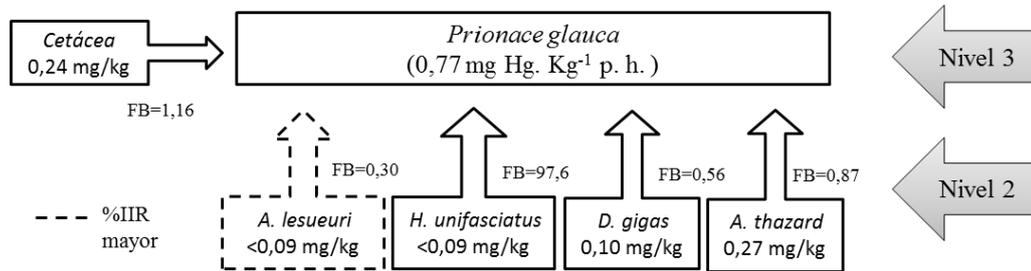


Figura 8. Esquema de biomagnificación de mercurio en la red alimenticia de *P. glauca*.

Las presas encontradas en el contenido estomacal pertenecieron al segundo nivel trófico. No se obtuvo muestras de alimento de niveles inferiores. Las concentraciones del grupo de los cetáceos no se las pudieron ubicar en un nivel trófico puesto a que no se llegó a determinar a qué especie pertenecen.

Discusión (Análisis de resultados)

El valor promedio obtenido en el presente estudio ($0,78 \text{ mgHg.Kg}^{-1}$) es menor a estudios realizados en el Pacífico Norte. Un estudio realizado por Escobar-Sánchez, Galván-Magaña, & Rosíles-Martínez (2011) en la costa occidental de Baja California Sur encontró concentraciones promedio de $1,39 \text{ mgHg.Kg}^{-1}$ de peso seco en $N=38$ con un rango de $0,22-7,63 \text{ mgHg.Kg}^{-1}$; valores bastante mayores al rango de $0,17-2,94 \text{ mgHg.Kg}^{-1}$ en $N=80$ que se encontró en el presente estudio. En otro estudio Branco, Canario, Vale, Raimundo & Reis (2004) identificó concentraciones en un rango de $0,16-1,20$ en las Azores y entre $0,16-1,84 \text{ mgHg.Kg}^{-1}$ en las Canarias, menores a las que se encontraron en el presente

estudio en el Pacífico ecuatorial. Asimismo la concentración promedio encontrada fue menor que la encontrada por Mársico, Machado, Knoff & Sao Clemente (2007) al sur de Brasil ($0,76 \text{ mgHg.Kg}^{-1}$) y Storelli *et al.* (2002) en el mar Adriático ($0,38 \text{ mgHg.Kg}^{-1}$). Pero fue bastante cercana al estudio realizado por Díaz *et al.* (2008) al Sudeste de Brasil ($0,398 \text{ mgHg.Kg}^{-1}$).

Tanto para machos como para hembras una vez pasado un límite de longitud total, que en el diagrama de dispersión se define aproximadamente después de los 225 cm de LT, la varianza de las concentraciones muestra un aumento que probablemente se deba a que; según Núñez-Nogueira *et al.* (1998) los mecanismos de detoxificación del tiburón son más eficientes cuando el tamaño del tiburón aumenta (Núñez-Nogueira, Ordoñez-Bautista & Rosiles-Martínez, 1998). Cabe recalcar que los tiburones azules no son de rápida movilización (Campana, Dorey, Fowler, Joyce & Wang, 2011) y dentro de su dieta usualmente no se encuentran pelágicos grandes (Clarke *et al.*, 2006).

Los hábitos alimenticios afectan significativamente los niveles de bioacumulación de los metales pesados (Hall, 2002). Hay que considerar que el tiburón azul cambia sus hábitos alimenticios de acuerdo a su estado ontogenético (Maz-Correu, López-Vera, Galván- Magaña, Escobar-Sánchez & Rosiles-Martínez, 2012), lo que influencia la acumulación de mercurio en un tiempo dado. Esto explica que el %IIR cambie en las principales presas de tiburón en los meses de muestreo con excepción de *Ancistrocheirus lesueurii*. Asimismo esta consideración explica el porqué de entre de los pocos individuos que ingirieron pedazos de mamíferos marinos se encontró la única hembra grávida.

Se ha determinado en otros estudios que el comportamiento del tiburón azul es generalista por lo que las concentraciones van a variar según el tipo de alimento que ingiera (Hernandez, 2008). A pesar de que los niveles de mercurio encontrados en las presas son bajos, se manifiesta la presencia del metal lo que determina uno de los medios de entrada del xenobiótico al tiburón estudiado. En este estudio la media de concentraciones de mercurio en los meses de muestreo se mantuvo entre 0,25 y 0,50 mgHg.Kg⁻¹ como se pudo observar en el diagrama de cajas. Esto se debe a que según el estudio de caracterización el grupo de los cefalópodos es el más importante en la dieta del tiburón y a su vez este fue el que presentó las concentraciones más bajas siendo *Ancistrocheirus lesueurii*, la especie presa identificada como la más importante dentro de la dieta del tiburón, en la que se identificó menor acumulación del metal en cuestión.

A través de las presas que ingiere el tiburón se puede estimar el rango de profundidad en los que realiza migraciones verticales. *Ancistrocheirus lesueurii* es un calamar mesopelágico de lento crecimiento que se encuentra mundialmente en el trópico y aguas templadas abiertas y se cree realiza migraciones en las capas más profundas mesopelágicas y batipelágicas para desovar cerca del fondo (Arckipkin, 1997). Otra especie de profundidades identificada fue el *Centrocyllium nigrum* que oscila en profundidades entre 250-1250 m en el Océano Pacífico Central y Pacífico Este. No existen publicaciones del registro de este espécimen en la pesquería ecuatoriana, pero según Rubio, Pedraza & Zapata (2005) existen registros en la costa colombiana y panameña. La presencia de especies de profundidades amplía el rango de explicación de la concentración de mercurio en la columna de agua.

Según McKay y Fraser (2000) las fuentes de bioacumulación no la constituye únicamente el alimento, esto se ve reflejado en que los factores de biomagnificación no caracterizan completamente la fuente de ingreso de metales. Solo el bonito *Auxis thazard* estuvo cercano a $0,3 \text{ mgHg.Kg}^{-1}$, valor límite de la (EPA) para peces no carnívoros. Sin embargo, este no representa un porcentaje de importancia alto en la dieta del tiburón azul. Estudios coinciden en que mientras más cantidad de peces ingiera la especie investigada mayor es la concentración del mercurio. En un estudio en Baja California los tiburones azules capturados en la costa ingirieron mayor cantidad de peces que los capturados en aguas afuera (Markaida & Sosa, 2009). En vista de que el IIR% de peces fue bajo, éste podría indicar que los tiburones desembarcados en el Puerto de Santa Rosa son capturados lejos de la costa.

En una recopilación de estudios de biomagnificación de metilmercurio total y magnificación trófica de mercurio en aguas continentales y ecosistemas marinos se obtuvo que los niveles de biomagnificación son altos en sistemas de baja productividad (J. F. U., 2013). Siendo el Golfo de Guayaquil un área con alta influencia de escorrentía superficial y dado que las áreas de pesca del tiburón azul se encuentran cercanas al mismo, los valores bajos de los factores de biomagnificación del metal pesado pueden verse influenciados por dicha condición. Teniendo en cuenta el IIR%, la interpretación de resultados varía hacia un mejor entendimiento de la caracterización del contaminante en el sistema.

De igual manera otro factor que hace que aumente la variabilidad de las concentraciones de mercurio en el tiburón azul es que éste es altamente migratorio, demostrado en varios estudios realizados principalmente en el océano

BIOACUMULACIÓN Y BIOMAGNIFICACIÓN DE MERCURIO EN *Prionace glauca* DESEMBARCADO EN EL PUERTO DE SANTA ROSA DE SALINAS- ECUADOR

atlántico con marcaje en tiburones (Campana *et al.*, 2011). Esto se debe a que la biomagnificación es más constante en los sistemas cerrados en los que la variedad de presas es más limitada, mientras que en costas abiertas los depredadores tienen más oportunidad de alimentarse de diferentes presas que pueden como no pueden estar en contacto con la fuente de contaminación (Gray, 2002).

Conclusiones y recomendaciones

Los resultados indicaron una concentración promedio de $0,77 \text{ mg kg}^{-1}$ de mercurio total para el total de tiburones muestreados. Sin embargo, en todas las muestras se presentó bioacumulación de mercurio. Asimismo se obtuvo un factor de biomagnificación de mercurio en *P. glauca* de 0,19 en cefalópodos, 1,26 en peces y 1,16 en mamíferos marinos encontrados en el contenido estomacal. Lo que indicó que la biomagnificación se puede dar a través de los niveles tróficos de las presas de las cuales se alimenta el tiburón azul. La presa que presentó mayores niveles de mercurio fue el bonito, *Auxis thazard*, seguido de los restos de cetáceos y de los cefalópodos.

Todas las concentraciones en las presas fueron menores que la concentración promedio de mercurio del tiburón azul, siendo las concentraciones de mercurio en cefalópodos las menores. A pesar de aquello el grupo de cefalópodos fue el que mayor IIR% presentó (93.25%). *Ancistrocheirus lesueurii* se identificó como la especie más importante en la dieta del tiburón azul y al mismo tiempo una de las que menor factor de biomagnificación presentó. Asimismo el tiburón presentó una dieta variada, puesto se identificaron 14 especies en el contenido estomacal del tiburón azul y un grupo taxonómico sin identificar; lo que explica las concentraciones relativamente bajas en algunos individuos muestreados.

El estudio del contenido estomacal no se realizó en los 80 individuos de *P. glauca* a los cuales se les determinó la concentración de mercurio en el tejido

muscular, por lo tanto en investigaciones futuras se recomienda hacerlo para relacionar las concentraciones de mercurio con la presencia de la especie presa ingerida.

Para completar el estudio es recomendable realizar un estudio de bioconcentración, ya que no se pudo comprobar que el factor de biomagnificación sea el único que influya en las concentraciones de mercurio. Además, determinar las concentraciones del ambiente que rodea a la especie podría brindar un panorama más amplio de todo el tipo de factores que influyen en la bioacumulación.

Referencias bibliográficas

Adams H.D., McMichael R.H. Jr. (1999) Mercury levels in four species of sharks from the Atlantic coast of Florida. *Fish Bulletin*, 97, 372–379.

Aguilar, F., Chalén, X. & Villón, C. (2005, mayo) *Plan de acción Nacional de Tiburones*. Ecuador: Instituto Nacional de Pesca.

Arkhipkin A. I. (1997) Age and growth of the mesopelagic squid *Ancistrocheirus lesueurii* (Oegopsida: Ancistrocheridae) from the central east atlantic based on stalolith microstructure. *Marine Biology* 129, 103-111. Springer

Banks, S. A. (2002) Ambiente físico. En Danulat, E. & Edgar, G. J., *Reserva marina de Galápagos. Línea base de la biodiversidad* (Eds.) (págs. 22-37). Ecuador: Fundación Charles Darwin y Servicio Parque Nacional Galápagos, Santa Cruz, Galápagos.

Berntssen, M., Hylly, K., Julshamn, K., Lundebye, A. & Waagbo, R. (2004). Maximum limits of organic mercury in fish feed. *Aquatic Nutrition*, 10, 83-97.

Cabañera, A. (2005). *Acumulación- interacción de especies de mercurio y selenio en tejidos animales: desarrollo de nuevas metodologías de análisis*. Tesis de doctorado de la Facultad de Ciencias químicas, Universidad Complutense de Madrid, España.

Cai, Y. (2005). *Bioaccumulation of mercury in pelagic fishes in NW Gulf of Mexico*. Tesis de maestría, Texas A&M University, Estados Unidos.

- Campana, S.E., Dorey, A., Fowler, M., Joyce, W. & Wang, Z. (2011) Migration Pathways, Behavioural Thermoregulation and overwintering grounds of Blue sharks in the Northwest Atlantic. PLoS ONE (2): e16854. Doi:10.1371/journal.pone.0016854
- Carey, F. G. & Scharold, J. V. (1990). Movements of blue sharks (*Prionace glauca*) in depth and course. *Marine Biology*, 106, 329-342.
- Castro, R., Calle, M., García, I. & Cucalón, A. Concentración de mercurio y cadmio en tejido muscular del tiburón azul *Prionace glauca* en el Pacífico Ecuatoriano. (2014). Manuscrito no publicado.
- Clarke, M. R., Clarke, D. C., Martins, H. R. & da Silva, H. M. (1996). The diet of the blue shark (*Prionace glauca* L.) in Azorean waters. *Arquipélago Life and Marine Sciences*, 14 A, 41-56.
- Clarke, S. C. (2003). *Quantification of the trade in Shark fins*. Tesis doctoral del Imperial College of London. London, UK, 321 pp.
- Compagno, L. J. (1984). *FAO Species catalogue. Vol Sharks of the world*. FAO fisheries Sinopsis No. 125. Roma: FAO, 251-655.
- Eilser, R. (1981). *Trace metal concentrations organisms*. New York: Pergamon Press.
- El Universo. (2013, enero16) *Ecuador emite 50 toneladas de mercurio al año, según Mercury Watch*. El Universo [En línea], Español. Disponible: <http://unvrso.ec/0004LK5>

EPA (1997) *Report to congress: Mercury*. Us Enviromental Protection Agency, Washington, D. C.

Escobar- Sánchez, O., Galván- Magaña, F., Rosíles- Martínez, R. & Sanjuán- Muñoz, A. (2011). Mercury and Selenium bioaccumulation in smooth hammerhead shark (*Sphyrna zygaena*, Linnaeus), from the Mexican Pacific Ocean. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*. Obtenido el 5 de junio de la base de datos Springer.

Escobar, O. (2011). *Bioacumulación y biomagnificación de mercurio y selenio en peces pelágicos mayores de la costa occidental de Baja California Sur, México*. Tesis de doctorado del Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional, La Paz, México.

Escobar-Sánchez, O., Galván-Magaña, F. & Rosíles-Martínez R. (2011) Biomagnification of mercury and selenium in blue shark *Prionace glauca* from the Pacific Ocean off Mexico. *Biol Trace Elem Res*, 144, 550-559.

Estupiñán, C., Cedeño, L. & Galván, F. (2009) Habitos alimenticios del tiburón martillo *Sphyrna lewini* en el Pacífico ecuatoriano. *Rev. biol. Mar. oceanogr.*, vol. 44, 379- 386.

Figueruelo, J. E. & Dávila, M. M. (2004) *Química física del medio ambiente y de los procesos medioambientales*. Editorial Reverte: España.

Francis, M. P. & Duffy, C. (2005) Length at maturity in three pelagic sharks from New Zealand. *Fishery Bulletin* 103, 489-500.

- Galván, F., Polo, C., Aguilar, A., Sandoval, A., Castañeda, D., Cabrera, A., Hernández, S. B., Barigorri, A. & Abitia, L. (2012). *Predation on cephalopods by sharks in the Mexican and Ecuadorian Pacific Ocean*. México.
- Gomes- Ferreira, A., Vieira, F. V., Veiga de Carvalho, C. E., Teixeira, L. R., & Santana da Silva, F. M. (2004). Total mercury in the night shark, *Carcharinus signatus* in the western equatorial Atlantic Ocean. *Brazilian archives of Biology and technology*, 47(4), 1-9.
- Gray, J. S. (2002). Biomagnification in marine systems: the perspective of an ecologist. *Marine Pollution Bulletin*, 45, 46-52.
- Hall, B., Bodaly, R. Fudge, R., Rudd, J. & Rosenberg, D. (1997) Food as the dominant pathway of methylmercury uptake by fish. *Water air soil pollution*, 100, 13-24.
- Henderson, A. C., Flannery, K. & Dunne, J. (2001). Observations on the biology and ecology of the blue shark in the North- east Atlantic. *Journal of Fish Biology*, 58, 1347-1358.
- Hernández, S. (2008) *Espectro trófico del tiburón azul Prionace glauca (Linnaeus, 1758) en la costa occidental de baja California Sur, México*. Tesis de maestría de Ciencias en manejo de recursos marinos. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional. La Paz, México.

- Herrera, M., Elías, E., Castro, R. & Cabanilla, C. (2007) Evolución de la pesquería artesanal del atún en aguas ecuatorianas. Obtenido el 4 de marzo del 2013, en INP: <http://www.inp.gob.ec/irba/ppg/iespecial/EVOLUCION%20DE%20LA%2020PESQUERIA%20ARTESANAL%20DEL%20ATUN%20EN%20AGU%20A.pdf>
- Hu, B. Guogang, L., Jun, L., Jianquiang, B., Jingtao, Z. & Ruyuan, B. (2012) Spatial distribution and ecotoxicological risk assessment of heavy metals in surface sediments of the southern Bohai Bay, China. *Environmental science pollution Res*, 20, 4099-4110. Obtenido el 5 de junio de la base de datos Springer.
- J. F. U. (2013). Mercury biomagnification. *American Association for the Advancement of Science* (11/15/2013) vol 342, issue 6160, p779-779. EBSCO.
- Kaneko, J. J. & Ralston, N. (2007) Selenium and mercury in pelagic fish in the central north pacific near Hawaii. *Biological trace elements Res*, 119, 242-254.
- Last, P. & Stevens, J. (1994) *Sharks and rays of Australia*. CSIRO, Collingwood, Victoria, Australia.
- Lopez, S., Meléndez, R. & Barría, P. (2010) Preliminary diet analysis of the blue shark *Prionace glauca* in the eastern South Pacific. *Rev. biol. Mar. oceanogr.* Vol 45, 745- 749.

- Louma, S. N. & Fisher, N. S. (1997) Uncertainties in assessing contaminant exposure from sediments. En Ingersoll, C., Dillon, T. & Biddinger, G., *Ecological risk assessment of contaminated sediments*. Florida: Society of Enviromental toxicology and chemistry.
- Lyle, J. (1984) Mercury concentrations in four carcharhinid and three hammerhead sharks from coastal waters of the northern territory. *Aust J Mar Freshw Res*, 35, 441-452.
- Mancera-Rodríguez, N. & Álvarez- León, R. (2006). Estado del conocimiento de las concentraciones de mercurio y otros metales pesados en peces dulceacuícolas de Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 11, 3-21.
- Manning, M. J. & Francis, M. P. (2005). *Age and growth of blue shark (Prionace glauca) from the New Zealand Exclusive Economic Zone*. New Zealand fisheries assessment report, 26. Wellington: Ministerio de Pesca.
- Markaida U. & Sosa-Nishizaki, O. (2010) Food and feeding habits of the blue shark *Prionace glauca* caught off Ensenada, Baja California, Mexico, with a review on its feeding. *Journal of Marine Biological Association of the United Kingdom*, 90(5), 977-994.
- Mársico, E. T., Machado, M., Knoff, M. & Sao Clemente, S. C. (2007) Total mercury in sharks along southern Brazilian Coast. *Arq Bras Med Vet Zootec*, 59, 1593-1596.
- Maz-Courrau, A., López-Vera, C., Galván etc (2012) Bioaccumulation and biomagnification of total mercury in four exploited shark species in the

Baja California Peninsula, Mexico. Bull Environ Contam Toxicol, 88, 129-135.

McKay, D. & Fraser, A. (2000) Bioaccumulation of persistent organic chemicals: mechanism and models. *Environmental pollution*, 110, 375-391.

Mercury Watch (2013) *Global Mercury Assessment*- UNEP. Obtenido el 1 de marzo del 2013, en Mercury Watch en: www.mercurywatch.org

Ministerio del Ambiente. (agosto, 2007) *Inventario Nacional de emisiones de mercurio y productos que contienen mercurio*. Ecuador: Autor.

Monteiro, L., Costa, V., Furness, R. & Santos, R. (1996). Mercury concentrations in prey fish indicate enhanced bioaccumulation in mesopelagic environments. *Marine Ecology*, 141, 21-25.

Moreno, V., Pérez, A., Bastida, R., De Moreno, J. & Malaspina, A. (1984). *Distribución de mercurio total en los tejidos de un delfín nariz de botella de la provincia de Buenos Aires- Argentina*.

Nakano, H. & Stevens, J. (2002). The biology and ecology of Blue shark, *Prionace glauca*. En Camhi, M. D., Pikitch, E. K., & Babcock, E. A., *Sharks of the open ocean- Biology fisheries and conservation*. (págs. 140-148) Oxford: Blackwell publishing editorial.

Palacios, D. (2003). Factors influencing the island-mass effect of the Galápagos Archipelago. *Geophys. Res. Lett.* 29, 21-34.

- Pethybridge, H. Cossa, S. & Butler, E. (2010) Mercury in 16 demersal sharks from southeast Australia: biotic and abiotic sources of variation and consumer health implications. *Mar Environ Res*, 69, 18- 26.
- Rainbow, P. S. (2007). Trace metal bioaccumulation: Models, metabolic availability and toxicity. *Environmental international*, 33, 576- 582.
- Rand, G., Wella, P. & McCarthy, L. (1995). *Introduction to aquatic ecology. Fundamentals of aquatic toxicology*, 3-52. Obtenido el 28 de mayo de la base de datos Taylor and Francis.
- Seudel, B., Boraczek, J. Peddicord, R., Clifford, P. & Dillon, T. (1994) Trophic transfer and biomagnification potential of contaminants in aquatic ecosystems. *Rev Environ Contam Toxicol*, 136, 21-89.
- Storelli, M. M. & Marcotrigiano, G. O. (2002). Mercury speciation and relationship between mercury and selenium in liver of *Galeus melastomus* from the Mediterranean Sea. *Bull Environmental Contamination Toxicology*, 69, 516-522.
- Storelli, M. M. (2008). Potential human health risks from metals (Hg, Cd and Pb) and polychlorinated biphenyls (PCBs) via seafood consumption: Estimation of target hazard quotients (THQs) and toxic equivalents (TEQs). *Food and Chemical Toxicology*, 46, 2782 – 2788.
- Svobodová, Z., Lloyd, R.; Máchová, J. & Vyrusová (2003) *Water quality and fish health*. Roma: FAO.

Triguero, W. (2012) *Esfuerzo pesquero y aspectos de la vida reproductiva de desembarcado en el Puerto de Santa Rosa, durante el periodo de diciembre 2010-noviembre 2011*. Tesis de grado de la Escuela de Biología Marina de la Universidad Estatal Península de Santa Elena, Santa Elena, Ecuador.

Wang, W. & Ranbow, P. (2008) Comparative approaches to understand metal bioaccumulation in aquatic animals. *Pharmacology* 147, 315-323.

Wang, W. X. (2002). Interactions of trace metals and different marine food chains. *Marine ecology progress series*, 243, 295- 309.

WHO (agosto, 2008) *Guidance for identifying populations at risk from mercury exposure*. Switzerland: Inter-organization program for the sound management of chemicals.

Wolf G. A. (noviembre, 1984) *Identification and estimation of size from the beaks of 18 species of cephalopods from the Pacific ocean*. NOAA Technical report NMFS 17.

Xaxier, J. C. & Cherel, Y. (2009) *Cephalopod beak guide for the southern ocean*. British Antarctic Survey, Cambridge, UK, 129 pp.

Apéndice 1

Tabla 1. Concentración de mercurio de las muestras de especies encontradas en el contenido estomacal y de muestras obtenidas del puerto de Santa Rosa.

Especie	Grupo taxonómico	Código	Concentración	Desviación estándar	Límite de cuantificación
<i>Dosidicus gigas</i>	Cefalópodos	Muestra 3*	<0,09 mg/kg	--	0,09 mg/kg
<i>Dosidicus gigas</i>	Cefalópodos	Muestra 2*	<0,09 mg/kg	--	0,09 mg/kg
<i>Dosidicus gigas</i>	Cefalópodos	Muestra 1*	0,15 mg/kg	±0,022	0,09 mg/kg
<i>Auxis thazard</i>	Pez	PG-021 m3	0,27 mg/kg	±0,022	0,09 mg/kg
<i>Ancistrocheirus lesueurii</i>	Cefalópodos	PG-021 m1	<0,09 mg/kg	--	0,09 mg/kg
<i>Dosidicus gigas</i>	Cefalópodos	PG-021 m2	<0,09 mg/kg	--	0,09 mg/kg
Cetáceo	Cetáceo	PG-019 m	0,23 mg/kg	±0,022	0,09 mg/kg
<i>Hyporgamphus unifasciatus</i>	Pez	PG-025 m	<0,09 mg/kg	--	0,09 mg/kg
<i>Dosidicus gigas</i>	Cefalópodos	PG-024 m2	<0,09 mg/kg	--	0,09 mg/kg
Cetáceo	Cetáceo	PG-024 m1	<0,09 mg/kg	--	0,09 mg/kg
Cetáceo	Cetáceo	PG-010	0,41 mg/kg	±0,022	0,09 mg/kg
<i>Ancistrocheirus lesueurii</i>	Cefalópodos	PG-003	<0,09 mg/kg	--	0,09 mg/kg

Muestra obtenida del estómago del tiburón

*Muestra fresca obtenida del puerto.

Apéndice 1



Figura 1. Medición de longitud total, furcal y precaudal del tiburón azul.