

MERCURIO (Hg), PLOMO (Pb) Y ARSÉNICO (As) Y SU RELACIÓN CON LA MASA CORPORAL EN *Dendrocygna autumnalis*, *Platalea ajaja* y *Phalacrocorax brasilianus* EN LA REGIÓN DE LA MOJANA, COLOMBIA.

Jorge Andrés Buelvas Soto



**MAESTRÍA EN CIENCIAS AMBIENTALES SUE CARIBE
UNIVERSIDAD DE CÓRDOBA - MONTERÍA, 2020**

MERCURIO (Hg), PLOMO (Pb) Y ARSÉNICO (As) Y SU RELACIÓN CON LA MASA CORPORAL EN *Dendrocygna autumnalis*, *Platalea ajaja* y *Phalacrocorax brasilianus* EN LA REGIÓN DE LA MOJANA, COLOMBIA.

Jorge Andrés Buelvas Soto

**Trabajo de grado presentado como requisito para optar el título de
Magister en Ciencias Ambientales**

Director:

José Luis Marrugo Negrete, D.Sc.

Profesor titular Universidad de Córdoba

Grupo de Investigación Aguas, Química Aplicada y
Ambiental

**MAESTRÍA EN CIENCIAS AMBIENTALES SUE CARIBE
UNIVERSIDAD DE CÓRDOBA - MONTERÍA, 2020**

NOTA DE ACEPTACIÓN

Firma del presidente del jurado

Evaluador 1

Evaluador 2

Director

Montería, 2020

DEDICATORIA

Dedico este trabajo de investigación a todos los *Homo sapiens* que cuestionaron su realidad y no aceptaron los dogmas que toda explicación mítico-religiosa les ofrecía. Desde los nómadas que observaban las estrellas en el paleolítico cuestionándose sobre la naturaleza de estas, pasando por aquellos que inventaron la escritura y los números, hasta aquellos que murieron por causa de la inquisición debido a su anhelo de explicar con base en la experiencia la realidad, todos ellos representan pequeños pasos que permitieron la formación del método científico del cual hoy hago uso. A todos esos miles de seres, sea la gloria.

No importa cuán oscura sea la noche. espero el alba. y aquéllos que viven en el día esperan la noche. Por tanto, regocíjate, y mantente íntegro, si puedes, y devuelve amor por amor.

Giordano Bruno

Quemado en la hoguera por la inquisición.

AGRADECIMIENTOS

A mi director José Luis Marrugo-Negrete, por su apoyo, orientación y asesoría durante el desarrollo de esta investigación.

A Jorge Bernal-Alviz, por su asesoría, aporte analítico e invaluable colaboración.

A los jurados, por sus observaciones, sugerencias y correcciones.

A mi familia, por brindarme su incondicional apoyo.

TABLA DE CONTENIDO

RESUMEN.....	11
ABSTRACT	12
1. INTRODUCCIÓN	13
2. MARCO TEORICO.....	16
2.1 Metales pesados	16
2.2 Biomagnificación de metales pesados.....	16
2.3 Toxicología de metales pesados en ecosistemas acuáticos.....	18
2.4 Toxicología de metales pesados en aves.....	19
2.5 Efecto de metales pesados (Hg, Pb y As) en la masa corporal de aves....	20
2.6 Muestras de aves para análisis de metales pesados.....	22
3. OBJETIVOS	23
3.1 General	23
3.2 Específicos	23
4. METODOLOGÍA	24
4.1 Área de estudio.....	24
4.2 Métodos	25
5. RESULTADOS.....	29
5.1 Concentraciones de Hg, Pb y As en aves capturadas	29
5.2 Correlación entre las concentraciones de Hg, Pb y As con la masa corporal de aves capturadas	36
5.2.1 Correlaciones entre las concentraciones de Hg, Pb y As en sangre y plumas de las aves capturadas.....	37
5.3 Comparaciones entre las medias de las concentraciones de Hg, Pb y As en aves capturadas	38

6. DISCUSIÓN.....	43
7. CONCLUSIONES.....	55
8. BIBLIOGRAFÍA	56

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Zona de estudio: región de La Mojana.....	25
Figura 2. Concentraciones medias de Hg, Pb y As en sangre (ng/mL) de <i>Dendrocygna autumnalis</i> en Cecilia y El Torno.....	32
Figura 3. Concentraciones medias de Hg, Pb y As en plumas (ng/g) de <i>Dendrocygna autumnalis</i> en Cecilia y El Torno.....	32
Figura 4. Concentraciones medias de Hg, Pb y As en sangre (ng/mL) de <i>Platalea ajaja</i> y <i>Phalacrocorax brasilianus</i>	33
Figura 5. Concentraciones medias de Hg, Pb y As en plumas (ng/g) de <i>Platalea ajaja</i> y <i>Phalacrocorax brasilianus</i>	33
Figura 6. Concentraciones medias de Hg, Pb y As en sangre (ng/mL) y plumas (ng/g) de <i>Dendrocygna autumnalis</i> en Cecilia.....	34
Figura 7. Concentraciones medias de Hg, Pb y As en sangre (ng/mL) y plumas (ng/g) de <i>Dendrocygna autumnalis</i> en El Torno.....	34
Figura 8. Concentraciones medias de Hg, Pb y As en sangre (ng/mL) y plumas (ng/g) de <i>Platalea ajaja</i>	35
Figura 9. Concentraciones medias de Hg, Pb y As en sangre (ng/mL) y plumas (ng/g) de <i>Phalacrocorax brasilianus</i>	35
Figura 10. Comparación entre las medianas de Hg en sangre de <i>Dendrocygna autumnalis</i> y Hg en sangre de <i>Platalea ajaja</i>	39
Figura 11. Comparación entre las medianas de Pb en sangre de <i>Dendrocygna autumnalis</i> y Pb en sangre de <i>Platalea ajaja</i>	39
Figura 12. Comparación entre las medianas de Hg en plumas de <i>Dendrocygna autumnalis</i> y Hg en plumas de <i>Platalea ajaja</i>	40

Figura 13. Comparación entre las medianas de Hg en sangre de <i>Dendrocygna autumnalis</i> y Hg en sangre de <i>Phalacrocorax brasilianus</i>	40
Figura 14. Comparación entre las medianas de Hg en plumas de <i>Dendrocygna autumnalis</i> y Hg en plumas de <i>Phalacrocorax brasilianus</i>	41
Figura 15. Comparación entre las medianas de As en plumas de <i>Dendrocygna autumnalis</i> y As en plumas de <i>Phalacrocorax brasilianus</i>	41
Figura 16. Comparación entre las medianas de Hg en sangre de <i>Platalea ajaja</i> y Hg en sangre de <i>Phalacrocorax brasilianus</i>	42
Figura 17. Comparación entre las medianas de Hg en plumas de <i>Platalea ajaja</i> y Hg en plumas de <i>Phalacrocorax brasilianus</i>	42
Figura 18. Comparación entre las medianas de Pb en sangre de <i>Platalea ajaja</i> y Pb en sangre de <i>Phalacrocorax brasilianus</i>	43

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Concentraciones medias y rangos de Hg, Pb y As en sangre y plumas de <i>Dendrocygna autumnalis</i> , <i>Platalea ajaja</i> y <i>Phalacrocorax brasilianus</i>	30
Tabla 2. Coeficientes de correlación de Pearson ($p < 0.05$) entre las concentraciones de Hg, Pb y As en sangre y plumas con la masa corporal de <i>Dendrocygna autumnalis</i> , <i>Platalea ajaja</i> y <i>Phalacrocorax brasilianus</i>	36
Tabla 3. Coeficientes de correlación de Pearson ($p < 0.05$) entre las concentraciones de Hg, Pb y As en sangre y plumas de <i>Dendrocygna autumnalis</i>	37
Tabla 4. Coeficientes de correlación de Pearson ($p < 0.05$) entre las concentraciones de Hg, Pb y As en sangre y plumas de <i>Platalea ajaja</i>	37
Tabla 5. Coeficientes de correlación de Pearson ($p < 0.05$) entre las concentraciones de Hg, Pb y As en sangre y plumas de <i>Phalacrocorax brasilianus</i>	38
Tabla 6. Concentraciones de Hg, Pb y As en sangre y plumas de Tresquiornítidos, Anátidos y Phalacrocorácidos en otros estudios.....	48
Tabla 7. Masas corporales medias (g) de <i>Dendrocygna autumnalis</i> , <i>Platalea ajaja</i> y <i>Phalacrocorax brasilianus</i> en estudios de referencia.....	51

LISTADO DE ANEXOS

Anexo A. Concentraciones de Hg y Pb en sangre de <i>Dendrocygna autumnalis</i> y <i>Platalea ajaja</i> en Cecilia.....	69
Anexo B. Concentraciones de Hg, Pb y As en sangre de <i>Dendrocygna autumnalis</i> y <i>Platalea ajaja</i> en Cecilia.....	71
Anexo C. Concentraciones de Hg, Pb y As en sangre de <i>Dendrocygna autumnalis</i> y <i>Phalacrocorax brasilianus</i> en El Torno.....	73
Anexo D. Concentraciones de Hg, Pb y As en plumas de <i>Dendrocygna autumnalis</i> y <i>Phalacrocorax brasilianus</i> en El Torno.....	75
Anexo E. Fotografías de las aves muestreadas.....	76

RESUMEN

La contaminación por metales pesados es un problema creciente a nivel mundial, puesto que a diferencia de los compuestos orgánicos, estos no pueden ser biodegradados, lo que conlleva a su bioacumulación y biomagnificación en los compartimientos ambientales y en los organismos. Este tipo de contaminación trae consigo alteraciones en la estructura de los ecosistemas y origina cambios morfológicos en los organismos. Este trabajo determinó la contaminación por metales pesados en sangre y plumas, en aves de la región de La Mojana y su relación con cambios en la masa corporal de estos organismos. Se capturaron 68 individuos de las especies *Dendrocygna autumnalis*, *Platalea ajaja* y *Phalacrocorax brasilianus*, para la cuantificación de las concentraciones de mercurio (Hg) se utilizó espectrometría de absorción atómica de vapor frío (CVAAS) y espectrofotometría de absorción atómica con horno de grafito (GFAAS) para cuantificar plomo (Pb) y arsénico (As) en los tejidos. Para evaluar la relación entre la concentración de Hg, Pb y As con la masa corporal de los individuos muestreados, se estimaron los coeficientes de correlación de Pearson ($p < 0.05$) entre estas variables. Se realizaron tres tipos de correlaciones entre las variables de estudio: entre la concentración de los metales en sangre y plumas con la masa corporal de los individuos de la misma especie; entre las concentraciones de Hg, Pb y As en los tejidos de la misma especie; entre las concentraciones de Hg, Pb y As en los tejidos de diferentes especies. Así mismo, se realizaron comparaciones entre los metales evaluados: entre las medianas de las concentraciones de los metales en aves capturadas en cada estación de muestreo y entre las dos estaciones de muestreo. Las aves fueron capturadas en Abril y Diciembre del 2019, en dos estaciones de muestreo, utilizando redes de niebla. La primera estación de muestreo se ubicó en zonas del río San Jorge aledañas a la ciénaga de Ayapel, mientras que la segunda estuvo situada en zonas del río San Jorge contiguas a la ciénaga de San Marcos. La especie *Platalea ajaja* de hábitos alimenticios limícolas presentó las concentraciones más altas de Hg ($4049 \pm 1206,4$ ng/g). Así mismo, la especie *Phalacrocorax brasilianus*, que posee un tipo de alimentación piscívora presentó las concentraciones más elevadas de Pb ($7396 \pm 511,81$ ng/g) y As ($2395,67 \pm 892,45$ ng/g). Se encontraron correlaciones estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre la masa corporal y las concentraciones de Pb en sangre, y As en sangre y plumas de *Dendrocygna autumnalis*, así como también entre las concentraciones de Pb en sangre y plumas de *Platalea ajaja*. De igual forma, se encontraron correlaciones estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre Hg, Pb y As en sangre y plumas con la masa corporal de los individuos de *Phalacrocorax brasilianus*. Se concluye que existe un alto grado de contaminación por Hg, Pb y As en las aves asociadas a los ecosistemas acuáticos de la región de La Mojana, y que esta contaminación tiene el potencial de provocar efectos negativos en el metabolismo de estas especies. Por lo cual, el estado de conservación de poblaciones de aves presentes en la región de La Mojana puede tender a la fragilidad y vulnerabilidad.

Palabras clave: Aves, región de La Mojana, metales pesados, masa corporal, toxicología ambiental.

ABSTRACT

Heavy metal pollution is a growing issue worldwide, hence these pollutants in contrast with organic compounds cannot be biodegraded, leading to bioaccumulation and biomagnification in environmental compartments and organisms. This kind of contamination bears alterations in the structure of the ecosystems and causes morphological changes in the organisms. This work determined the contamination by heavy metals in blood and feathers, in birds of the region of La Mojana and its relation with changes body mass of these organisms. Mercury (Hg), lead (Pb) and arsenic (As) concentrations were measured in 68 individuals of *Dendrocygna autumnalis*, *Platalea ajaja* and *Phalacrocorax brasilianus*, using cold steam atomic absorption spectrometry (CVAAS) and atomic absorption spectrophotometry with graphite furnace (GFAAS), as quantification methods for mercury (Hg), lead (Pb) and arsenic (As) in the studied tissues. To assess the relationship between Hg, Pb and As concentration with body mass of the sampled individuals, Pearson's correlation coefficients ($p < 0.05$) among these variables were estimated. Three types of correlations were made: between the concentration of metals in blood and feathers, with the body mass in individuals of same species; between the concentrations of Hg, Pb and As in tissues of the same species; between the concentrations of Hg, Pb and As in the tissues of different species. Thus, comparisons were made among the metals evaluated: between the medians of the metal concentrations in captured birds of each sampling station and between the two sampling stations. The birds were captured in April and December of 2019, in two sampling stations using fog nets. The first sampling station was located in areas of the San Jorge river adjacent to Ayapel wetland, while the second was located in areas of the San Jorge river contiguous to San Marcos wetland. Wader *Platalea ajaja* had the highest levels of Hg (4049 ± 1206.4 ng/g). Likewise, *Phalacrocorax brasilianus* with carnivorous feeding habits, showed the highest concentrations of Pb (7396 ± 511.81 ng/g) and As (2395.67 ± 892.45 ng/g). Statistically significant correlations were found between body mass and Pb concentrations in blood, also As in blood and feathers of omnivorous *Dendrocygna autumnalis*, as well as Pb concentrations in blood and feathers of *Platalea ajaja*. Statistically significant correlations were found between Hg, Pb and As in blood and feathers with body mass of *Phalacrocorax brasilianus* individuals. It is concluded there are high levels of contamination by Hg, Pb and As in birds associated with the aquatic ecosystems of La Mojana region, thereby assessed contamination levels might cause negative effects on metabolism of these species. Therefore, the conservation status of their populations in La Mojana region may tend to fragility and vulnerability.

Keywords: Birds, Mojana region, heavy metals, body mass, environmental toxicology

1. INTRODUCCIÓN

Colombia es uno de los países con mayor diversidad biológica en el planeta, gracias a la riqueza de especies que posee en varios grupos taxonómicos (Gómez et al., 2016). Ocupa el primer lugar en biodiversidad de aves en el planeta, con 1909 especies de aves reportadas, lo que representa casi el 15% de las especies del todo el mundo, de las cuales 83 son endémicas (Avendaño et al., 2017). El país tiene reportadas 266 especies aves acuáticas, lo que corresponde al 15% de la avifauna colombiana (Ruiz-Guerra, 2012). Las aves acuáticas tienen una gran importancia como bioindicadores de los estados de conservación de los humedales y en los procesos ecológicos que se presentan en estos ecosistemas (Weller, 1999; Zhang & Ma, 2011). En Colombia, el área total de estos ecosistemas es de 20.252.500 hectáreas, representados por lagos, pantanos, turberas, ciénagas, llanuras y bosques inundados. En la región Caribe se encuentra el conjunto de humedales de la Mojana formado en la confluencia de los ríos San Jorge, Cauca y Magdalena que ocupa una extensión aproximada de 600.000 hectáreas (Aguilera-Díaz, 2004). Dichos humedales constituyen el hábitat fundamental de numerosas especies y ofrecen los recursos necesarios para las aves acuáticas que habitan en ellos (Russi et al., 2013)

En Colombia la mayor zona de explotación minera de oro, se encuentra ubicada entre el norte de Antioquia y sur de Bolívar, regiones que circundan a la Mojana, y que se encuentran conectadas a esta, a través de los ríos Magdalena, Cauca y San Jorge, los cuales se ven afectados por la minería del oro y el consecuente proceso de contaminación gradual, con metales pesados (Marrugo et al., 2008; Marrugo et al., 2010; Calao & Marrugo, 2015).

El mercurio (Hg), en su forma orgánica más tóxica (metilmercurio, MeHg), es un elemento tóxico que se bioacumula hasta un millón de veces en la red trófica además de biomagnificarse (Poste et al., 2015). El proceso de bioacumulación y biomagnificación inicia en los microorganismos y termina en los organismos ubicados en la parte superior de la red trófica (Kehrig et al., 2008). La contaminación por Hg se produce por fuentes naturales cuando el Hg litogénico se acumula en el suelo por la erosión de las rocas y el Hg atmosférico resulta de la desgasificación de la corteza terrestre a través de los océanos y volcanes, o se debe a fuentes antrópicas como la

minería del oro (Laperche et al., 2014). En lo referente al plomo (Pb), este es un metal tóxico acumulativo (EFSA, 2010), cuya contaminación en aves se puede presentar por inhalación (Gulson et al., 2009), ingestión de suelo (Monzalvo et al., 2016) o a través de alimentos contaminados con dicho metal, proveniente de actividades mineras, o producto de la ingestión de perdigones de plomo usados en actividades de caza (Mateo et al., 2013). Se ha descrito que en aves, el Hg afecta el sistema nervioso central, por su parte la contaminación con Pb se manifiesta con síntomas clínicos como anemia (Pain et al., 2019), letargo (Pattee & Pain, 2003), disminución de masa corporal (Hohman et al., 1990) y de reservas lipídicas, ataxia, parálisis o convulsiones (Burger et al., 2005). El arsénico (As), es otro metal pesado con un alto potencial de toxicidad en las aves, dado que posee una gran diversidad de formas que se pueden biomagnificar y bioacumular, las cuales van desde su estado elemental hasta sales y complejos (Khan et al., 2014). El As está presente como componente en más de 200 clases de minerales cristalinos que constituyen principalmente las fuentes naturales de este metal pesado, el cual ingresa a los niveles freáticos de agua a través de su geoacumulación en el lecho rocoso (Garelick et al., 2009). Por otra parte, las principales fuentes antropogénicas de As, se encuentran en la fabricación de productos agroquímicos, conservantes de madera y estimulantes del crecimiento para plantas y animales. Así mismo, se liberan grandes cantidades de este metal a través de las emisiones atmosféricas de las fundidoras, las centrales eléctricas de carbón y el agua contaminada producto de la actividad minera (Tsipoura et al., 2011). La intoxicación por As en aves generalmente causa depresión, ataxia, descoordinación y disminución en la tasa de crecimiento del individuo (Khan et al., 2014).

En cuanto a las características morfométricas puntuales, se ha probado que los metales pesados tienden a modificar el índice de masa corporal de las aves, según el grado de exposición y la naturaleza química de esta, como resultado de las alteraciones en la dinámica hematológica y metabólica del organismo (Haziri et al., 2013). El plomo tiende a disminuir el metabolismo de ácidos grasos y lípidos, así como también la actividad de ciertas moléculas que intervienen directamente en la síntesis de sustratos metabólicos (Pinowski et al., 1993). Mientras que el mercurio, tiende a modificar ciertas vías metabólicas implicadas en la síntesis de moléculas esenciales en la estructura hematológica y nerviosa a nivel celular (Seewagen, 2010). Por su parte, el arsénico

causa desnaturalización de las enzimas celulares, incremento de las especies reactivas de oxígeno, alteración en la expresión de ciertos genes, inmunosupresión y carcinogenicidad (Khan et al., 2014).

Se han encontrado evidencias que demuestran que, en los ecosistemas acuáticos de la región de La Mojana, se presentan altos grados de contaminación por metales pesados (Marrugo et al., 2018). Aunque en Colombia se han realizado algunos estudios que abordan los impactos que genera la contaminación por metales pesados en aves asociadas a estos ecosistemas (Olivero-Verbel et al., 2013; Burgos-Núñez et al., 2017; Cubillos et al., 2017), hasta la fecha no se han registrado estudios que hayan abordado y evaluado este fenómeno en la región de La Mojana (Marrugo et al., 2018). De este modo, realizar estudios sobre toxicología de metales pesados en aves asociadas a humedales, permite entender la forma en la que estos elementos tóxicos afectan la fisiología, el metabolismo y la morfología de estas especies. La información sobre las concentraciones de metales pesados en aves de Colombia es deficiente, razón por la cual la ejecución de esta investigación generará información sobre las amenazas que implica la concentración de metales pesados, producto de la minería sobre la avifauna de la Mojana y su posible relación con el declive de sus poblaciones y cambios morfométricos en los individuos de estas. Esta investigación servirá de iniciativa para proponer estrategias para la protección y conservación de la avifauna de la región de La Mojana y otras zonas de influencia de actividad minera en el país.

El propósito de este estudio fue determinar correlaciones estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre las concentraciones de Hg, Pb y As en sangre y plumas, con la masa corporal de aves asociadas a ecosistemas acuáticos en la región de La Mojana. Y cómo dicha contaminación influye en factores fundamentales de la biología y la ecología de las poblaciones estudiadas de estas especies.

2. MARCO TEÓRICO

2.1 Metales pesados

En la corteza terrestre los metales están presentes en diferentes proporciones y estados. Gracias a sus diversas propiedades estos han sido utilizados por el hombre para su desarrollo (Anthony & Balwant, 2004). Los metales pesados hacen parte de este grupo de elementos, y se pueden encontrar en forma de minerales, sales u otros compuestos que en su mayoría no son asimilados o descompuestos de forma natural, debido a que no tienen funciones metabólicas específicas para los seres vivos (Nosheen et al., 2019). Algunos metales pesados como el cobre (Cu), hierro, (Fe) y zinc (Zn), son elementos esenciales para el crecimiento y ciclos de vida de los organismos, pero son tóxicos en altas concentraciones (Khaled, 2004). A diferencia de los esenciales, metales como el cadmio (Cd), arsénico (As), plomo (Pb) y mercurio (Hg), no presentan una función metabólica conocida (Basha & Rani, 2003), y al estar presentes durante un largo periodo de tiempo a una baja concentración, tienen un alto grado de toxicidad y son nocivos para los organismos vivos (Momodu et al., 2010). Como resultado del uso continuo de metales pesados, por parte del hombre, se han liberado a los diferentes medios acuáticos y terrestres grandes cantidades de estos elementos, lo cual ha tenido considerables efectos nocivos sobre la vida humana, terrestre y la biota acuática (Venkateswarlu et al., 2019).

Tanto los metales pesados producto de fuentes naturales como antropogénicas, pueden contaminar distintos tipos de superficies terrestres y acuáticas, así como también, los recursos de estos medios (Khattak et al., 2019), resultando en un deterioro del estado de los mismos (Krishna et al., 2009). Sumado a esto, los metales pesados, son contaminantes de amplio espectro (Madera-Parra et al., 2014), debido a su toxicidad, su naturaleza persistente y sus propiedades bioacumulativas dentro de los diferentes compartimientos ambientales (Pekey, 2006).

2.2 Biomagnificación de metales pesados

La biomagnificación se presenta cuando un organismo absorbe sustancias potencialmente tóxicas; con una progresión más acelerada con la que este puede

asimilarlas y excretarlas por vías metabólicas (Akyengo et al., 2019). Debido a su naturaleza, los metales pesados, son elementos con un alto potencial de biomagnificación (Pandey & Madhuri, 2014), por tanto, se hace necesario establecer cómo estos elementos pueden alterar las condiciones del ambiente, así como también, la condición orgánica de cada individuo que esté en contacto con los mismos. En primer lugar, los metales pesados, se bioacumulan en los niveles tróficos más bajos (Eisler, 2010), y se biomagnifican mediante el flujo de materia a través de la red trófica en los subsiguientes niveles (Barwick & Maher, 2003; Croteau et al., 2005). Esto obedece a que los detritos, organismos productores como el plancton y especies de plantas acuáticas, son responsables de transferir metales pesados como el Cadmio, Plomo, Cobre, Mercurio y Zinc, a consumidores primarios, sentando así, la base de la cadena de biomagnificación (Hernández-Almaraz et al., 2014), lo que, con el avance de la dinámica alimenticia, conlleva a que en los eslabones subsiguientes, las concentraciones de metales pesados, como mercurio y plomo, sean constantes en individuos, cuya alimentación está basada en los estadios primarios de la cadena (Jara-Marini et al., 2009).

La biomagnificación de metales pesados se puede presentar de diversas maneras; ya sea mediante la acumulación del elemento en el tejido y los fluidos orgánicos, o mediante procesos de interacción metabólica, como la metilación, en los casos concretos del Mercurio y el Arsénico (Herrera et al., 2013). En el caso de la metilación, dentro de la célula, al metal le es anexado un radical metilo, mediante una interacción covalente, como primera medida para su excreción, a través de la orina en forma de un complejo orgánico metilado (Xi et al., 2010), dando como resultado, un producto, que es altamente afín e integrable al conjunto sistémico y metabólico del resto de organismos (Fowler et al., 2007).

El mecanismo general que determina la toxicidad de los metales pesados está direccionado mediante la producción de estrés oxidativo celular (Bashir et al., 2018), como resultado de la síntesis de especies reactivas de oxígeno, entendidas, como radicales libres y peróxidos que, alteran la dinámica metabólica y el ciclo celular (Nosheen et al., 2019).

2.3 Toxicología de metales pesados en ecosistemas acuáticos

La razón del origen y la acumulación de metales pesados en ecosistemas acuáticos, generalmente, obedece a dos factores principales; a fenómenos naturales como la meteorización, la cual, consiste en la distribución y sedimentación de los metales en la corteza terrestre, por desgaste geológico (Zakaly et al., 2019). Y a fuentes antropogénicas, como producto de la actividad industrial, explotaciones mineras, prácticas agrícolas, lixiviación de metales pesados procedentes de aguas residuales domésticas, entre otras. (Madera-Parra et al., 2014).

Debido a esta serie de procesos, los metales pesados pasan a formar parte del medio y el sustrato en el que están inmersos (Herrera et al., 2013), primero, por acumulación estructural en la composición geoquímica del medio (Zakaly et al., 2019), y consecuentemente, por integración y transmisión en los ciclos biológicos de los organismos propios del medio (Emere & Dibal, 2013).

La toxicidad de los metales pesados en medios acuáticos está determinada principalmente, por su capacidad para generar un aumento significativo en los niveles de estrés oxidativo celular (Bashir et al., 2018). Estas alteraciones obedecen a la síntesis de especies reactivas de oxígeno, que a nivel celular causan el deterioro oxidativo de membranas, dado que crean interacciones moleculares para unirse al ADN y a las proteínas nucleares (Matsumoto et al., 2006). En ambientes acuáticos, el estrés oxidativo causado por la acción de las especies reactivas de oxígeno aumenta significativamente la actividad de enzimas antioxidantes como la peroxidasa, la superóxido dismutasa, la catalasa, la glutatión peroxidasa, la glutatión - S - transferasa y la glutatión reductasa (Pinto et al., 2003; Tripathi et al., 2006), como respuesta a la síntesis y posterior adhesión al componente celular de las especies superóxido, peróxido e hidroxilo (Dewanjee et al., 2013). Este aumento en el metabolismo enzimático antioxidante, mediante el cual la célula intenta degradar las especies reactivas de oxígeno, forma parte de un mecanismo adaptativo contra la toxicidad inducida por radicales libres (Nosheen et al., 2019).

Por otra parte, la toxicidad de los metales pesados cuando se encuentran en estado elemental se manifiesta cuando estos se unen a los sitios de anclaje proteico y enzimático, desplazando a los organometales originales de su sitio de unión natural, causando alteración del funcionamiento celular y la posterior toxicidad (Diop et al., 2016). De ahí que se expliquen los efectos más notorios, resultantes de la exposición a metales pesados, como disminuciones en los niveles hematológicos, alteraciones de la masa corporal y en el funcionamiento nervioso (Javed & Usmani, 2012). A través de la biomagnificación en la cadena trófica, los metales pesados, son transferidos desde los consumidores primarios hasta las escalas superiores, y los efectos varían en función de la biología y nicho de los individuos (Witeska & Jazierska, 2003; El Morhit et al., 2013). Estos cambios a nivel molecular y celular se ven reflejados en los dominios tisular y orgánico, los cuales determinan las variables fisiológicas y morfológicas más significativas y características de los individuos asociados a los ecosistemas acuáticos (Akyengo et al., 2019).

2.4 Toxicología de metales pesados en aves

En aves, los metales pesados ingresan al organismo mediante la biomagnificación en la cadena alimenticia, inhalación, ingestión directa y contacto con la piel expuesta (Yi et al., 2011; Tang et al., 2013). Los compartimentos orgánicos donde usualmente suelen acumularse los metales pesados, luego de su ingreso al organismo son: los riñones, el hígado, la sangre, las plumas, los huevos y los huesos del ave (Jayakumar & Muralidharan, 2011). Esto, ineludiblemente, causa alteraciones y disfunciones orgánicas, que minan la capacidad de adaptación y supervivencia de las especies y poblaciones; disminuyendo la aptitud reproductiva y subsecuentemente, el número de individuos (Kendall et al., 1996).

Las formas bioactivadas de Hg y As, así como el Pb, pueden bioacumularse a través de la red trófica, de modo que una exposición crónica a estos metales, a través de la alimentación, precariza en gran medida el ciclo y los elementos reproductivos de las aves, así como también su función inmunológica (Frederick & Jayasena, 2010; Liu et al., 2015). Las vías, la magnitud de exposición a estos metales, así como las manifestaciones fisiológicas y morfológicas dependen en gran medida del tipo de

alimentación del ave, así como también de su ecología (Suter, 2011; Sheta et al., 2019). De este modo, las aves con hábitos alimenticios limícolas poseen una mayor frecuencia y magnitud de exposición a estos elementos, dado que las mayores concentraciones de metales pesados se hallan precipitadas, en el manto de sedimentos del piso de los cuerpos de agua (Li et al., 2014; Liang et al., 2015). Mientras, que por otra parte, las aves con hábitos forrajeros, tienden a poseer relativamente, menores concentraciones de estos elementos. Y esto es, porque sí bien, los metales pesados poseen baja solubilidad en agua, estos tienden a ser integrados a los sedimentos de la superficie de los cuerpos de agua, mediante interacciones intermoleculares de adhesión (Olivares-Rieumont et al., 2005).

No obstante, la distribución de los metales pesados en cuerpos de agua, también obedece en gran medida, al nicho de la especie, de modo que las aves con hábitos migratorios, poseen una mayor probabilidad de diseminarlos en rangos de distribución peligrosamente altos, gracias a la deposición de material fecal (Morrissey et al., 2005; Liang et al., 2015). En cuanto a las características morfométricas puntuales, se ha probado que ciertos metales pesados como el Hg, tienden a modificar el índice de masa corporal de las aves, según el grado de exposición y la naturaleza química de estos, como resultado de las alteraciones en la dinámica hematológica y metabólica del organismo (Javed & Usmani, 2012; Haziri et al., 2013).

2.5 Efecto de metales pesados (Hg, Pb y As) en la masa corporal de aves

Los metales pesados son conocidos por generar una amplia variedad de efectos adversos en el organismo del ave en la que se bioacumulan y biomagnifican (Plaza et al., 2018). Dichos efectos, se manifiestan clínica y principalmente, en los compartimentos fisiológico, morfológico, reproductivo, comportamental e inmunológico del individuo. Metales como el Pb, el Hg y el As, tienen una especial incidencia en el índice de masa corporal de las aves contaminados con estos metales pesados, tendiendo a modificarlo (Kendall et al., 1996, Tsipoura et al., 2011). El Hg tiende a desplazar los organometales ligados a las enzimas y proteínas que están involucradas directamente con el ADN y los procesos metabólicos más cruciales del ciclo celular, además de generar estrés oxidativo (Matsumoto et al., 2006; Bashir et al., 2018),

razones que muestran, que tiene un efecto deletéreo y progresivo en la disminución de la condición clínica del ave contaminada; esto se ve reflejado en su influencia en la masa corporal, de modo que, generalmente, se presenta una correlación inversa entre las concentraciones de este metal en los tejidos del ave y la variación de la masa corporal (Haziri et al., 2013; Janiga & Haas, 2018). Esta codependencia, que es generalmente negativa, obedece a que el Hg posee un gran potencial geno y citotóxico (Suter, 2011; Calao & Marrugo, 2015) que mina la capacidad celular y orgánica innata que posee el individuo para su pleno desarrollo y equilibrio metabólico.

El Pb, posee efectos particulares que se manifiestan principalmente en la estructura y fisiología del componente molecular y celular, en los compartimentos hemático y nervioso (Garitano et al., 2010; Janiga & Haas, 2018). El Plomo en aves, está íntimamente ligado a malformaciones en la estructura de los glóbulos rojos y alteraciones en las células nerviosas y el sistema nervioso en general, como la desmielinización de los axones neuronales (Kendall et al, 1996; Samour & Naldo, 2005; Burger & Gochfeld, 2005), por lo que este metal pesado tiene una alta probabilidad de causar anemia y cambios en el comportamiento, que subsecuentemente derivan en una marcada disminución de la masa corporal del ave contaminada. La razón principal de esto subyace en que el Plomo inhibe la deshidratasa del ácido aminolevulínico, que es una enzima crucial en la síntesis del grupo prostético de la hemoglobina, lo que induce alteraciones graves en el tamaño y la estructura de los eritrocitos maduros, impidiendo que se fije el organometal y se capte el oxígeno disponible (Janiga & Haas, 2018).

El As, presenta un gran potencial de toxicidad en aves, dado que altera y disminuye las tasas reproductivas y el desarrollo de los individuos contaminados, así mismo, posee un impacto negativo en el comportamiento del individuo, el metabolismo hepático y los procesos moleculares y genéticos de la dinámica celular (Sánchez-Virosta et al., 2015). En ecosistemas acuáticos, este metal tiende a incorporarse al material particulado del manto de sedimentos de los cuerpos de agua, y subsecuentemente es fijado en el flujo de materia de estos ecosistemas por los productores primarios, biomagnificándolo hasta llegar a los eslabones tróficos que ocupan las aves acuáticas. Esto da lugar a que las concentraciones y el potencial toxicológico del As en estas poblaciones de aves sean proporcionales a los niveles de este mismo contaminante en los distintos compartimentos ambientales (Xun & Xuegang, 2015).

No obstante, existen otros factores producto de la toxicidad de los metales pesados, que también inciden de manera determinante en el índice de masa corporal de las aves, los cuales están ligados en su mayoría al efecto negativo de las especies reactivas de oxígeno en el individuo (Koivula & Eeva, 2010; Bashir et al., 2018). Es crucial, entender que la dinámica toxicológica de estos metales pesados, no necesariamente sigue patrones y comportamientos lineales, ya que existe la probabilidad de que dichos efectos, obedezcan en mayor medida a puntos concretos de la alimentación, eventos fortuitos asociados con su retención en el sistema digestivo, el metabolismo, factores ambientales (Kendall et al., 1996), y la capacidad de asimilación de metales pesados del individuo o de la especie en cuestión (Saavedra et al., 2004; Ergüll et al., 2010; Haziri et al., 2013).

2.6 Muestras de aves para análisis de metales pesados

Dentro de las muestras de aves que se han usado para monitorear metales pesados se han tomado tejidos como sangre, músculo, hígado, bazo, huesos, riñón, corazón, pulmón y cerebro. También se han utilizado huevos y plumas. Las muestras regenerativas, como las plumas, poseen grandes ventajas, dado que son de fácil obtención y pueden estudiarse durante largos periodos de tiempo y no representan un gran peligro para la supervivencia de una comunidad de aves (Zhang & Ma, 2011). Por lo cual se recomienda el empleo de muestras de tejidos renovables tales como las plumas, dado que no afectan significativamente a la población. Los niveles de metales pesados que se pueden cuantificar en el plumaje reflejan los niveles sanguíneos de dichos elementos durante el corto periodo de crecimiento de la pluma. Por ejemplo, las formas metiladas del Hg y As tienen una fuerte tendencia a anclarse a los aminoácidos que contienen sulfuros, los cuales son componentes mayoritarios de la queratina, la principal proteína estructural de las plumas (Monzalvo-Santos et al., 2016), dado que estas se conectan con los vasos sanguíneos, por lo que los metales pesado se incorporan a la queratina, a través de su irrigación (Pérez et al., 2005). Otra ventaja de tomar plumas como muestras, es que su recolección es menos estresante para el ave y puede obtenerse al mismo tiempo, información genética y concentraciones precisas de metales pesados (Eeva et., al 2009).

En lo que respecta a sangre, las muestras de este tejido son de trascendental importancia, dado que a través de su flujo y riego, los metales pesados se transportan e incorporan mediante sus diferentes formas, en el organismo del ave (Van Wyk et al., 2001; Estrada-Guerrero & Soler-Tovar, 2014). La obtención de muestras de sangre, aunque generalmente puede constituir un procedimiento invasivo, representa uno de los sustratos de muestreo más efectivo a la hora de determinar concentraciones y comportamientos bioquímicos de elementos y moléculas de alto valor investigativo como los metales pesados (Pérez et al., 2005), sumado al hecho de que la sangre es un tejido completamente regenerativo. En cuanto al acervo analítico que ofrecen las muestras de sangre en aves, estas permiten determinar la dinámica toxicológica de los metales pesados en una escala más universal que otro tipo de muestras, dado que las concentraciones medias de estos elementos en la sangre, puede ser un valioso indicador de las concentraciones relativas y la dinámica metabólica de los mismos, en otros tejidos como: riñones, hígado, músculos y corazón (Van Wyk et al., 2001).

En lo relativo al individuo y al grupo de individuos en cuestión especialmente las aves asociadas a ecosistemas acuáticos, son un gran bioindicador de la dinámica contaminante de los metales pesados, y de su potencial de biomagnificación y diseminación entre ecosistemas ampliamente distantes, en contraste con el estado de salud de sus compartimentos ambientales (Sheta et al., 2019). Dado que el comportamiento de estos metales, en el metabolismo y la biología de las aves, permite diagnosticar y determinar con precisión considerable cómo la contaminación y la toxicidad de estos, afecta al individuo, a sus poblaciones y demás organismos involucrados la red trófica a la que estas pertenecen (Liu et al., 2015).

3. OBJETIVOS

3.1 General

Evaluar las concentraciones de mercurio (Hg), plomo (Pb) y arsénico (As) y su relación con la masa corporal de *Dendrocygna autumnalis*, *Platalea ajaja* y *Phalacrocorax brasilianus* en ecosistemas acuáticos de la región de La Mojana, Colombia.

3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar las concentraciones de los metales pesados Hg, Pb y As, en sangre y plumas de individuos de las especies *Dendrocygna autumnalis*, *Platalea ajaja* y *Phalacrocorax brasilianus* en la región de la Mojana, Colombia.
- Determinar la correlación entre las concentraciones de Hg, Pb y As en sangre y plumas de *Dendrocygna autumnalis*, *Platalea ajaja*, *Phalacrocorax brasilianus* con la masa corporal de los individuos muestreados de estas especies en la región de la Mojana, Colombia.
- Determinar la correlación entre las concentraciones de Hg, Pb y As en los tejidos en las especies estudiadas

METODOLOGÍA

4.1 Área de estudio

Para el desarrollo de esta investigación se establecieron dos estaciones de muestreo en zonas de influencia de los ecosistemas acuáticos de la región de La Mojana, la cual hace parte de la depresión Momposina, y se encuentra localizada en la parte noroccidental de Colombia con un área aproximada de 5500 km², y está rodeada por tres ríos (Magdalena, Cauca y San Jorge). La primera estación estuvo ubicada en una zona del río San Jorge aledaña a la ciénaga de Ayapel, mientras que la segunda se situó en una zona del río San Jorge contigua a la ciénaga de San Marcos (Figura 1). Las estaciones de muestreo estuvieron localizadas entre las coordenadas 8°35'19.30" - 8°27'34" latitud Norte y 75°4'43.40" - 75°2'37" longitud Oeste. La primera estación se ubicó en Cecilia, jurisdicción del municipio de Ayapel (Córdoba), a través de la cual fluye el caño Viloría, subcuenca de la ciénaga de Ayapel, que recibe el influjo de los ríos San Jorge y Cauca. Mientras que la segunda estuvo situada en la localidad El Torno, jurisdicción del municipio de San Marcos (Sucre), la cual es una llanada del río San Jorge y está adyacente a la ciénaga de San Marcos. El área de estudio es una zona de gran impacto por contaminación de metales pesados, que recibe cargas contaminadas con mercurio y otros metales desde los ríos Cauca y San Jorge durante el período lluvioso (Marrugo et al., 2018), debido a que estos ríos transportan residuos

provenientes de la minería de la zona aurífera más grande de Colombia (Sur de Bolívar, Cuenca del San Jorge y Nordeste de Antioquia).

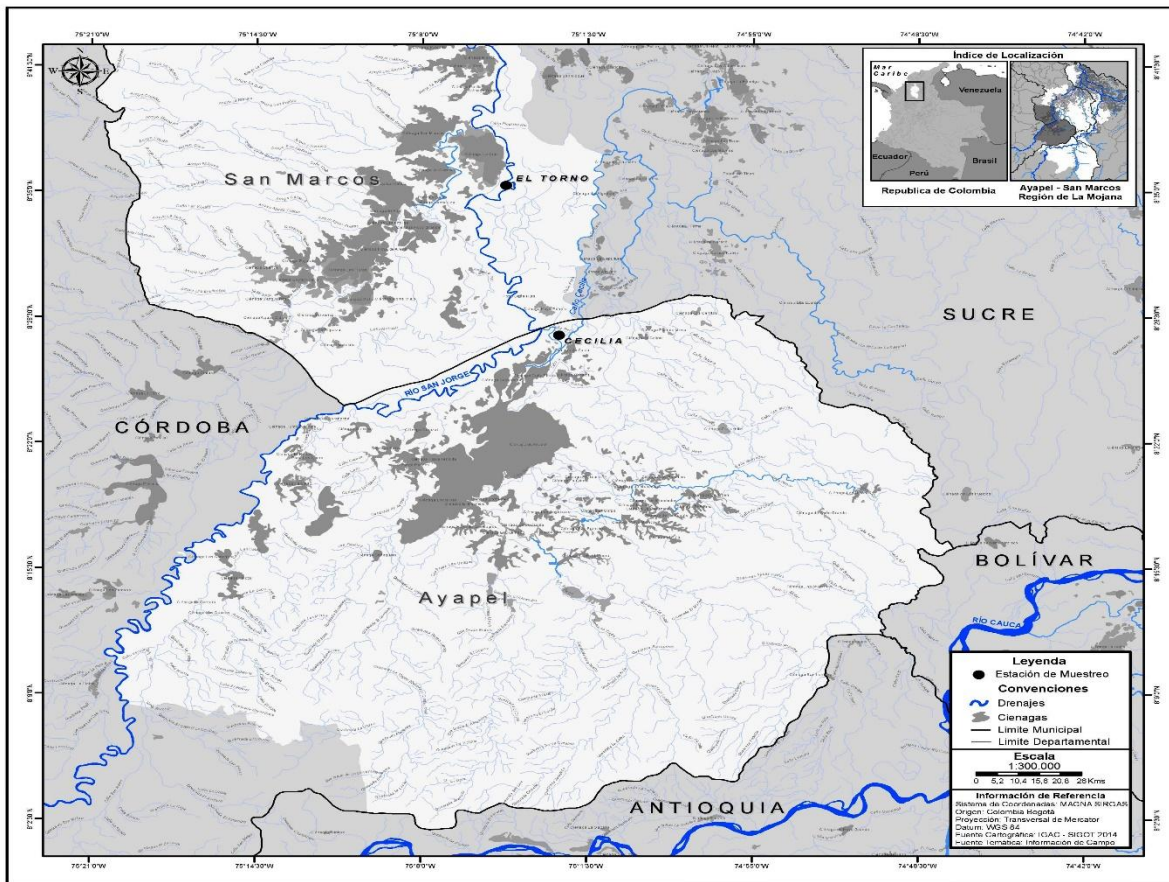


Figura 1. Zona de estudio: región de La Mojana

4.2 Métodos

Captura de aves

Los muestreos se realizaron en abril y diciembre de 2019, para la captura de las aves se utilizaron 10 redes de neblina de 6 a 12 metros de largo y 2.5 metros de ancho, las cuales fueron colocadas en sitios considerados de tránsito, alimentación y/o refugio de los organismos. El horario de captura estuvo comprendido entre las 7:00 horas y las 18:00 horas. Los muestreos se realizaron con los debidos permisos de colecta de la Universidad de Córdoba y la Corporación Para el Desarrollo Sostenible de La Mojana y El San Jorge (CORPOMOJANA). Los individuos capturados se identificaron siguiendo las claves taxonómicas de Ayerbe, (2018) y las descripciones de Restall et al., (2006) y Hilty & Brown, (1986).

4.3 Toma de muestras

Con la asistencia de un veterinario y dos biólogos, se colectaron entre 1 y 3 ml de sangre de cada ave por medio de la punción de la vena yugular con aguja insulínica. Las muestras fueron almacenadas en tubos con anticoagulante de ácido etilendiaminotetracético (EDTA) y mantenidas en un sitio oscuro a una temperatura de 4-6°C para su conservación (Campbell, 1995). Se recolectaron alrededor de 10 plumas por cada individuo. Teniendo al ave adecuadamente inmovilizada, se procedió a extraer 4-5 plumas del pecho y 4-5 de otra parte del cuerpo. Las muestras se depositaron en bolsas plásticas con cierre hermético, se etiquetaron y fueron almacenadas para su posterior análisis en el laboratorio del grupo de investigación en Aguas, Química Aplicada y Ambiental de la Universidad de Córdoba. La determinación de la masa corporal de las aves se realizó usando una báscula digital Ohaus CS 2000, con un índice error de ± 1.0 gramos.

4.4 Determinación de Hg, Pb y As en muestras colectadas

La determinación de Hg en sangre de *Dendrocygna autumnalis*, *Platalea ajaja* y *Phalacrocorax brasilianus*, se realizó mediante espectrometría de absorción atómica con vapor frío (Application of Cold Vapor-Atomic Absorption Spectrophotometry (CVAAS) descrita por Magos y Clarkson, utilizando un equipo ThermoScientific™, modelo iCE, serie 3000, con un sistema de generación de vapor frío a una longitud de onda de 253,7 nm (Calao & Marrugo, 2015). Se transfirieron 2 mL de cada muestra de sangre a un vaso de teflón de 100 mL de capacidad, al que posteriormente se le agregarán 8 mL de ácido nítrico concentrado y 2 mL de peróxido de hidrógeno (30%). Los vasos se cerraron y su digestión se hizo en un horno microondas de marca EthosTouch a una temperatura de 280 °C, con una presión de 80 bares y una potencia de 1.400 W durante 30 minutos. Una vez enfriadas, las soluciones se transfirieron a un reactor marcado y el volumen final se ajustó hasta 70 mL agregando agua desionizada para su posterior análisis (Calao & Marrugo, 2015).

La determinación de Hg en plumas de *Dendrocygna autumnalis*, *Platalea ajaja* y *Phalacrocorax brasilianus*, se realizó por el método de espectroscopía de absorción atómica utilizando la técnica de vapor frío (CVASS). Las muestras de plumas fueron lavadas con agua desionizada y acetona con el fin de la eliminación de metales libres, posteriormente fueron secadas a 60°C durante 48 h. Las muestras de plumas fueron

digeridas con una mezcla de $\text{H}_2\text{SO}_4\text{-HNO}_3$ (2:1, v/v) a 100–110°C por 3 h, y KMnO_4 (5%, p/v) a 100°C por 30 min (Burgos et al., 2017).

La determinación de Pb y As en sangre en las tres especies se realizó mediante espectrometría de absorción atómica con horno de grafito (GFAAS). Se transfirieron 2 mL de sangre a un vaso de teflón de 100 ml de capacidad al que posteriormente se le agregaron 8 ml de ácido nítrico concentrado y 2 mL de peróxido de hidrógeno al 30 %. Los vasos se cerraron y su digestión se hizo en un horno microondas de marca EthosTouch a una temperatura de 280 °C, con una presión de 80 bares y una potencia de 1.400 W durante 30 minutos (Olmedo et al., 2010). Una vez enfriada, la solución se llevó a un recipiente limpio y seco. Una alícuota de 500 μL de la solución sometida a digestión se colocó en un contenedor de muestra y su volumen se ajustó hasta 1 mL con agua desionizada (Calao & Marrugo, 2015).

El análisis de Pb y As en plumas se realizó por espectrofotometría de absorción atómica con horno de grafito (GFAAS), Las muestras de plumas fueron lavadas con agua desionizada y acetona, con el fin de la eliminación de metales libres. Posteriormente fueron secadas a 60°C durante 48 h. Las muestras de plumas fueron digeridas con una mezcla de $\text{H}_2\text{SO}_4\text{-HNO}_3$ (2:1, v/v) a 100–110°C por 3 h, y KMnO_4 (5%, p/v) a 100°C por 30 min (Olmedo et al., 2010).

4.4.1. CONTROL DE CALIDAD DEL MÉTODO ANALÍTICO

4.4.1.1 Linealidad

Este parámetro permite establecer la proporcionalidad entre la concentración del analito y la señal registrada por el instrumento de medición (absorción atómica en este caso). Para determinar la cantidad de Hg en una muestra, se construirá una curva de calibración que consiste en preparar una serie de diluciones de un estándar en un intervalo de concentraciones específicas donde los datos guardan linealidad. Para estimar la mejor relación entre la señal medida y la concentración del analito sobre una serie de estándares, se aplicará una regresión lineal, calculando el coeficiente de correlación r y aceptando sólo aquellos donde el valor de r sea mayor de 0,995. Cuando se realicen lecturas de muestras en las que se registren valores de absorbancia

superiores al rango de trabajo, se realizarán diluciones hasta registrar valores registrados dentro del rango lineal establecido.

4.4.1.2 Exactitud

Con este indicador se evalúa la capacidad del método analítico de dar resultados lo más próximos posibles al valor verdadero. Se determinará con el análisis de muestras de material certificado de referencia DORM-2 del NRCC (National Research Council of Canadá), se aplicará un test t-student para verificar la bondad del ajuste de los datos y se calculará el porcentaje de recuperación aceptando valores entre 90 y 110% (AEFI, 2001).

4.4.1.3 Precisión

Con este parámetro se evaluará la dispersión de las medidas alrededor de la media, lo cual corresponde al grado de concordancia entre los valores de una serie de ensayos repetidos sobre una muestra homogénea. Este parámetro se calcula empleando el coeficiente de variación (CV) con base en ensayos de repetitividad, a partir de la ecuación:

$$CV = \frac{S}{X} \times 100$$

Donde S es la desviación estándar y X el promedio obtenido para las mediciones. Para análisis de muestras complejas, este parámetro se tolera hasta en un valor de 20%.

4.4.1.4. Límite de detección

Este parámetro es definido como tres veces la desviación estándar del blanco. Este valor se obtiene a partir de los valores determinados para las soluciones empleados en el proceso de digestión y análisis del mismo. Cuando las concentraciones del analito estén por debajo de este nivel el valor se calculará mediante la ecuación:

$$LD = \frac{3 S_b}{B}$$

Donde S_b es la desviación estándar de los blancos y B la pendiente de la curva de calibración (Long & Winefordner, 1983). El límite de detección (LD) en este estudio se

plantea ser calculado multiplicando el LD encontrado por el aforo y dividido por el peso de la muestra.

4.5 Tratamiento de los resultados

Para evaluar la existencia de diferencias significativas entre las concentraciones medias de los metales en los individuos muestreados de la misma especie, se utilizó un Análisis de Varianza (ANOVA), el cual asume que los datos siguen una distribución normal y que las varianzas de las poblaciones son iguales. Para el análisis de los supuestos fue necesario utilizar la transformación $y = \log(x)$, con el propósito de alcanzar la tendencia normal de los datos. Por lo anterior, se aplicó el test de normalidad de Shapiro - Wilk, y el test de homogeneidad de varianzas de Bartlett, teniendo como resultado, una tendencia normal, y varianzas significativas. Adicionalmente, para determinar posibles codependencias entre variables, se utilizó el coeficiente de correlación de Pearson. Para todos los análisis estadísticos el criterio de significancia fijado para estimar la asociación entre variables fue de ($p < 0.05$), así como también el coeficiente ± 0.50 en la distribución como valor mínimo. Se aplicó la prueba de los rangos con signos de Wilcoxon para determinar mediante el estimador no paramétrico (p-valor) si existían diferencias significativas (0.05) entre los grupos muestrales objeto de estudio, realizando comparaciones entre las medianas de las concentraciones de Hg, Pb y As, estableciendo la condición ($p\text{-valor} < 0.05$) como criterio de significancia estadística. El tratamiento de los resultados se realizó mediante el paquete estadístico R, versión 3.5.3. A partir de este tratamiento, se verificaron los supuestos de correlación, planteados entre las concentraciones de Hg, Pb y As en sangre y plumas, con la masa corporal de los individuos de *Dendrocygna autumnalis*, *Platalea ajaja* y *Phalacrocorax brasilianus* muestreados.

5. RESULTADOS

5.1 Concentraciones de Hg, Pb y As en aves capturadas

Los resultados de las concentraciones de Hg, Pb y As en las muestras de las aves colectadas son presentados en las Tabla 1. Se obtuvo en total muestras de 68 especímenes, 47 aves de la especie *Dendrocygna autumnalis*, 15 aves de la especie

Platalea ajaja y 6 de *Phalacrocorax brasilianus*. En cuanto a los hábitos alimenticios, la especie *Dendrocygna autumnalis* presenta un tipo de alimentación omnívora (Hohman et al., 1996), la especie *Platalea ajaja* un tipo de alimentación limícola (Swennen & Yu, 2005), mientras que la especie *Phalacrocorax brasilianus* presenta un tipo de alimentación piscívora (Muñoz-Gil et al., 2012).

Las concentraciones de Hg en sangre de *Dendrocygna autumnalis* (9.87 ± 10.6 ng/g) y *Phalacrocorax brasilianus* ($209,55 \pm 27,92$ ng/g), fueron menores que la concentración de este mismo metal en sangre de *Platalea ajaja* (811 ± 349.6 ng/g). En lo que respecta a la concentración de Hg en plumas, esta también fue mayor en *Platalea ajaja* (4049 ± 1206.4 ng/g). Para Pb en sangre, las concentraciones halladas en los individuos muestreados de *Dendrocygna autumnalis* (218.5 ± 216.6 ng/g) fueron mayores que las encontradas en los individuos de *Platalea ajaja* (4.71 ± 11.2 ng/g) y *Phalacrocorax brasilianus*. ($46.16 \pm 19,45$ ng/g) En plumas, las mayores concentraciones de Pb fueron encontradas en *Phalacrocorax brasilianus* ($7396,34 \pm 511,81$ ng/g). Para As en sangre, las mayores concentraciones medias de este metal fueron encontradas en los individuos de *Dendrocygna autumnalis* ($52,16 \pm 50,66$ ng/g). *Phalacrocorax brasilianus* fue la especie que más bioacumuló As en plumas ($2395,67 \pm 892,45$ ng/g). Los mayores intervalos de concentración de Hg fueron encontrados en las plumas de la especie limícola (2660 ng/g - 6171 ng/g), mientras que los mayores intervalos de concentración de Pb y As fueron encontrados en plumas de la especie piscívora (6954.38 - 8331.40 ng/g) y (1122.98 - 3587.77 ng/g) respectivamente.

Tabla 1

Concentraciones medias e intervalos de Hg, Pb y As en sangre y plumas de *Dendrocygna autumnalis*, *Platalea ajaja* y *Phalacrocorax brasilianus*.

Nombre científico	Concentración media en sangre (ng/mL) $\pm$ SD (Intervalo)				
	Hg	Pb	As	Intervalo masa corporal (g)	n
<i>Dendrocygna autumnalis</i>	9.87 ± 10.6 1.23 - 42.01	218.5 ± 216.6 8.73 - 929.5	$1,03 \pm 0,66$ 0,011 - 2,55	521 - 657	22
<i>Platalea ajaja</i>	811 ± 349.6 470.3 - 1439	4.718 ± 11.2 0.02 - 40.37	$0,9 \pm 0,03$ 0,0087 - 1,07	1130 - 1785	15
<i>Dendrocygna autumnalis</i>	$5,47 \pm 3,45$ 1,87 - 14,58	$94,11 \pm 94,3$ 5,58 - 280,55	$52,16 \pm 50,66$ 1,73 - 143,55	430 - 605	25
<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	$209,55 \pm 27,921$ 75,35 - 246,79	$46,16 \pm 19,45$ 22,15 - 77,06	$20,89 \pm 5,51$ 16,00 - 28,10	1235 - 1508	6

Nombre científico	Concentración media en plumas (ng/g) $\pm$ SD (Intervalo)				
	Hg	Pb	As	Intervalo masa corporal (g)	n
<i>Dendrocygna autumnalis</i>	475,4 $\pm$ 180,5 179,2 - 756,9	5,5 $\pm$ 1,2 0,3 - 37	55,20 $\pm$ 7,5 22,32 - 79,7	521 - 657	22
<i>Platalea ajaja</i>	4049 $\pm$ 1206,4 2660 - 6171	122,96 $\pm$ 100,5 45,8-420,72	50,40 $\pm$ 15 33,12-76,8	1130 – 1785	15
<i>Dendrocygna autumnalis</i>	438,46 $\pm$ 131,25 186,37 - 676,32	873,59 $\pm$ 412,06 243,99 - 1643,70	706,34 $\pm$ 568,6 211,92 - 1937,65	430 - 605	25
<i>Phalacrocorax brasiliensis</i>	1501,68 $\pm$ 320,55 1186,06 - 1936,67	7396,34 $\pm$ 511,81 6954,38 - 8331,40	2395,67 $\pm$ 892,45 1122,98 - 3587,77	1235 -1508	6

Cuatro individuos de *Dendrocygna autumnalis*, correspondientes a un 8,5%, de los individuos muestreados sobrepasaron el valor de 15 ng/mL, indicador de toxicidad para Hg en sangre de aves, descrito por Scheuhammer et al., (2007). Mientras que para *Platalea ajaja* y *Phalacrocorax brasiliensis*, el 100% de los individuos muestreados excedió el límite de toxicidad descrito anteriormente. En lo referente a Hg en plumas de *Dendrocygna autumnalis*, *Platalea ajaja* y *Phalacrocorax brasiliensis*, el 100% de los individuos muestreados en las tres especies, superó el límite indicador de toxicidad de 5.0 ng/g de Hg en peso seco en plumas descrito por Eisler (2006).

Respecto a Pb en sangre, once ejemplares de *Dendrocygna autumnalis*, correspondientes al 23,4 % de los individuos muestreados de esta especie, presentaron intoxicación subclínica (entre 200 y 500 ng/mL), mientras que dos individuos (9%) manifestaron intoxicación clínica (entre 500 y 1000 ng/mL) conforme a lo descrito por Pain (2019). Tanto en *Platalea ajaja* como en *Phalacrocorax brasiliensis*, ningún individuo presentó intoxicación por Pb conforme a lo descrito por Pain et al., (2019) sobre manifestaciones clínicas de toxicidad de este metal pesado en sangre de aves. Por otra parte, ninguno de los individuos de *Dendrocygna autumnalis* y *Platalea ajaja* sobrepasó el límite de concentración de Pb en plumas, utilizado como indicador de toxicidad en aves, equivalente a 4000 ng/g, descrito por Tsipoura et al., (2011). El 100% de los individuos muestreados de *Phalacrocorax brasiliensis*, superó el límite de toxicidad para Pb en plumas que corresponde a 4000 ng/g, descrito por Tsipoura et al., (2011). En lo concerniente a As en sangre, ningún individuo muestreado de *Dendrocygna autumnalis* y *Phalacrocorax brasiliensis*, alcanzo el intervalo de toxicidad para As (2000 ng/mL – 10000ng/mL) descrito por Tsipoura et al., (2011). En plumas, el 4,25 % de los individuos muestreados de *Dendrocygna autumnalis* que equivale a 2

especímenes, estuvo dentro del intervalo de toxicidad para As (2000 ng/mL – 10000 ng/mL) descrito por Tsipoura et al., (2011). El 100% de las concentraciones de As en plumas de *Phalacrocorax brasilianus*, estuvo dentro del intervalo de toxicidad anteriormente descrito. Figura 2 a 9.

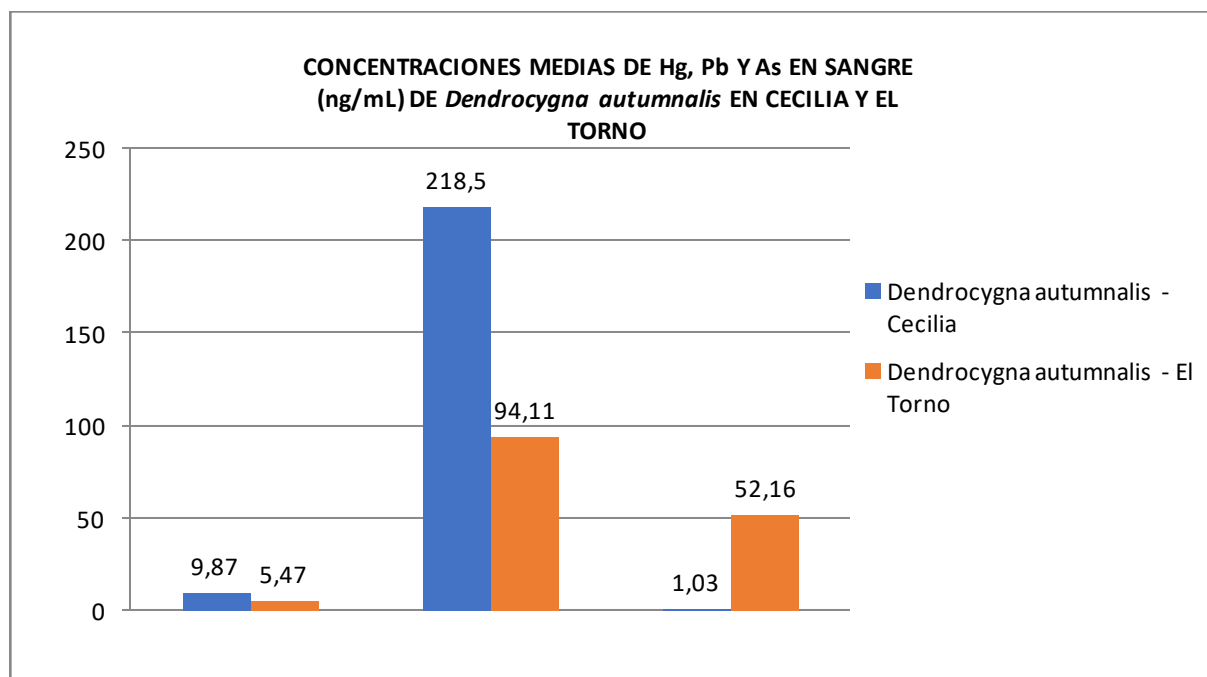


Figura 2

Concentraciones medias de Hg, Pb y As en sangre (ng/mL) de *Dendrocygna autumnalis* en Cecilia y El Torno

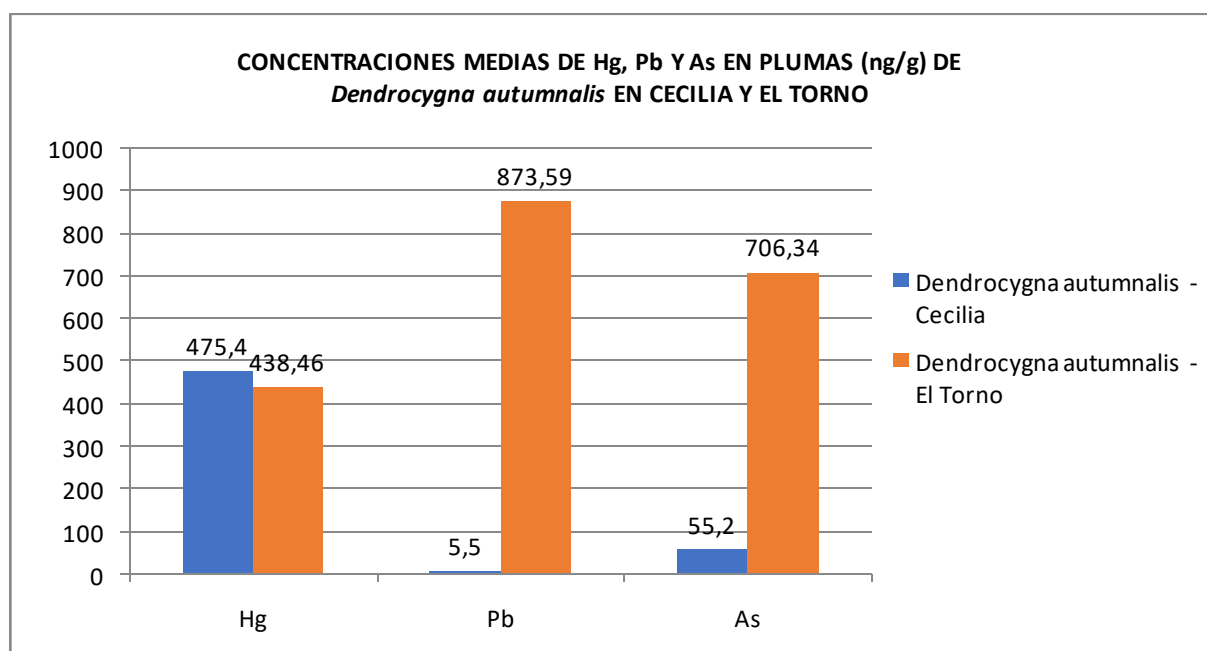


Figura 3

Concentraciones medias de Hg, Pb y As en plumas (ng/g) de *Dendrocygna autumnalis* en Cecilia y El Torno

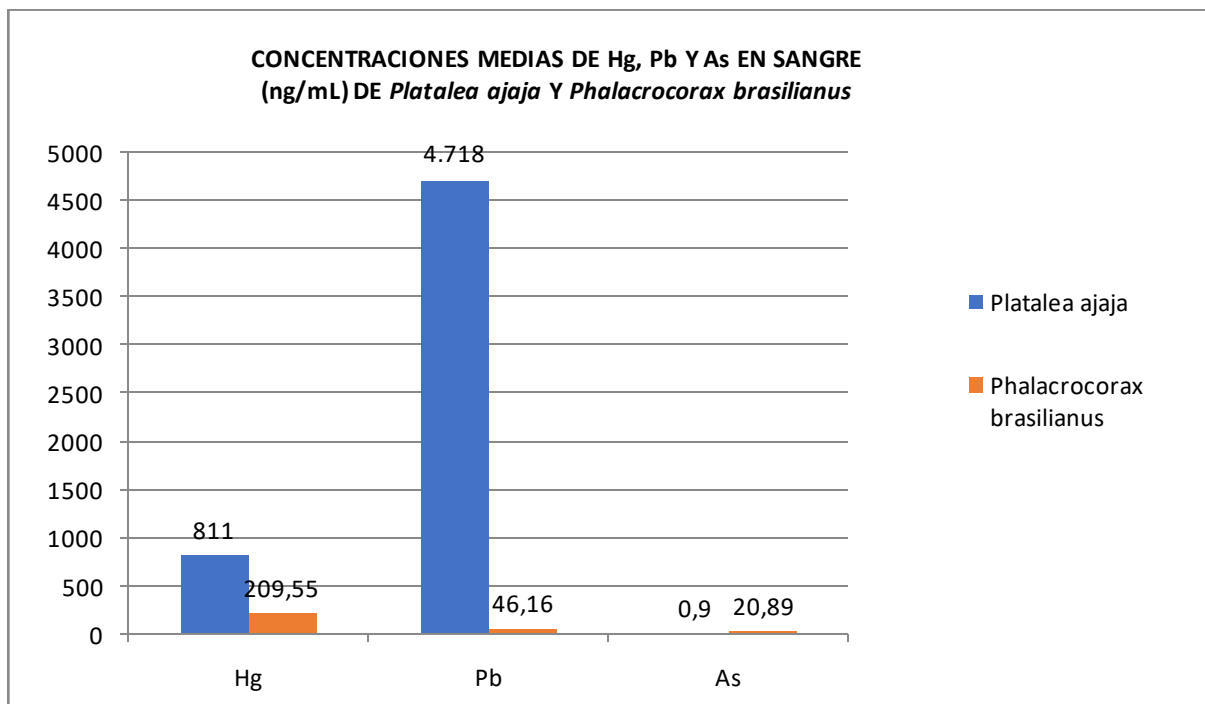


Figura 4

Concentraciones medias de Hg, Pb y As en sangre (ng/mL) de *Platalea ajaja* y *Phalacrocorax brasilianus*

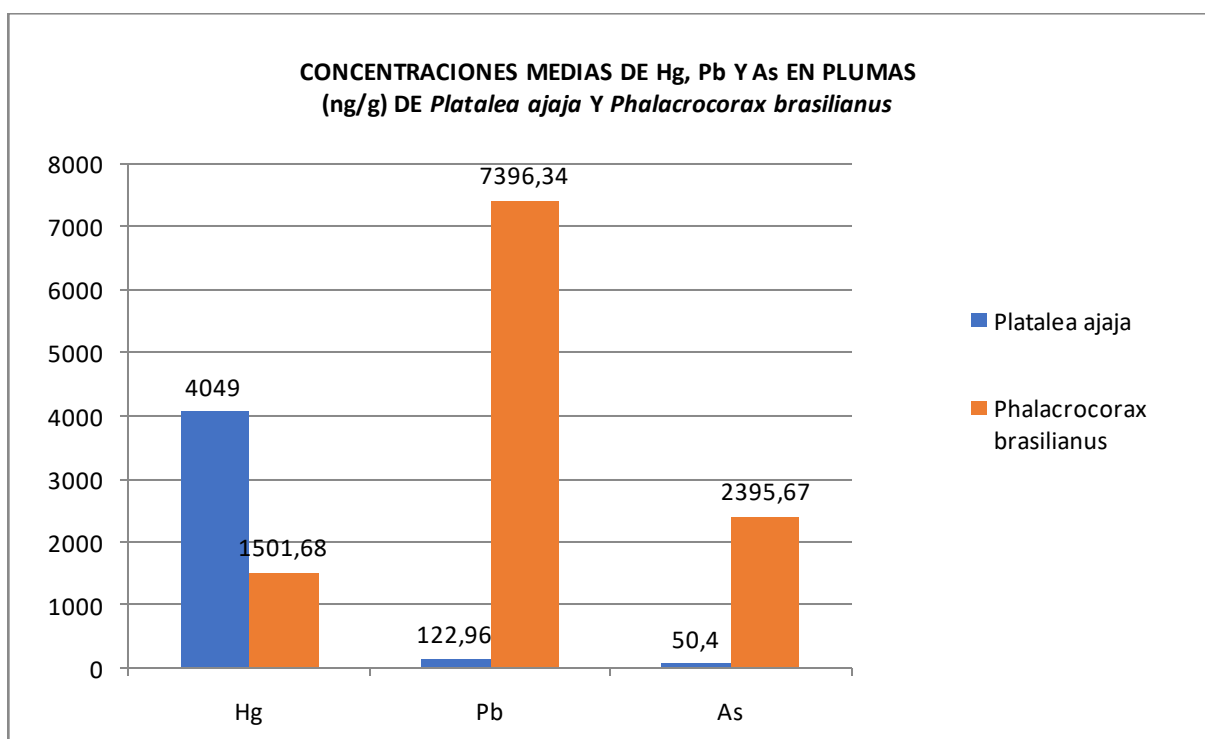


Figura 5

Concentraciones medias de Hg, Pb y As en plumas (ng/g) de *Platalea ajaja* y *Phalacrocorax brasilianus*

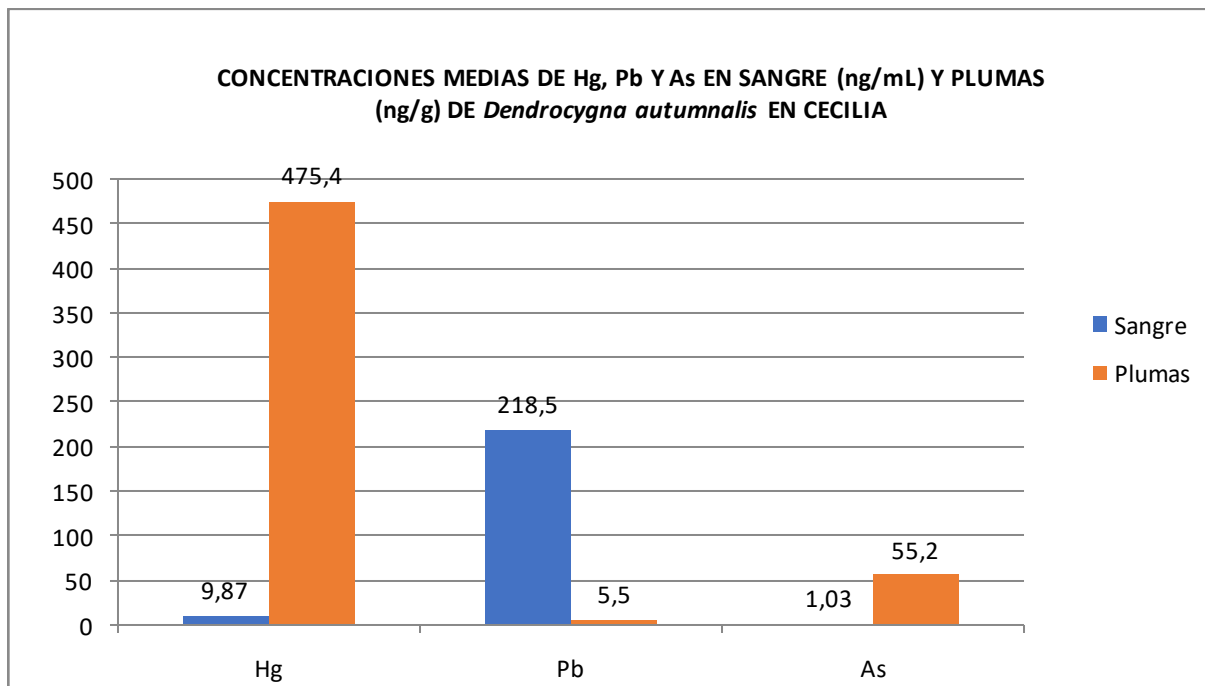


Figura 6

Concentraciones medias de Hg, Pb y As en sangre (ng/mL) y plumas (ng/g) de *Dendrocygna autumnalis* en Cecilia

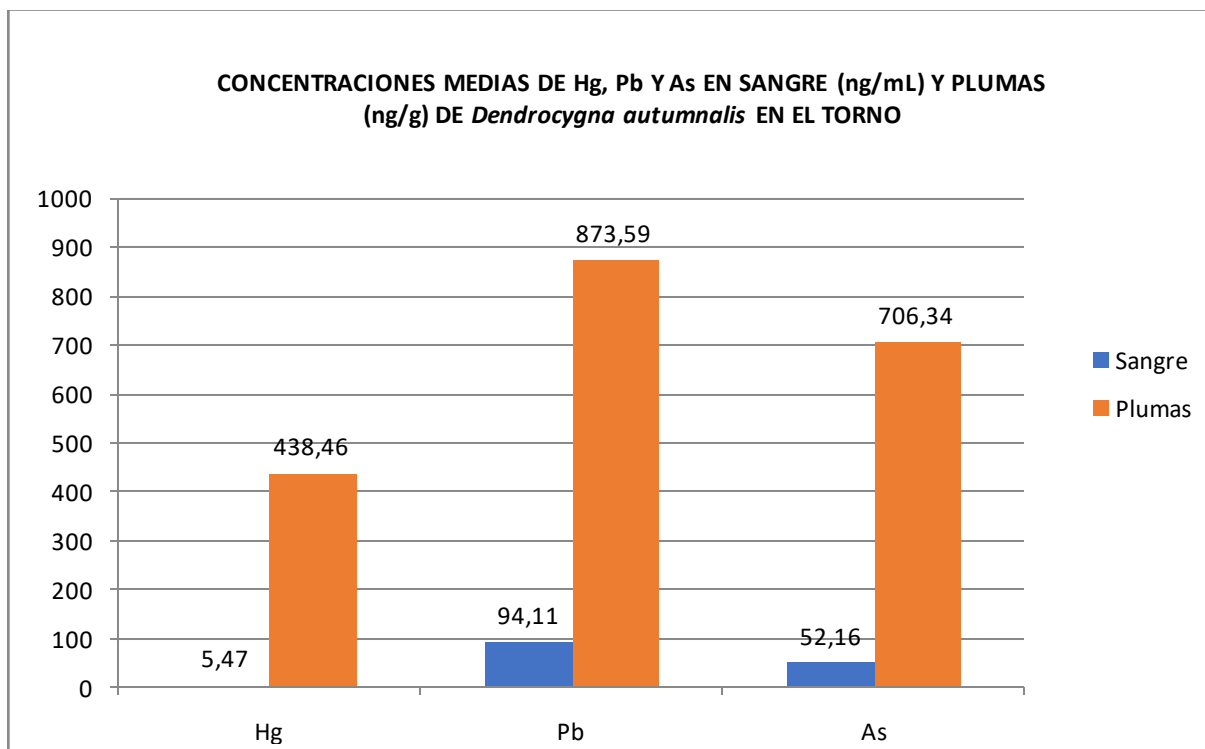


Figura 7

Concentraciones medias de Hg, Pb y As en sangre (ng/mL) y plumas (ng/g) de *Dendrocygna autumnalis* en El Torno

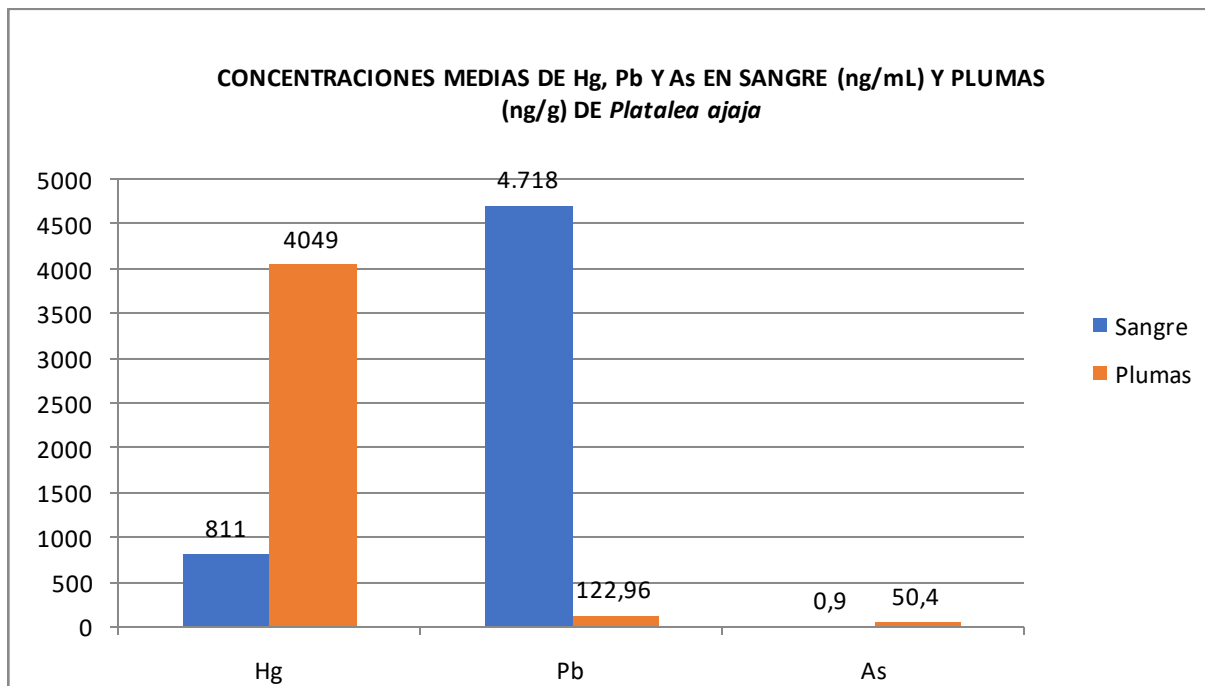


Figura 8

Concentraciones medias de Hg, Pb y As en sangre (ng/mL) y plumas (ng/g) de *Platalea ajaja*

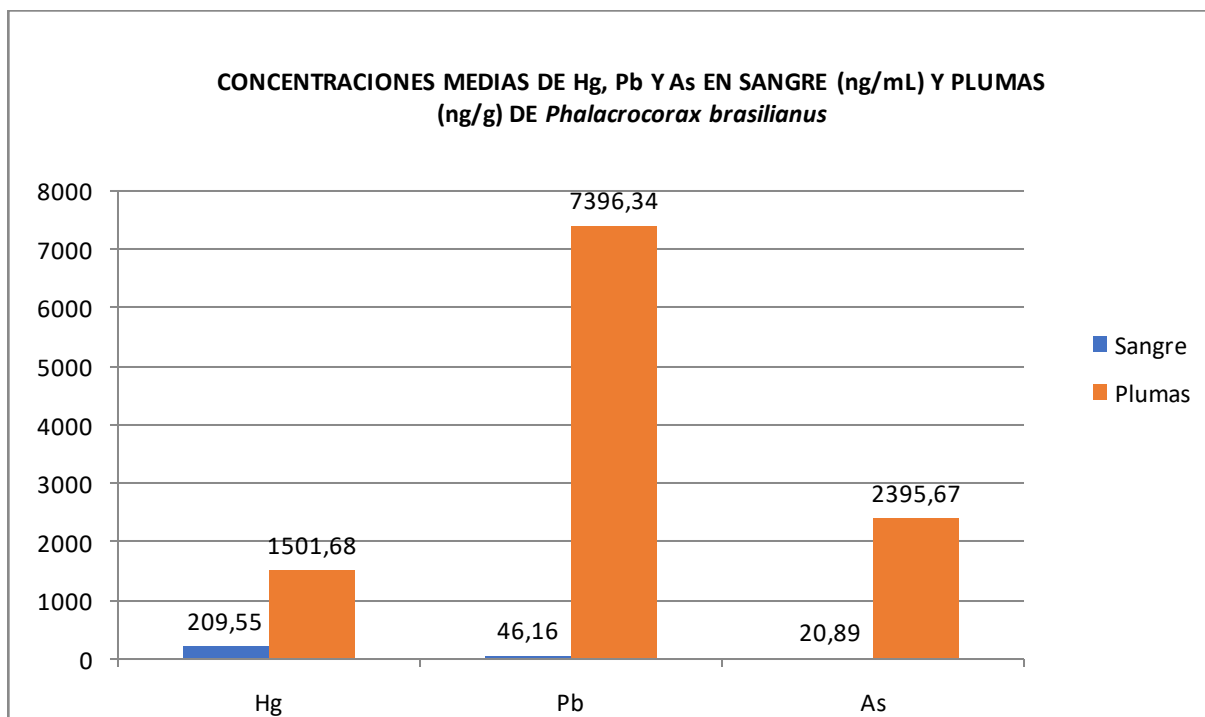


Figura 9

Concentraciones medias de Hg, Pb y As en sangre (ng/mL) y plumas (ng/g) de *Phalacrocorax brasilianus*

5.2 Correlaciones entre las concentraciones de Hg, Pb y As con la masa corporal de aves capturadas

No se encontró relación estadísticamente significativa ($p < 0.05$) entre las concentraciones de Hg en sangre y plumas de *Dendrocygna autumnalis* con la masa corporal de los individuos muestreados. Sin embargo, las concentraciones de Pb en sangre, As en sangre y As en plumas, presentaron correlaciones estadísticamente significativas ($p < 0.05$) respecto a la masa corporal de los individuos muestreados. En los individuos estudiados de *Platalea ajaja* se encontraron correlaciones estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre las concentraciones de Pb en sangre y plumas con la masa corporal de los individuos muestreados. Por otra parte, todas las concentraciones de los metales estudiados en sangre y plumas de *Phalacrocorax brasilianus*, presentaron correlaciones estadísticamente significativas ($p < 0.05$) con la masa corporal de los individuos muestreados de esta especie

En *Dendrocygna autumnalis*, las concentraciones de Hg en sangre presentaron una correlación estadísticamente significativa ($p < 0.05$) con las concentraciones de Pb en sangre. No obstante, las demás correlaciones evaluadas entre las concentraciones de los metales en sangre y plumas no fueron estadísticamente significativas. Las correlaciones entre las concentraciones de Hg, Pb Y As en sangre y plumas para los individuos muestreados de *Platalea ajaja*, no fueron estadísticamente significativas. Para *Phalacrocorax brasilianus*, las concentraciones de Pb en sangre presentaron una correlación estadísticamente significativa ($p < 0.05$) con las concentraciones de Pb en plumas. No se presentaron más correlaciones estadísticamente significativas entre las concentraciones de Hg y Pb en sangre y plumas de esta especie (Tabla 2).

Tabla2

Coefficientes de correlación de Pearson ($p < 0.05$) entre las concentraciones de Hg, Pb y As en sangre y plumas con la masa corporal de *Dendrocygna autumnalis* $n = 22$ y *Platalea ajaja* $n = 17$ y *Phalacrocorax brasilianus* $n = 6$ (* = Correlación estadísticamente significativa) (M = Masa corporal)

Variable	M		
	<i>Dendrocygna Autumnalis</i>	<i>Platalea ajaja</i>	<i>Phalacrocorax brasilianus</i>
Hg_Sangre	-0.35	-0.11	0.58*
Pb_Sangre	0.69*	-0.62*	0.68*
Hg_Plumas	-0.1	-0.15	0.61*

<i>Pb_Plumas</i>	0,03	-0.53*	0.81*
<i>As_Plumas</i>	0.51*	-0.14	0.65*
<i>As_Sangre</i>	0,53*	0,08	0,86*

5.2.1 Correlaciones entre las concentraciones de Hg, Pb y As en sangre y plumas de las aves capturadas

Las correlaciones entre las concentraciones de Hg y Pb en sangre y plumas para los individuos muestreados de *Platalea ajaja* no fueron estadísticamente significativas, dado que no alcanzaron el criterio mínimo de significancia fijado en este estudio para estimar asociación entre variables, el cual corresponde al coeficiente ± 0.50 en la distribución de Pearson (Bishara & Hittner, 2012). En *Dendrocygna autumnalis*, las concentraciones de Hg en sangre presentaron una correlación estadísticamente significativa ($p < 0.05$) con las concentraciones de Pb en sangre. Para *Phalacrocorax brasilianus*, las concentraciones de Pb en sangre presentaron una correlación estadísticamente significativa ($p < 0.05$) con las concentraciones de Pb en plumas. No se presentaron más correlaciones estadísticamente significativas entre las concentraciones de Hg y Pb en sangre y plumas de esta especie Tabla 3, Tabla 4 y Tabla 5. El As, no presentó correlaciones estadísticamente significativas entre sus concentraciones en sangre y plumas de los individuos estudiados de *Dendrocygna autumnalis*, *Platalea ajaja* y *Phalacrocorax brasilianus*.

Tabla 3

Coefficientes de correlación de Pearson ($p < 0.05$) entre las concentraciones de Hg, Pb y As en sangre y plumas de *Dendrocygna autumnalis*

Variable	<i>Hg_Sangre</i>	<i>Pb_Sangre</i>	<i>As_Sangre</i>	<i>Hg_Plumas</i>	<i>Pb_Plumas</i>	<i>As_Plumas</i>
	(P<0.05)					
<i>Hg_Sangre</i>	1	-0.54	0.24	0.27	0.18	0.08
<i>Pb_Sangre</i>	-0.54	1	0.06	0.07	0.11	0.19
<i>As_Sangre</i>	0.24	0.06	1	0.29	0.18	0.22
<i>Hg_Plumas</i>	0.27	0.07	0.29	1	-0.33	0.03
<i>Pb_Plumas</i>	0.18	0.11	0.18	-0.33	1	0.16
<i>As_Plumas</i>	0.08	0.19	0.22	0.03	0.16	1

Tabla 4

Coefficientes de correlación de Pearson ($p < 0.05$) entre las concentraciones de Hg, Pb y As en sangre y plumas de *Platalea ajaja*

Variable	<i>Hg_Sangre</i>	<i>Pb_Sangre</i>	<i>As_Sangre</i>	<i>Hg_Plumas</i>	<i>Pb_Plumas</i>	<i>As_Plumas</i>
	(P<0.05)					
<i>Hg_Sangre</i>	1	0.36	0.08	0.02	-0.11	0.14

<i>Pb_Sangre</i>	0.36	1	0.23	0.07	0.24	-0.05
<i>As_Sangre</i>	0.08	0.23	1	0.28	0.02	0.31
<i>Hg_Plumas</i>	0.02	0.07	0.28	1	-0.04	0.10
<i>Pb_Plumas</i>	-0.11	0.24	0.02	-0.04	1	-0.21
<i>As_Plumas</i>	0.14	-0.05	0.31	0.10	-0.21	1

Tabla 5

Coeficientes de correlación de Pearson ($p < 0.05$) entre las concentraciones de Hg y Pb en sangre y plumas de *Phalacrocorax brasilianus*

Variable	<i>Hg_Sangre</i>	<i>Pb_Sangre</i>	<i>As_Sangre</i>	<i>Hg_Plumas</i>	<i>Pb_Plumas</i>	<i>As_Plumas</i>
	(P<0.05)					
<i>Hg_Sangre</i>	1	0.12	0.08	0.04	0.22	0.28
<i>Pb_Sangre</i>	0.12	1	-0.25	0.09	0.61	0.32
<i>As_Sangre</i>	0.08	-0.25	1	0.35	0.27	0.20
<i>Hg_Plumas</i>	0.04	0.09	0.35	1	0.26	0.11
<i>Pb_Plumas</i>	0.22	0.61	0.27	0.26	1	-0.13
<i>As_Plumas</i>	0.28	0.32	0.20	0.11	-0.13	1

5.3 Comparaciones entre las medianas de Hg, Pb y As de las aves capturadas

Las comparaciones demuestran que existen diferencias estadísticamente significativas (0.05) entre la distribución de las medianas muestrales de las concentraciones de Hg, Pb y As en sangre y plumas de *Dendrocygna autumnalis* y *Platalea ajaja*. Para el As, no se encontraron diferencias significativas (0.05) entre las medianas de las concentraciones de este metal en las plumas de ambas especies. Además, los p-valores obtenidos, demuestran que existen diferencias estadísticamente significativas (0.05), entre las medianas de las concentraciones de Hg en sangre y plumas de *Dendrocygna autumnalis* y *Phalacrocorax brasilianus*. En cuanto al As en plumas, también se evidenciaron diferencias significativas (0.05) entre las medianas de las concentraciones de este metal pesado en ambas especies. Los valores de las medianas de las concentraciones de Hg en sangre y plumas de los individuos de *Dendrocygna autumnalis* capturados en ambas estaciones de muestreo, demuestran que no existen diferencias significativas (0.05) entre estas variables en la poblaciones estudiadas de esta especie en Cecilia y El Torno. Por otra parte, las medianas de las concentraciones de Hg, Pb y As en los tejidos estudiados en *Platalea ajaja* y *Phalacrocorax brasilianus*, arrojan diferencias estadísticamente significativas (0.05) entre las concentraciones de estos metales pesados en los tejidos estudiados. Entre las

figuras 10 y 18 se ilustran las diferencias estadísticamente significativas (0.05) que existen entre los grupos muestrales objetos de estudio.

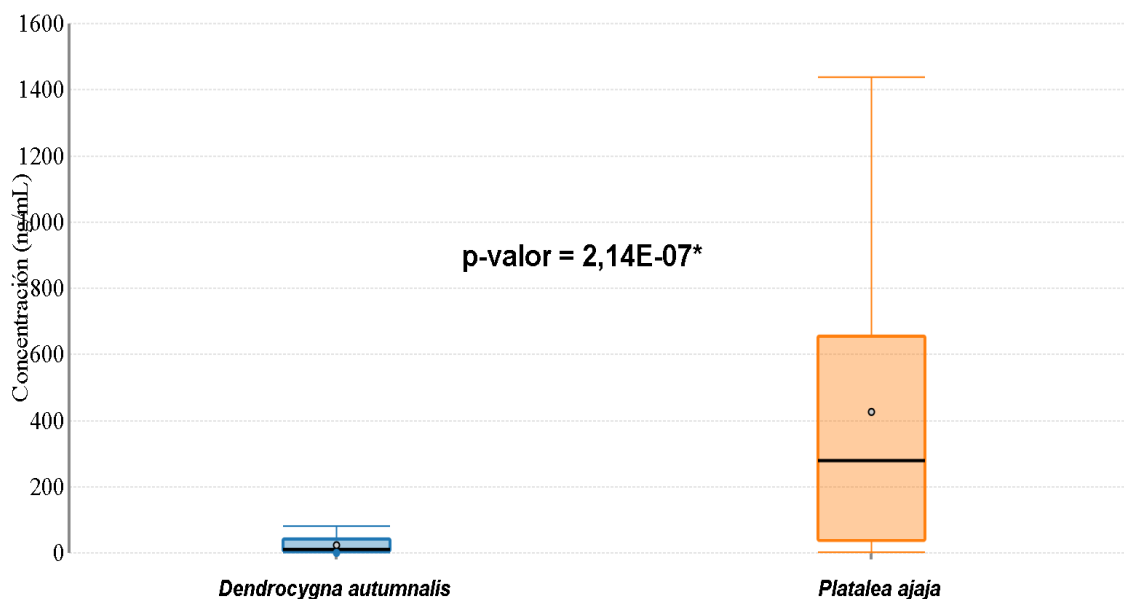


Figura 10

Comparación entre las medianas de Hg en sangre de *Dendrocygna autumnalis* y Hg en sangre de *Platalea ajaja* con un intervalo de confianza del 95% (*=Diferencias estadísticamente significativas)

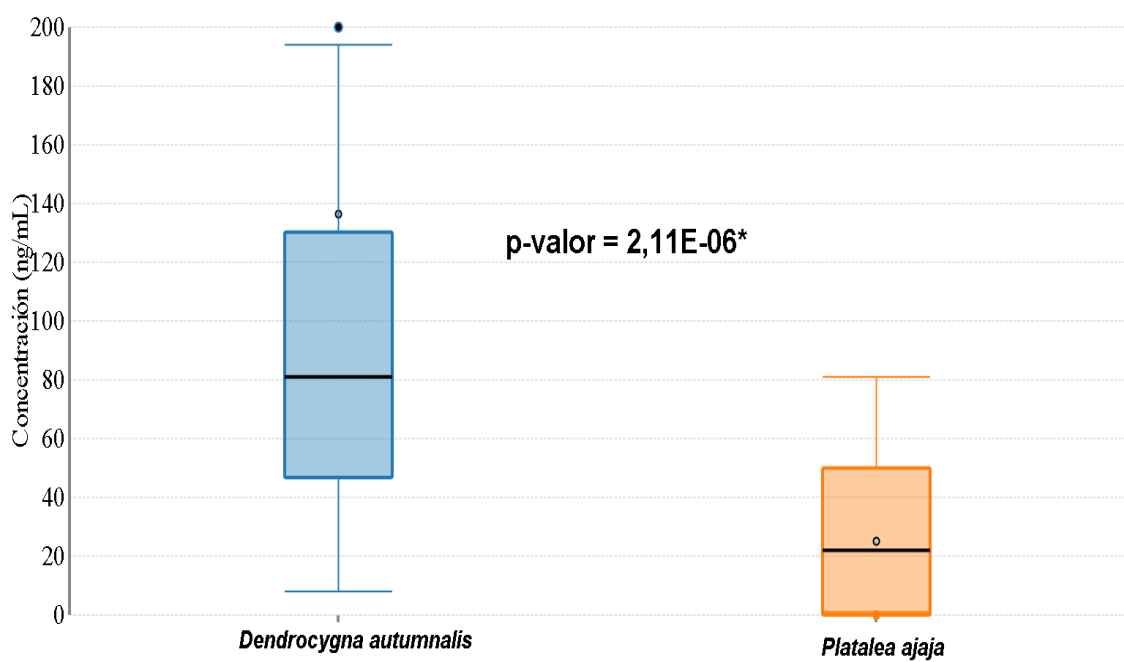


Figura 11

Comparación entre las medianas de Pb en sangre de *Dendrocygna autumnalis* y Pb en sangre de *Platalea ajaja* con un intervalo de confianza del 95% (*=Diferencias estadísticamente significativas)

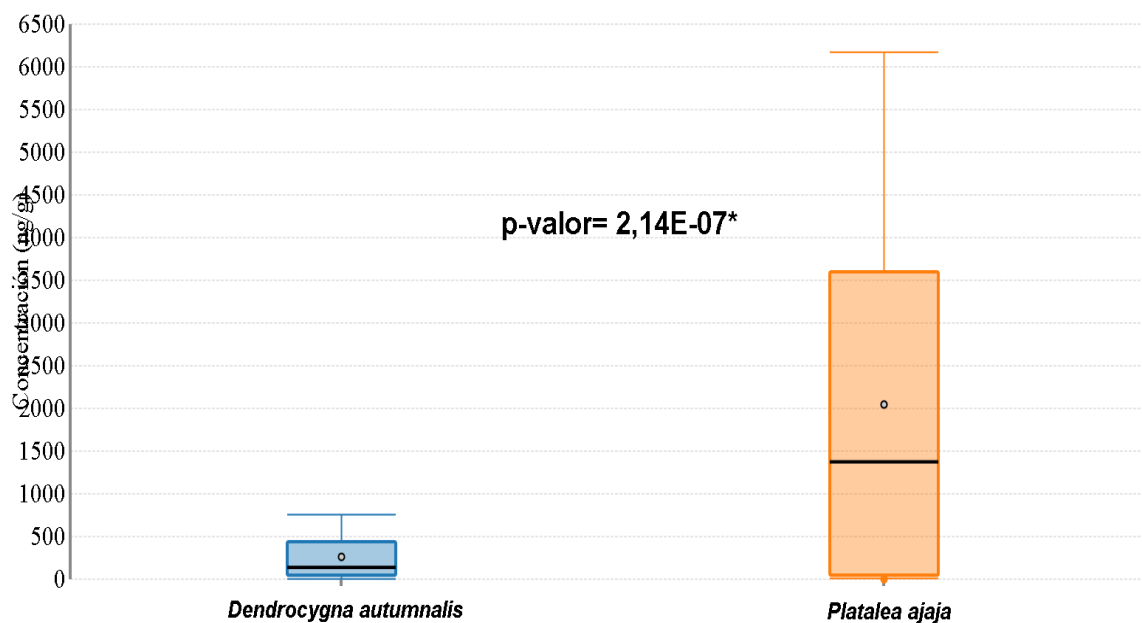


Figura 12

Comparación entre las medianas de Hg en plumas de *Dendrocygna autumnalis* y Hg en plumas de *Platalea ajaja* con un intervalo de confianza del 95% (*=Diferencias estadísticamente significativas)

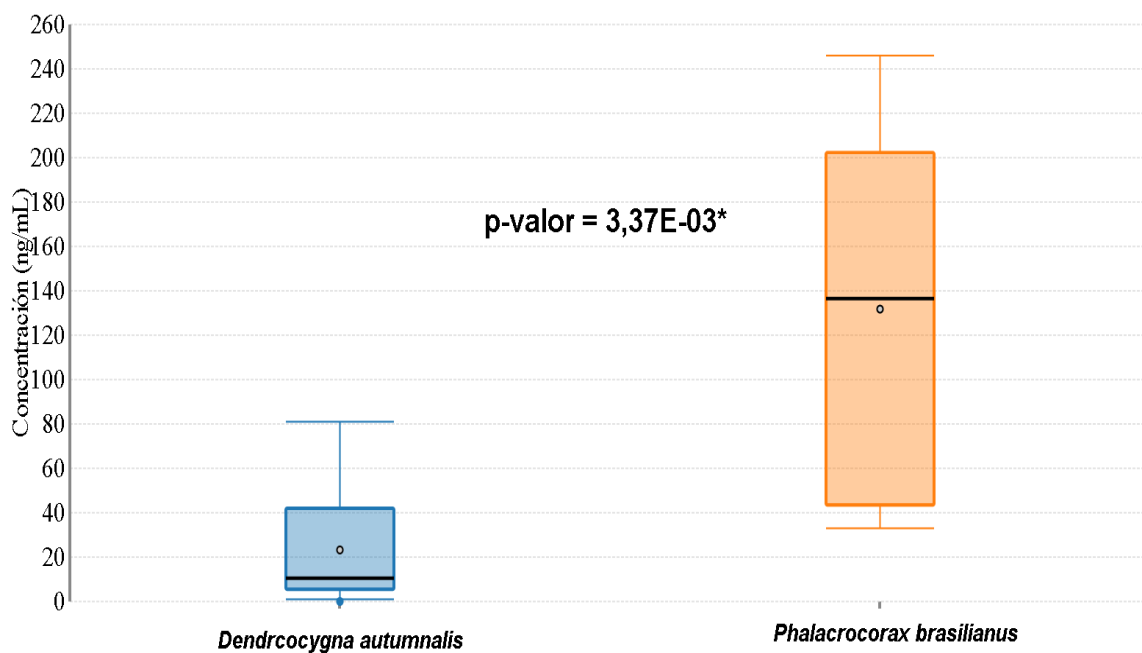


Figura 13

Comparación entre las medianas de Hg en sangre de *Dendrocygna autumnalis* y Hg en sangre de *Phalacrocorax brasilianus* con un intervalo de confianza del 95% (*=Diferencias estadísticamente significativas)

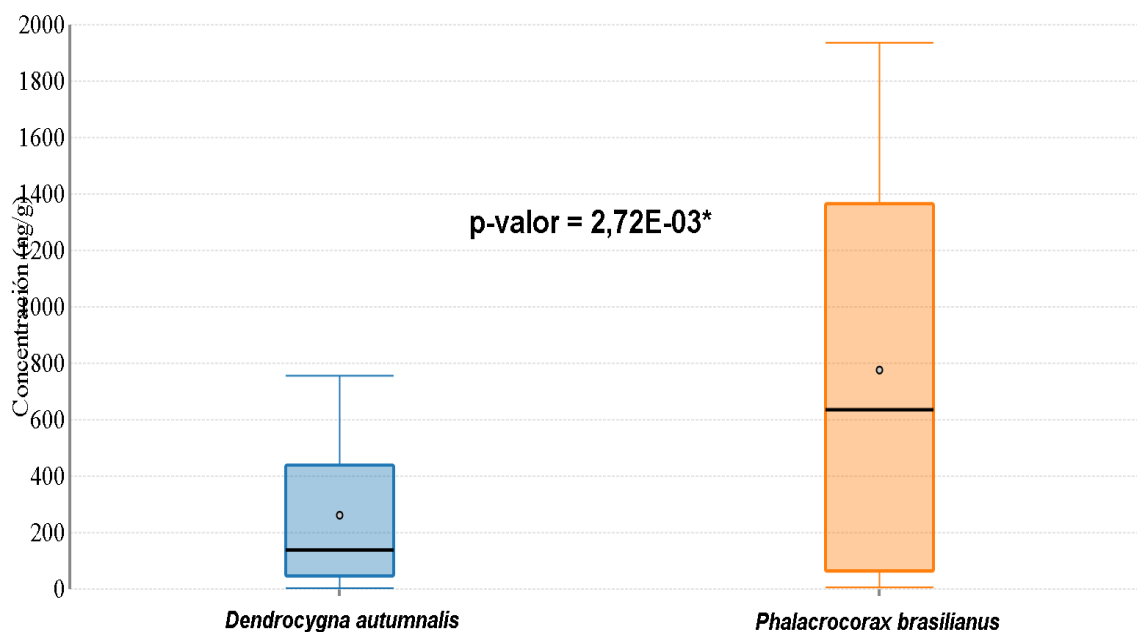


Figura 14

Comparación entre las medianas de Hg en plumas de *Dendrocygna autumnalis* y Hg en plumas de *Phalacrocorax brasilianus* con un intervalo de confianza del 95% (*=Diferencias estadísticamente significativas)

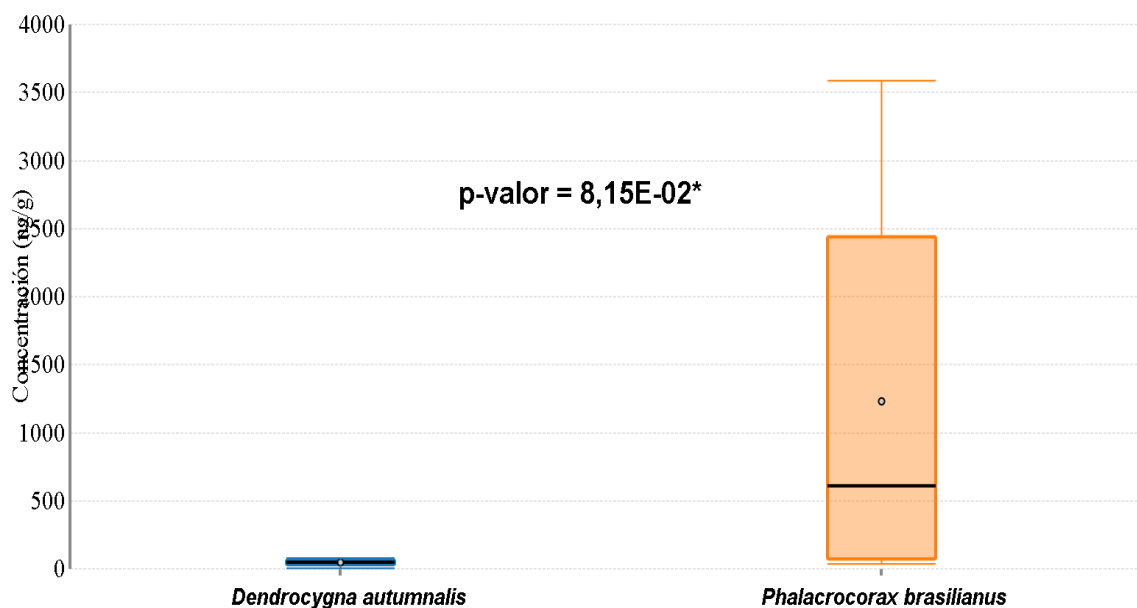


Figura 15

Comparación entre las medianas de As en plumas de *Dendrocygna autumnalis* y As en plumas de *Phalacrocorax brasilianus* con un intervalo de confianza del 95% (*=Diferencias estadísticamente significativas)

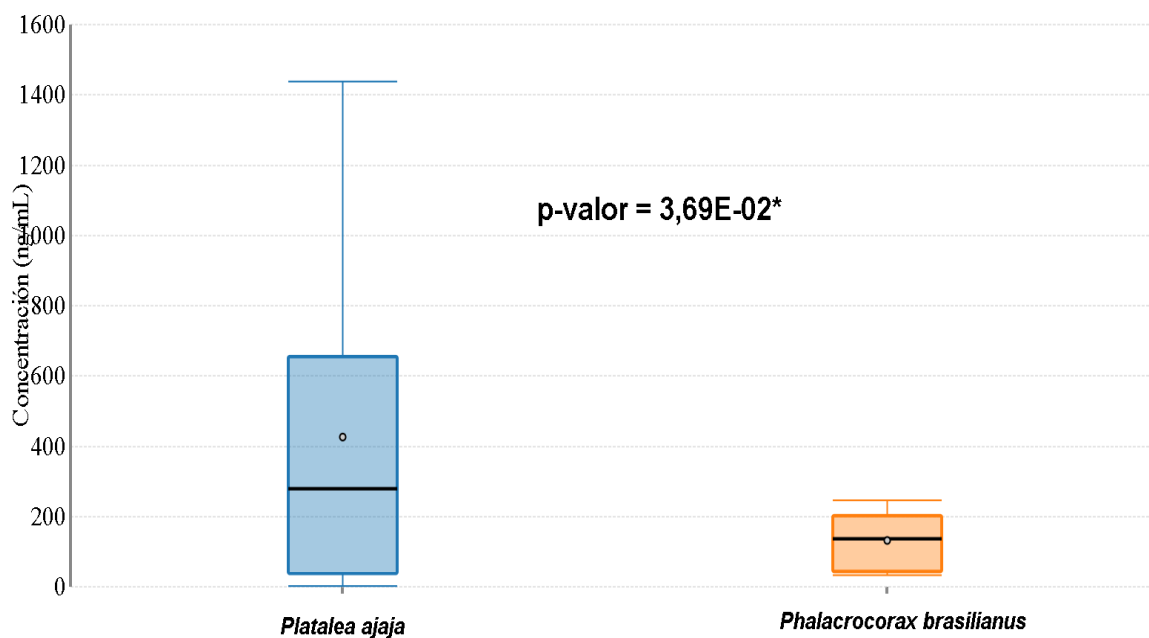


Figura 16

Comparación entre las medianas de Hg en sangre de *Platalea ajaja* y Hg en sangre de *Phalacrocorax brasilianus* con un intervalo de confianza del 95% (*=Diferencias estadísticamente significativas)

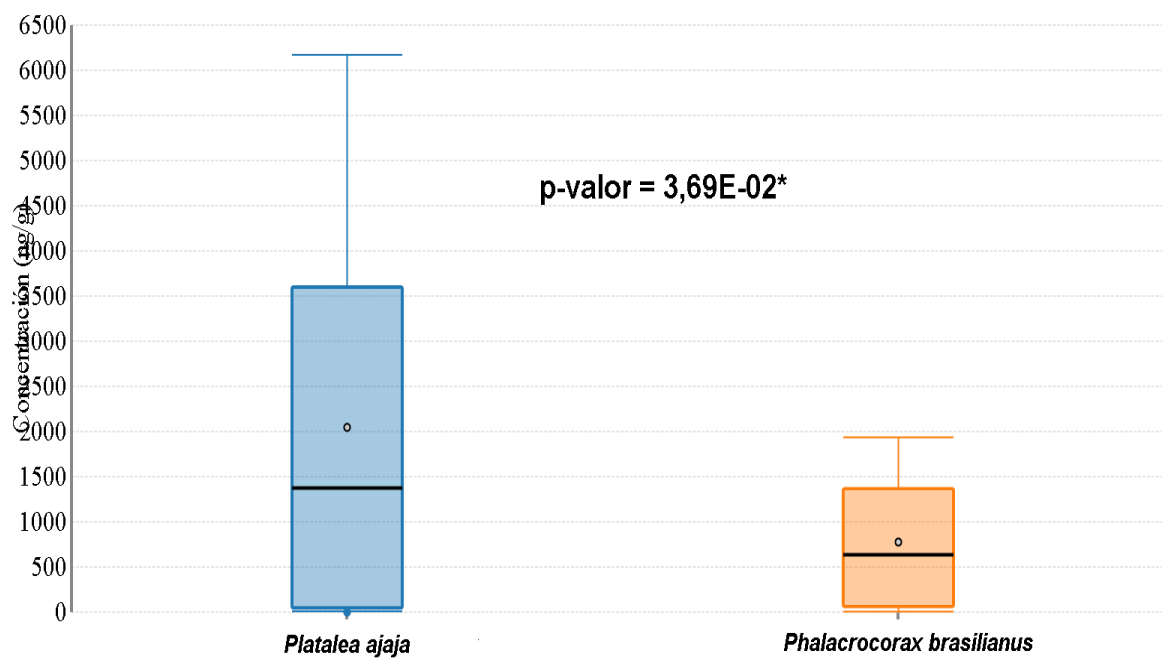


Figura 17

Comparación entre las medianas de Hg en plumas de *Platalea ajaja* y Hg en plumas de *Phalacrocorax brasilianus* con un intervalo de confianza del 95% (*=Diferencias estadísticamente significativas)

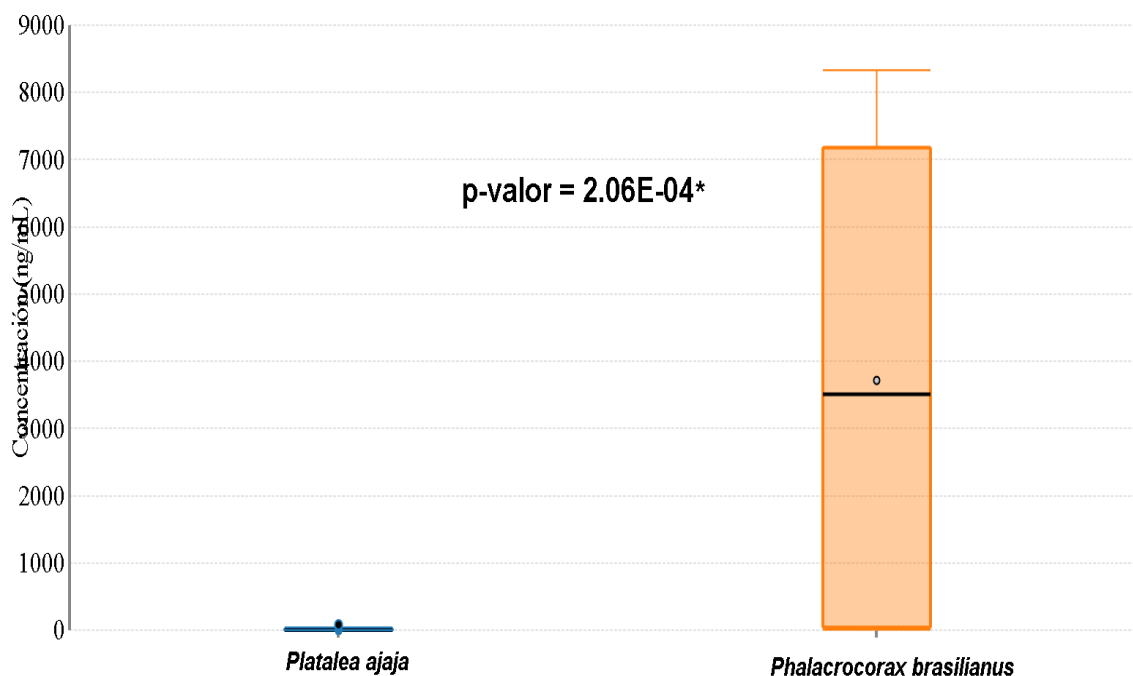


Figura 18

Comparación entre las medianas de Pb en sangre de *Platalea ajaja* y Pb en sangre de *Phalacrocorax brasilianus* con un intervalo de confianza del 95% (*=Diferencias estadísticamente significativas)

6. DISCUSIÓN

En Colombia las evidencias de contaminación por Hg en aves son escasas. Las mayores concentraciones de Hg halladas son inferiores a las medidas en otras zonas de estudio de contaminación por metales pesados en aves de Colombia, excepto para las concentraciones de este metal halladas en plumas de *Platalea ajaja* y *Phalacrocorax brasilianus*. Sierra-Márquez et al., (2018) reportaron la presencia de este metal en plumas de aves insectívoras, nectívoras y frugívoras en un parque natural (0.84 ± 0.05 $\mu\text{g/g fw}$). Olivero et al., (2013) determinaron en la Bahía de Cartagena y la ciénaga del Totumo concentraciones de mercurio total (T-Hg) en las cáscaras de huevo de *Egretta thula*. De igual forma, Burgos-Núñez et al., (2017) determinaron en la Bahía de Cispatá – Córdoba, concentraciones de Hg en las muestras de Pelicanos (*Pelecanus occidentalis*) de 10000 ng/g, las cuales son superiores a todas las concentraciones de Hg halladas en este estudio. Por otra parte, las mayores concentraciones de Hg en sangre de *Dendrocygna autumnalis* fueron inferiores a las obtenidas por Albuja et al., (2012) en 54 especies de aves silvestres asociadas a tres regiones mineras en

Ecuador, la cual corresponde a un valor máximo de 162,16 ng/mL. En tanto que las mayores concentraciones de este metal pesado en sangre de *Phalacrocorax brasilianus*, también fueron inferiores a las obtenidas por Rodríguez-Alvárez et al., (2013) en 11 especies de aves asociadas a ecosistemas acuáticos en el parque nacional Doñana en España, cuyo valor máximo fue de 567 ng/mL. Sin embargo, *Platalea ajaja* excedió notablemente los niveles de Hg en sangre anteriormente citados. En cuanto a Hg en plumas, las tres especies estudiadas presentaron niveles notablemente inferiores a la concentración máxima obtenida por Kopec et al., (2018) que corresponde a 39600 ng/g, en un estudio realizado en aves asociadas a humedales en Estados Unidos. En contraste con lo anterior, las mayores concentraciones de Hg en plumas de las aves capturadas en este estudio fueron superiores a la máxima concentración de este metal reportada por Tsipoura et al., (2011) que corresponden a 340 ng/g. La especie *Dendrocygna autumnalis* presentó bajos niveles de toxicidad para Hg en sangre, sin embargo, el total de los individuos muestreados de esta especie superó el límite de toxicidad de 5 ng/g para Hg en plumas descrito por Eisler (2006). La especie *Platalea ajaja* y *Phalacrocorax brasilianus* excedieron los límites de toxicidad tanto para Hg en sangre como para Hg en plumas descritos por Scheuhammer et al., (2007) y Eisler (2006) respectivamente. Esto implica un altísimo riesgo para la integridad del organismo, puesto que se ha probado que ciertos metales pesados como el Hg tienden a modificar el índice de masa corporal de las aves según el grado de exposición y la naturaleza química de esta, como resultado de las alteraciones en la dinámica hematológica y metabólica del organismo (Javed & Usmani, 2013; Haziri et al., 2013).

Las mayores concentraciones medias de Pb en sangre de *Dendrocygna autumnalis* fueron superiores a las encontradas en *Anas platyrhynchos* y menores que las halladas en *Aythya ferina* en un estudio realizado en aves acuáticas por Martínez-Haro et al., (2010) en España. Las mayores mediciones de Pb en plumas de *Dendrocygna autumnalis* fueron inferiores a las obtenidas por Garitano et al., (2010) en un estudio realizado en especies de tinamú (*Tinamidae*) asociadas a zonas mineras en Bolivia, en las que se midieron concentraciones medias de este metal correspondientes a 7764.48 ng/g en este tejido. Estas mismas concentraciones de Pb en plumas, también fueron inferiores a las concentraciones de Pb halladas por Ferreyra et al., (2014) en varias especies del género *Dendrocygna*, en un estudio realizado por contaminación por

ingesta de perdigones de Pb en Argentina. La concentración media de Pb en sangre de *Platalea ajaja* en este estudio, fue inferior a las concentraciones de este metal reportadas por Benito et al., (1999) en sangre de *Plegadis falcinellus* (61 ng/mL) y *Platalea leucorodia* (80 ng/mL), en una investigación realizada en el parque nacional Doñana luego de un incidente en la mina Aznalcollar en España, ambas especies citadas pertenecen a la misma familia de *Platalea ajaja* (Threskiornithidae). Las concentraciones medias de Pb en plumas halladas en *Phalacrocorax brasilianus* son inferiores a las reportadas por Jiménez-Uzcátegui et al., (2017) en *Phalacrocorax harrisi* (42600 ng/g), durante un estudio de metales pesados en varias especies de aves asociadas a las Islas Galápagos en Ecuador. Una proporción de los individuos de *Dendrocygna autumnalis*, presentó concentraciones de Pb en sangre que indican algún grado de toxicidad de acuerdo a lo descrito por Pain et al., (2019). La especie *Phalacrocorax brasilianus* presentó concentraciones de Pb en plumas que indican altos niveles de toxicidad por este metal pesado, conforme al límite descrito por Tsipoura et al., (2011).

Los anteriores niveles de toxicidad encontrados en las especies estudiadas son un claro indicio de que estas pueden estar viéndose afectadas por los efectos adversos que genera el Pb en el organismo de las aves, los cuales no son específicos y van desde alteraciones de una gran variedad de sistemas fisiológicos y bioquímicos, incluyendo los sistemas hematopoyético, vascular, nervioso, renal, inmune y reproductivo. Derivando en la alteración de rasgos comportamentales que son vitales para la supervivencia de cada especie Pain et al., (2019).

Las concentraciones medias de As en sangre de *Dendrocygna autumnalis*, fueron superiores a las concentraciones de este metal en sangre de *Aythya ferina* (6 ng/mL) y *Anas platyrhynchos* (11 ng/mL), halladas en en una investigación realizada por Benito et al., (1999) en el parque nacional Doñana luego de un incidente en la mina Aznalcollar en España. En tanto que, las mayores concentraciones medias de As en plumas de *Dendrocygna autumnalis* fueron considerablemente superiores a las reportadas por Tsipoura et al., (2011) en *Brancta canadensis* (6.39 ng/g), en una investigación sobre concentraciones de metales pesados en diferentes tejidos de este anátido realizada en Estados Unidos. En *Phalacrocorax brasilianus*, las concentraciones medias de As en plumas fueron ostensiblemente superiores a las encontradas por Furtado et al, (2019)

en *Phalacrocorax atriceps* (410 ng/g), en un estudio sobre concentraciones de mercurio y arsénico en cinco especies de aves marinas en las Islas Malvinas (Reino Unido). Las comparaciones fueron realizadas con base a resultados de estudios relacionados, los cuales se encuentran consignados en la Tabla 6.

Respecto a la toxicidad de As en plumas de *Dendrocygna autumnalis*, una pequeña proporción de los individuos de esta especie presentó concentraciones de este metal dentro del intervalo de toxicidad descrito por Tsipoura et al., (2011), el cual corresponde a concentraciones entre los 2000 ng/g y 10000 ng/g. Todos los individuos muestreados de *Phalacrocorax brasilianus*, presentaron intoxicación por concentración de As en plumas, según el intervalo de toxicidad descrito anteriormente. Los efectos adversos más notables por intoxicación con As, son apatía, frecuencia de deposición aumentada, disminución de la respuesta inmune y la capacidad reproductiva y cambios en el comportamiento. Histopatológicamente, la intoxicación por As, produce en las aves disrupción de los haces del músculo cardíaco, congestión sinusoidal, áreas focales de agregación linfóide, microvellosidades alteradas, congestión mucosa e infiltración de células mononucleares en los riñones, así como alteraciones metabólicas en procesos celulares de vital importancia (Khan et al., 2014). Lo que implica un riesgo considerable para la capacidad de supervivencia de las especies afectadas.

Las divergencias entre las concentraciones de Hg, Pb y As en sangre y plumas de las tres especies evaluadas en este estudio, pueden explicarse debido a aspectos puntuales en la ecología de las mismas. En este sentido, los hábitos alimenticios de las aves juegan un rol crucial en los procesos de bioacumulación y biomagnificación de contaminantes como los metales pesados (Estrada-Guerrero & Soler-Tovar, 2014). Así, *Dendrocygna autumnalis*, que es una especie de anátido con hábitos alimenticios omnívoros, cuya dieta se basa mayoritariamente en granos de plantas y pequeños invertebrados Hohman et al., (1996), tiene una menor probabilidad de bioacumular metales pesados en su organismo, puesto que los sustratos ambientales en los que se hallan sus fuentes alimenticias, poseen concentraciones de metales pesados que son relativamente inferiores a las de sustratos de especies como *Platalea ajaja* y *Phalacrocorax brasilianus*, las cuales ocupan eslabones superiores en la red trófica (Ochoa-Acuña et al., 2002). No obstante, las mayores concentraciones medias de Pb en sangre medidas en este estudio fueron encontradas en sangre de *Dendrocygna*

autumnalis (218,5 ng/mL), y se pueden explicar por la acumulación de Pb en matrices ambientales que sirven como sustrato alimenticio para esta especie de hábitos omnívoros como los cultivos de arroz, los cuales requieren de una gran cantidad de fertilizantes y plaguicidas, en especial de fosfatos que aportan metales pesados como el Pb. Estos metales se acumulan en el arroz y se dispersan hacia otras áreas productoras de alimentos a través de la cadena trófica (Calao & Marrugo, 2015). Otra posible razón que explique la contaminación con Pb se halla en el hecho de que este metal es utilizado como munición para la caza de especies que son de interés alimenticio en el área de estudio como *Dendrocygna autumnalis*, posibilitando que los individuos de estas poblaciones ingieran munición dispersa en el ambiente para ser utilizada como gastrolitos (Calderón-Rodríguez, 2005; Ferreyra et al., 2014). Se hace necesario señalar que en la región de La Mojana, factores como la distribución espacial y la biodisponibilidad de contaminantes como los metales pesados y elementos traza, están determinados en gran medida por fenómenos como: la interacción de los cuerpos de agua, los flujos de agua de los suelos, variaciones en el pH, la mineralización y eventos que propicien inundaciones que diseminan estos contaminantes a través de la matriz ambiental (Pinedo-Hernández et al., 2015; Marrugo-Negrete et al., 2019).

Por otra parte, *Platalea ajaja* tamiza con su pico el manto de sedimentos del piso de los cuerpos de agua donde se alimenta (Swennen & Yu, 2005), este es un hábito alimenticio de carácter limícola que garantiza una mayor frecuencia y magnitud de exposición a los metales pesados, dado que altas concentraciones de estos contaminantes se hallan precipitadas en el manto de sedimentos del fondo de los cuerpos de agua (Li et al., 2014; Liang et al., 2015), y están bioacumuladas en la biota de la que esta especie se alimenta (Xun & Xuegang, 2015). En un estudio realizado por Marrugo-Negrete et al., (2010) sobre la distribución espacial y estacional de Hg en la ciénaga de Ayapel, se obtuvo que este metal generalmente se acumula en el manto de sedimentos de los cuerpos de agua que transportan grandes concentraciones de metales pesados, como la cuenca del río Cauca, siguiendo un patrón geográfico de distribución entre la interacción de los flujos del río cauca y la ciénaga de Ayapel, siendo el Hg fijado en la red trófica por las macrófitas asociadas a estos ecosistemas, iniciando así el proceso de biomagnificación. Lo anterior puede explicar la alta concentración de Hg bioacumulado en las plumas de los individuos muestreados de esta especie (4049 ng/g), debido a que las formas bioactivas de Hg, especialmente las

metiladas, tienen una fuerte tendencia a anclarse a los aminoácidos que contienen sulfuros, los cuales son componentes mayoritarios de la queratina, la principal proteína estructural de las plumas (Janiga & Haas, 2018). Puesto que los organismos de los que *Platalea ajaja* se alimenta, como crustáceos y peces, generalmente poseen altas concentraciones de Hg bioacumulado en sus compartimentos tisulares y orgánicos (Swennen & Yu, 2005; Rai, 2008).

Phalacrocorax brasilianus, es una especie carnívora que posee múltiples nichos alimenticios, tales como ecosistemas de agua dulce (humedales y lagunas) y ambientes marinos como las zonas costeras (Muñoz-Gil et al., 2012). Esta especie es estrictamente piscívora, cuya dieta se basa principalmente en peces bentónicos, y en menor medida en moluscos y crustáceos, por lo tanto *Phalacrocorax brasilianus* posee un alto nivel trófico, ya que se alimenta de peces carnívoros. Esto puede explicar la gran capacidad que tiene esta especie para bioacumular metales pesados, de modo que las mayores concentraciones medias de Pb (7396 ng/g) y As (2395 ng/g) halladas en este estudio, en las plumas de *Phalacrocorax brasilianus*, obedecen al hábito alimenticio, las estrategias de alimentación y al alto nivel trófico que ocupa esta especie en la cadena alimenticia (Burger & Gochfeld, 2000). Los niveles medidos de Pb y As en las plumas de esta especie reflejan intervalos de bioacumulación de metales pesados a largo plazo, dado que las plumas bioacumulan grandes concentraciones de estos contaminantes, sobretudo en especies estrictamente carnívoras (Abassi et al., 2015).

Tabla 6

Concentraciones de Hg, Pb y As en sangre y plumas de Tresquiornítidos, Anátidos y Phalacrocorácidos en otros estudios

Metal	Concentración media	Tejido	Especie	Familia	Estudio
Hg	460 ± 70 (ng/mL)	Sangre	<i>Platalea ajaja</i>	Threskiornithidae	Ackerman et al., 2016
Hg	120 ± 00 (ng/mL)	Sangre	<i>Plegadis chichi</i>	Threskiornithidae	Ackerman et al., 2016
Hg	1570 ± 590 (ng/mL)	Sangre	<i>Mergus merganser</i>	Anatidae	Evers et al., 2005
Hg	110 ± 40 (ng/mL)	Sangre	<i>Dendrocygna autumnalis</i>	Anatidae	Lerma-Lizarraga (2014)
Hg	600 ± 200 (ng/g)	Plumas	<i>Theristicus caudatus</i>	Threskiornithidae	Ochoa-Acuña et al., (2002)
Hg	5700 ± 1500 (ng/g)	Plumas	<i>Platalea ajaja</i>	Threskiornithidae	Beyer et al., 1997
Hg	2690 ± 770 (ng/g)	Plumas	<i>Phalacrocorax atriceps</i>	Phalacrocoracidae	Furtado et al., 2019
Hg	260 ± 40 (ng/g)	Plumas	<i>Branta canadensis</i>	Anatidae	Tsipoura et al., 2011
As	6.39± 4.26 (ng/g)	Plumas	<i>Branta canadensis</i>	Anatidae	Tsipoura et al., 2011
As	410 ± 80 (ng/g)	Plumas	<i>Phalacrocorax atriceps</i>	Phalacrocoracidae	Furtado et al., 2019
Pb	926 ± 463 (ng/mL)	Sangre	<i>Aythya ferina</i>	Anatidae	Martínez-Haro et al., 2010
Pb	112 ± 66 (ng/mL)	Sangre	<i>Anas platyrhynchos</i>	Anatidae	Martínez-Haro et al., 2010
Pb	61 ± 20 (ng/mL)	Sangre	<i>Plegadis falcinellus</i>	Threskiornithidae	Benito et al., 1999
Pb	80 ± 25 (ng/mL)	Sangre	<i>Platalea leucorodia</i>	Threskiornithidae	Benito et al., 1999
As	6 ± 1 (ng/mL)	Sangre	<i>Aythya ferina</i>	Anatidae	Benito et al., 1999
As	11 ± 3 (ng/mL)	Sangre	<i>Anas platyrhynchos</i>	Anatidae	Benito et al., 1999
As	8 ± 6 (ng/mL)	Sangre	<i>Plegadis falcinellus</i>	Threskiornithidae	Benito et al., 1999
As	19 ± 8 (ng/mL)	Sangre	<i>Platalea leucorodia</i>	Threskiornithidae	Benito et al., 1999
Pb	5100 ± 3800 (ng/g)	Plumas	<i>Dendrocygna autumnalis</i>	Anatidae	Ruelas-Insunza & Páez-Osuna

Pb	42600 ± 8520 (ng/g)	Plumas	<i>Phalacrocorax harrisi</i>	Phalacrocoracidae	(2004) Jiménez-Uzcátegui et al., 2017
Pb	2400 ± 300 (ng/g)	Plumas	<i>Anas cyanoptera</i>	Anatidae	Ruelas-Insunza & Páez-Osuna (2004)
Pb	1900 ± 1000 (ng/g)	Plumas	<i>Dendrocygna bicolor</i>	Anatidae	Ruelas-Insunza & Páez-Osuna (2004)
Pb	1910 ± 390 (ng/g)	Plumas	<i>Branta canadensis</i>	Anatidae	Tsipoura et al., 2011

Las dosis de Hg, Pb y As en aves de la región de la Mojana están potencialmente asociadas a las actividades mineras y agrícolas que se presentan en las cuencas de los ríos San Jorge y Cauca, las que a su vez, desembocan en la ciénaga de Ayapel (Rúa-Cardona et al., 2013), principalmente por el uso de agroquímicos (Calao & Marrugo, 2015) y el vertimiento de compuestos clorados de plomo en las cuencas de estos, resultado de la actividad minera, dado que la cuenca del río San Jorge se encuentra localizada en una zona de gran influencia de la actividad minera que se presenta aguas arriba, y que origina la deposición de sedimentos contaminados con metales pesados que son utilizados en la explotación de níquel y hierro (Marrugo & Lans, 2006). A su vez, la cuenca del río San Jorge, se encuentra en contacto con la cuenca del río Cauca, el cual transporta en su cauce material contaminante utilizado en la explotación aurífera (PMGR - San Benito Abad, 2012; Marrugo-Negrete et al., 2018). Sumado a esto, la deposición atmosférica puede ser una fuente de metales pesados como el Hg en los ecosistemas acuáticos de la región de La Mojana (Marrugo et al., 2010).

Factores como las condiciones fisicoquímicas del agua y los sedimentos también juegan un rol crucial en la dinámica contaminante de estos metales, dado que favorecen su proceso bioacumulativo e incrementan las concentraciones de los mismos en los ecosistemas acuáticos y los organismos, a través de la biomagnificación e incorporación de los mismos en la red trófica (Marrugo et al., 2010; Akyengo et al., 2019), como los reportados por (Vargas-Licon & Marrugo-Negrete, 2019).

Se presentaron dos correlaciones estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre las concentraciones de Pb en sangre y la masa corporal de *Dendrocygna autumnalis*. Ambas correlaciones, aunque inusuales para los efectos característicos de la intoxicación por Pb en el metabolismo y la masa corporal de las aves, pueden explicarse debido a la dinámica particular de los individuos muestreados, de tal forma que en función de la concentraciones de este metal pesado en la sangre, pueden

ocurrir cambios que no estén sujetos a una progresión lineal, sino que obedezcan en mayor medida a puntos concretos de la alimentación, eventos fortuitos asociados con la retención del Pb en el sistema digestivo, el metabolismo, factores ambientales (Kendall et al., 1996) y la capacidad de asimilación de metales pesados del individuo o de la especie en cuestión (Saavedra et al., 2004; Ergüll et al., 2010; Haziri et al., 2013). En este caso, las concentraciones de Pb en sangre obedecen principalmente a que este elemento posee afinidad electrónica con las protoporfirinas involucradas en la síntesis del grupo hemo que conforma estructuralmente los globulos rojos, dado que el Pb tiende a sustituir el hierro organometálico que interviene en la formación de este grupo prostético (Sassa, 1978).

En cuanto a las concentraciones de As en sangre y plumas, este metal presentó correlaciones positivas estadísticamente significativas ($p < 0.05$) con la masa corporal de *Dendrocygna autumnalis* en ambos tejidos. Aunque en la literatura se han documentado mayoritariamente correlaciones negativas entre las concentraciones de este metal en distintos tejidos, con la masa corporal de aves. Las correlaciones obtenidas en este estudio pueden explicarse debido a la capacidad metabólica específica de As que posee *Dendrocygna autumnalis*, la cual no realizaría una excreción eficiente de las formas bioacumuladas de As en los tejidos de esta especie (Kubota et al., 2002).

En contraste, la correlación entre las concentraciones de Pb en sangre y plumas con la masa corporal en *Platalea ajaja* está en concordancia con las manifestaciones de toxicidad de este metal en aves halladas por Jayakumar & Muralidharan, (2011). Hohman et al., (1990) en un estudio de correlación entre los niveles de Pb y la masa corporal en *Aythya valisineria* en Louisiana (Estados Unidos), encontraron que esta se redujo en un 10% en los individuos que habían ingerido Pb. Esta correlación indica que existe un alto grado de riesgo toxicológico para la especie en la región de La Mojana, dado que los metales pesados como el Pb crean alteraciones mediante la síntesis de radicales libres como las especies reactivas de oxígeno (Bashir et al., 2018) y la capacidad de anclaje proteico y enzimático que poseen, desplazando a los organometales originales de su sitio de unión natural, causando alteración del funcionamiento celular y la posterior toxicidad (Diop et al., 2016).

Las correlaciones estadísticamente significativas ($p < 0.05$) de carácter positivo entre las concentraciones de Hg, Pb y As en sangre y plumas de *Phalacrocorax brasilianus*, pueden explicarse debido a que esta especie, ocupa el eslabón más alto en la red trófica del ecosistema estudiado. Lo anterior implica, que los individuos de esta especie consumen concentraciones considerables de metales bioacumulados en la biomasa de la que se alimentan, dado que las especies de peces que componen generalmente la dieta de *Phalacrocorax brasilianus* en el área de estudio (Muñoz-Gil et al., 2012), biomagnifican altos niveles de estos metales pesados, como *Pseudoplatystoma fasciatum*, *Caquetaia kraussi*, *Hoplias malabaricus* y *Plagioscion surinamensis* (Marrugo et al., 2010). Otro aspecto importante que podría estar influyendo en estos patrones de correlaciones en *Phalacrocorax brasilianus*, consiste en que los individuos muestreados de esta especie eran adultos, lo que conforme a lo descrito por Abassi et al., (2015) implica que la tasa de acumulación de metales pesados en los tejidos de las aves puede incrementar con la edad del organismo y su posición en la red trófica. La distribución espacial de esta especie también juega un papel importante en la bioacumulación de metales pesados presentada por los individuos muestreados, ya que esta especie posee una amplia gama de nichos alimenticios, lo que garantiza un mayor consumo de biomasa y la consecuente bioacumulación de estos contaminantes (Alarcón et al., 2012).

Tabla 7

Masas corporales medias (g) de *Dendrocygna autumnalis*, *Platalea ajaja* y *Phalacrocorax brasilianus* en estudios de referencia

Especie	Masa corporal media (g) $\pm$ SD	Rango (g)	n	Referencia	Zona de estudio
<i>Dendrocygna autumnalis</i>	818,74 $\pm$ 97,01	677 - 1008	31	Meoño-Sánchez, 2015	Guatemala
<i>Dendrocygna autumnalis</i>	733,5 $\pm$ 59,25	530 - 890	160	Dunning, 2007	Guyana
<i>Platalea ajaja</i>	1490 $\pm$ 170	1225 - 1800	30	Dunning, 2007	Estados Unidos
<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	1165 $\pm$ 12	1100 - 1231	13	Dunning, 2007	Panamá
<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	891,9 $\pm$ 94,6	607 - 1 150	54	Jiménez et al., 2014	Cuba

Conforme a la Tabla 7, se observa que los individuos de *Dendrocygna autumnalis* muestreados, presentaron una masa corporal media inferior ($551,57 \pm 51,78$ g) a la registrada en los estudios de referencia. Por su parte, los individuos de *Platalea ajaja* muestreados presentaron una masa corporal media similar ($1437,1 \pm 219,1$ g) a la de la referencia contrastada. En tanto que, la masa corporal media de los individuos de *Phalacrocorax brasilianus* muestreados fue mayor ($1348,0 \pm 104,1$ g) a la reportada en los estudios citados. Estas divergencias son un claro indicativo de que el As, el Pb y el Hg, están modificando significativamente los índices de masa corporal de estas

especies, en conjunto con la influencia de los factores geográficos, ecosistémicos y fisiológicos puntuales para cada una de las poblaciones de *Dendrocygna autumnalis*, *Platalea ajaja* y *Phalacrocorax brasilianus* contrastadas (Olson et al., 2009; Sun et al., 2017).

En cuanto a las correlaciones entre concentraciones de Hg, Pb y As en sangre y plumas de cada una de las especies muestreadas, en *Dendrocygna autumnalis* se obtuvo una correlación estadísticamente significativa ($p < 0.05$), entre las concentraciones de Hg en sangre y Pb en sangre de esta especie, lo cual indica que existen factores que determinan interacciones entre las concentraciones de estos dos metales en el organismo de *Dendrocygna autumnalis*, dado que metales pesados como el Pb pueden interactuar sinérgica o antagónicamente, con otros metales pesados como el Hg y el As (Gasparik et al., 2010). Otro aspecto fundamental de esta dinámica radica en que las concentraciones relativas de metales pesados en las aves están ampliamente influenciadas por la accesibilidad del metal en el metabolismo del individuo y los niveles de contaminación ambiental (Heinz et al., 1999).

Phalacrocorax brasilianus exhibió una correlación positiva estadísticamente significativa ($p < 0.05$) entre las concentraciones de Pb en sangre y plumas, lo cual implica que existen asociaciones entre los niveles de Pb en diferentes tejidos del ave, especialmente entre las concentraciones de este metal pesado en plumas y tejidos altamente regenerativos como el hígado y la sangre (Burger, 1995), usualmente las concentraciones de los metales pesados en plumas reflejan las concentraciones de estos contaminantes en la sangre (Abassi et al., 2015). Este tipo de correlación entre las concentraciones de un mismo metal pesado en diferentes compartimentos tisulares es un claro indicativo de que la capacidad de bioacumulación de contaminantes como el Pb, está ligada a factores intrínsecos como la naturaleza de la especie, el metabolismo de estas y su capacidad de respuesta (Dauwe et al., 2002). En la primera estación de muestreo ubicada en la zona del río San Jorge aledaña a la ciénaga de Ayapel, existieron diferencias estadísticamente significativas (0.05) entre las concentraciones de Hg y Pb en sangre y plumas de *Dendrocygna autumnalis* y *Platalea ajaja*, no siendo así con las concentraciones de As en plumas. Este hecho es una clara manifestación de que factores propios de la ecología y el metabolismo de las especies en cuestión, la naturaleza (Estrada-Guerrero & Soler-Tovar, 2014) y el comportamiento químico de los

contaminantes (Jayakumar & Muralidharan, 2011), influyen significativamente en los procesos de bioacumulación y biomagnificación de estos contaminantes en los individuos capturados de *Dendrocygna autumnalis* y *Platalea ajaja* en la zona de estudio. Así como también a las propiedades fisicoquímicas de los compartimentos ambientales que estas especies ocupan (Naccari et al., 2009).

Así mismo, en la estación de muestreo ubicada en El Torno, que corresponde a la zona del río San Jorge adyacente a la ciénaga de San Marcos, existieron diferencias estadísticamente significativas (0.05) entre las concentraciones de Hg, Pb y As en sangre y plumas de *Dendrocygna autumnalis* y *Phalacrocorax brasilianus*. Esto implica que adicional a las consideraciones anteriores, la diferencia entre los eslabones de la red trófica que ocupan las especies evaluadas en esta estación de muestreo (Bruzual & Bruzual, 1983; Alarcón et al., 2012), está siendo determinante en la dinámica de los niveles de contaminación y asimilación de estos metales, puesto que las aves que ocupan una escala más alta en la red trófica tienden a consumir mayores concentraciones relativas de metales pesados, dada la naturaleza de su material alimenticio (Burger, 2002).

Al contrastar ambas estaciones de muestro no se obtuvieron diferencias estadísticamente significativas (0.05) entre las concentraciones de Hg, Pb y As en sangre y plumas de *Dendrocygna autumnalis*, mientras que entre *Platalea ajaja* y *Phalacrocorax brasilianus* se encontraron diferencias a este nivel de significancia, lo cual es una clara evidencia de que existen considerables niveles de contaminación por estos tres metales pesados en distintas zonas de los ecosistemas acuáticos de la región de La Mojana (Rúa-Cardona et al., 2013; Calao & Marrugo, 2015), y que consecuentemente están generando impactos sobre las poblaciones estudiadas de estas especies.

Los niveles de Hg, Pb y As hallados en los individuos muestreados de *Dendrocygna autumnalis*, *Platalea ajaja* y *Phalacrocorax brasilianus*, son una clara manifestación de que se ha sobrepasado el potencial de procesamiento de estos metales que posee, no sólo la biota sino también el componente abiótico de los ecosistemas asociados a estas especies (Jaime & Almaraz, 2018), esto como consecuencia del vertimiento desmedido de estos metales en los cuerpos de agua que confluyen en la región de La Mojana, el

cual tiene su origen en las aéreas de explotación minera del sur de Bolívar y el norte de Antioquia, lo que ocasiona que grandes cantidades de estos metales pesados lleguen al río Cauca, que a su vez irriga la región de La Mojana, Marrugo et al., (2018). La dinámica de los metales pesados en los ecosistemas acuáticos de la región de La Mojana, obedece principalmente a los procesos de acumulación y depuración que poseen los compartimentos ambientales que componen dichos ecosistemas. Estos procesos dependen en gran medida del desplazamiento de la columna de agua y sedimentos, así como de su circulación en los organismos que componen la red trófica, a través de la biomagnificación desde las macrófitas hasta los eslabones tróficos superiores de la biota asociada a los ecosistemas acuáticos de la región de La Mojana (Marrugo et al., 2018). Todo esto influye directamente en la dinámica biológica de los organismos que conforman la red trófica a la que pertenecen *Dendrocygna autumnalis*, *Platalea ajaja* y *Phalacrocorax brasilianus*.

7. CONCLUSIONES

Existen altos niveles de contaminación por Hg, Pb y As en *Dendrocygna autumnalis*, *Platalea ajaja* y *Phalacrocorax brasilianus* en los ecosistemas acuáticos de la región de La Mojana. La especie *Platalea ajaja* de hábitos alimenticios limícolas presentó los niveles más altos de Hg. Así mismo, la especie *Phalacrocorax brasilianus*, que posee un tipo de alimentación carnívora, presentó las concentraciones más elevadas de Pb y As, no obstante la especie *Dendrocygna autumnalis* de hábitos omnívoros, también presentó altos niveles de contaminación por estos metales pesados en los tejidos evaluados.

Las correlaciones estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre las concentraciones de Hg, Pb y As en sangre y plumas, con la masa corporal de las especies estudiadas, demuestran que algunos de estos metales están influyendo en el metabolismo de los individuos de estas especies, dado que tienden a producir reacciones e interacciones químicas que afectan procesos fundamentales en el ciclo celular, como la acción enzimática y la síntesis de matrices moleculares esenciales como las proteínas, los lípidos y el material genético. Lo cual, deriva en procesos de bioacumulación, biomagnificación y toxicidad en el organismo.

Debido a los efectos de estos metales pesados en el organismo y la ecología de las aves pertenecientes a *Dendrocygna autumnalis*, *Platalea ajaja* y *Phalacrocorax brasilianus*, el estado de conservación de sus poblaciones presentes en los ecosistemas acuáticos de la región de La Mojana puede tender a la fragilidad y vulnerabilidad, dado que la intoxicación por estos elementos disminuye significativamente su potencial fisiológico, morfológico, reproductivo, comportamental e inmunológico, lo que considerablemente mina la capacidad adaptativa y competitiva de dichas poblaciones. Se recomienda que, a partir de los datos suministrados por esta investigación, las autoridades ambientales competentes diseñen y ejecuten estrategias para la evaluación y conservación de los ecosistemas acuáticos y la avifauna asociada a estos en la región de La Mojana. Adicionalmente, se sugiere la implementación de planes de control y manejo de actividades que representen fuentes potenciales de emisión y contaminación por metales pesados en esta región.

8. BIBLIOGRAFÍA

Abbasi, N. A., Jaspers, V. L. B., Chaudhry, M. J. I., Ali, S., & Malik, R. N. (2015). Influence of taxa, trophic level, and location on bioaccumulation of toxic metals in bird's feathers: A preliminary biomonitoring study using multiple bird species from Pakistan. *Chemosphere*, 120, 527–537. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.08.054>

Ackerman, J. T., Eagles-Smith, C. A., Herzog, M. P., Hartman, C. A., Peterson, S. H., Evers, D. C., ... Bryan, C. E. (2016). Avian mercury exposure and toxicological risk across western North America: A synthesis. *Science of The Total Environment*, 568, 749–769. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.071>

Aguilera, D. M. M. (2004). La Mojana: riqueza natural y potencial económico. *Revista Del Banco De La República*, 77(925), 44-106.

Akyengo, O., Inalegwu, B., Ogo, O. A., & Jato, J. A. (2019). Heavy Metal Bioaccumulation Potential of Liquid Habitat from River Challawa to *Tillapia zilli*. *International Journal of Life Sciences Research*. Vol. 7, Issue 3, pp: (100-109), Month: July - September.

Alarcón, P. A. E., Macchi, P. J., Trejo, A., & Alonso, M. F. (2012). Diet of the Neotropical Cormorant (*Phalacrocorax brasilianus*) in a Patagonian Freshwater Environment Invaded by Exotic Fish. *Waterbirds*, 35(1), 149–153. <https://doi.org/10.1675/063.035.0115>

Albuja, L., D. Montalvo, F. Cáceres, y N. Jácome, 2012. Niveles de mercurio en aves silvestres de tres regiones mineras del sur del Ecuador. *Politécnica* 30 (3): 18-32.

Alvárez, C. R., Moreno, M. J., Alonso, L. L., Gómara, B., Bernardo, F. J. G., Martín-Doimeadios, R. C. R., & González, M. J. (2013). Mercury, methylmercury, and selenium in blood of bird species from Doñana National Park (Southwestern Spain) after a mining accident. *Environmental Science and Pollution Research*, 20(8), 5361–5372. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-1540-1>

Anthony, K., and Balwart, S. (2004). Heavy Metals Contamination of Home Grown Vegetables near Metal Smelters. *Toxicol Environ. Chem.*, 72:221-231.

Avendaño, J. E., Bohórquez, C. I., Rosselli, L., Arzuza-Buelvas, D., Estela, F. A., Cuervo, A. M., ... Renjifo, L. M. (2017). Lista de chequeo de las aves de Colombia: Una síntesis del estado del conocimiento desde Hilty & Brown (1986). *Ornitología Colombiana*, 2017(16), eA01-1-eA01-83.

Ayerbe, F. (2018). Guía ilustrada de aves de Colombia (Ed 1). Wildlife Conservation Society/Colombia (2019). ISBN 10: 9585461412

Barwick, M., & Maher, W. (2003). Biotransference and biomagnification of selenium copper, cadmium, zinc, arsenic and lead in a temperate seagrass ecosystem from Lake Macquarie Estuary, NSW, Australia. *Marine Environmental Research*, 56(4), 471–502. [https://doi.org/10.1016/s0141-1136\(03\)00028-x](https://doi.org/10.1016/s0141-1136(03)00028-x)

Basha, P. S., & Rani, A. U. (2003). Cadmium-induced antioxidant defense mechanism in freshwater teleost *Oreochromis mossambicus* (Tilapia). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 56(2), 218–221. [https://doi.org/10.1016/s0147-6513\(03\)00028-9](https://doi.org/10.1016/s0147-6513(03)00028-9)

Bashir, M. Javed, M. Latif, F. Faiza, A. (2018). Effects of various doses of copper sulphate on peroxidase activity in the liver, gills, kidney and brain of *Cirrhina mrigala*. *Asian Journal of Agriculture and Biology*. Vol.6 No.3 pp.367-372 ref.40

Benito, V., Devesa, V., Muñoz, O., Suñer, M. ., Montoro, R., Baos, R., ... González, M. . (1999). Trace elements in blood collected from birds feeding in the area around Doñana National Park affected by the toxic spill from the Aznalcóllar mine. *Science of The Total Environment*, 242(1–3), 309–323. [https://doi.org/10.1016/s0048-9697\(99\)00398-8](https://doi.org/10.1016/s0048-9697(99)00398-8)

Beyer, W., M. Spalding., & D., Morrison. (1997). Mercury concentrations in feathers of wading birds from Florida: *Ambio*. Stockholm [Ambio], vol. 26, no. 2, pp. 97-100, Mar.

Bishara, A. J., & Hittner, J. B. (2012). Testing the significance of a correlation with nonnormal data: Comparison of Pearson, Spearman, transformation, and resampling approaches. *Psychological Methods*, 17(3), 399–417. <https://doi.org/10.1037/a0028087>

Bruzual, J. and I. Bruzual. (1983). Feeding habits of whistling ducks in the Calabozo Ricefields, Venezuela, during the non-reproductive period. *Wildfowl* 34:20-26

Burger, J. (1995). A risk assessment for lead in birds. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 45(4), 369–396. <https://doi.org/10.1080/15287399509532003>

Burger, J. (2002). Food Chain Differences Affect Heavy Metals in Bird Eggs in Barnegat Bay, New Jersey. *Environmental Research*, 90(1), 33–39. <https://doi.org/10.1006/enrs.2002.4381>

Burger, J., & Gochfeld, M. (2000). Metals in Albatross Feathers from Midway Atoll: Influence of Species, Age, and Nest Location. *Environmental Research*, 82(3), 207–221. <https://doi.org/10.1006/enrs.1999.4015>

Burger, J., & Gochfeld, M. (2005). Effects of lead on learning in herring gulls: An avian wildlife model for neurobehavioral deficits. *NeuroToxicology*, 26(4 SPEC. ISS.), 615–624. <https://doi.org/10.1016/j.neuro.2005.01.005>

Burgos-Núñez, S., Navarro-Frómata, A., Marrugo-Negrete, J., Enamorado-Montes, G., & Urango-Cárdenas, I. (2017). Polycyclic aromatic hydrocarbons and heavy metals in the Cispata Bay, Colombia: A marine tropical ecosystem. *Marine Pollution Bulletin*, 120(1–2), 379–386. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.05.016>

Calderón-Rodríguez., A. (2005). Metales pesados en aves (patos y cercetas) residentes y migratorias recolectadas en sistemas lagunares del centro y sur de Sinaloa. *Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología*. Universidad Nacional Autónoma de México. 167 pp.

Calao, C., & Marrugo-Negrete, J. (2015). Efectos Genotóxicos asociados a metales pesados en una población humana de la región de La Mojana, Colombia. *Rev. Biomed.* 35.

Campbell. (1995). Avian hematology and cytology. (Ed. 2). Ames, Iowa: Iowa State University Press. 104 pp

Croteau, M.-N., Luoma, S. N., & Stewart, A. R. (2005). Trophic transfer of metals along freshwater food webs: Evidence of cadmium biomagnification in nature. *Limnology and Oceanography*, 50(5), 1511–1519. <https://doi.org/10.4319/lo.2005.50.5.1511>

Cubillos L., J. A., Rodríguez-Flórez, C. N., Rocha-Caicedo, C. A., & Barreto Prieto, R. (2017). Monitoreo de Cadmio y Plomo en tejidos de *turdus fuscater* en Sogamoso (Boyacá-Colombia). *Bistua revista de la facultad de ciencias basicas*, 15(1). <https://doi.org/10.24054/01204211.v1.n1.2017.2551>

Dauwe, L. Bervoets, R. Blust, M. Ee, T. (2002). Tissue Levels of Lead in Experimentally Exposed Zebra Finches (*Taeniopygia guttata*) with Particular Attention on the Use of Feathers as Biomonitors. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 42(1), 88–92. <https://doi.org/10.1007/s002440010295>

Dewanjee, S., Sahu, R., Karmakar, S., & Gangopadhyay, M. (2013). Toxic effects of lead exposure in Wistar rats: Involvement of oxidative stress and the beneficial role of edible jute (*Corchorus olitorius*) leaves. *Food and Chemical Toxicology*, 55, 78–91. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2012.12.040>

Diop, M., Howsam, M., Diop, C., Cazier, F., Goossens, J. F., Diouf, A., & Amara, R. (2016). Spatial and seasonal variations of trace elements concentrations in liver and muscle of round Sardinelle (*Sardinella aurita*) and Senegalese sole (*Solea senegalensis*) along the Senegalese coast. *Chemosphere*, 144, 758–766. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.08.085>

Dunning Jr., J. B. (2007). CRC Handbook of Avian Body Masses. CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781420064452>

Eeva, T., Ahola, M., & Lehikoinen, E. (2009). Breeding performance of blue tits (*Cyanistes caeruleus*) and great tits (*Parus major*) in a heavy metal polluted area. *Environmental Pollution*, 157(11), 3126–3131. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.05.040>

Eisler, R.(1988). Arsenic hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. U.S. Fish and Wildlife Service Biology Report 85(1.12).

Eisler, R. (2006). Mercury: Hazards to living organisms. USA: CRC Press, Taylor y Francis Group. Boca Raton, FL.

Eisler, R. (2010). Compendium of Trace Metals and Marine Biota. Vol. 1 Plant and Invertebrates. Chapt 6. Molluscs. pp 143–397

El Morhit, M., Belghity, D., El Morhit, A. (2013). Metallic contamination in muscle of three fish species in the southern Atlantic coast at Laayoune (Morocco). *LARHYSS Journal*. ISSN 1112e3680.

Emere, M.C., & Dibal, D.M. (2013). Metal accumulation in some tissues/organs of a freshwater fish (*Clarias Gariepinus*) from some polluted zones of River Kaduna. *J Biol Agri Healthcar* 3:112–117

EFSA. (2010). Scientific opinion on lead in food. EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). *EFSA Journal*. 8(4): 1570. 10.2903/j.efsa.2010.1570.

Ergüll Halim and Betül Çayır. (2010). The effect of weight and condition index in mussel on heavy metal concentrations in Izmit bay. 38th CIESM Congress. Venice: Mediterranean Science Commission.

Estrada-Guerrero DM, Soler-Tovar D. (2014). Las aves como bioindicadores de contaminación por metales pesados en humedales. *Ornitología Colombiana* 14:145160pp. https://www.researchgate.net/profile/Diego_SolerTovar/publication/271443706_Birds_as_bioindicators_of_heavy_metal_contamination_in_wetlands/links/54c7c38a0cf289f0cecdc477.pdf.

Evers, D.C., Burgess, N.M., Champoux, L. et al.(2005). Patterns and Interpretation of Mercury Exposure in Freshwater Avian Communities in Northeastern North America. *Ecotoxicology* 14, 193–221.

Ferreira, H., Romano, M., Beldomenico, P., Caselli, A., Correa, A., & Uhart, M. (2014). Lead gunshot pellet ingestion and tissue lead levels in wild ducks from Argentine hunting hotspots. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 103(1), 74–81. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2013.10.015>

Frederick, P., & Jayasena, N. (2010). Altered pairing behaviour and reproductive success in white ibises exposed to environmentally relevant concentrations of methylmercury. *Proc. R. Soc. B* 278, 1851–1857.

Furtado, R., Pereira, M. E., Granadeiro, J. P., & Catry, P. (2019). Body feather mercury and arsenic concentrations in five species of seabirds from the Falkland Islands. *Marine Pollution Bulletin*, 149, 110574. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110574>

Garelick H., Jones H., Dybowska A., Valsami-Jones E. (2009). Arsenic Pollution Sources. In: *Reviews of Environmental Contamination Volume 197. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology (Continuation of Residue Reviews)*, vol 197. Springer, New York, NY

Garitano-Zavala, Á., Cotín, J., Borràs, M., & Nadal, J. (2010). Trace metal concentrations in tissues of two tinamou species in mining areas of Bolivia and their potential as environmental sentinels. *Environmental Monitoring and Assessment*, 168(1–4), 629–644. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-1139-7>

Gasparik, J., Vladarova, D., Capcarova, M., Smehyl, P., Slamecka, J., Garaj, P., ... Massanyi, P. (2010). Concentration of lead, cadmium, mercury and arsenic in leg skeletal muscles of three species of wild birds. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 45(7), 818–823. <https://doi.org/10.1080/10934521003708992>

Gómez MF, Moreno LA, Andrade GI, Rueda C. (2016). BioDiversidad 2015. Estado y tendencias de la biodiversidad continental de Colombia (Primera ed). Bogotá, Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.

Gulson, B., Korsch, M., Matisons, M., Douglas, C., Gillam, L., & McLaughlin, V. (2009). Windblown Lead Carbonate as the Main Source of Lead in Blood of Children from a Seaside Community: An Example of Local Birds as “Canaries in the Mine.” *Environmental Health Perspectives*, 117(1), 148–154. <https://doi.org/10.1289/ehp.11577>

Haziri, I., Mane, B., Dermaku, S., Haziri, A., & Faiku, F. (2013). Influence of mercury on the body weight of Isa brown hybrid. *Pelagia Research Library Advances in Applied Science Research*, 2013, 4(1):240-243

Heinz, G. H., Hoffman, D. J., Sileo, L., Audet, D. J., & LeCaptain, L. J. (1999). Toxicity of Lead-Contaminated Sediment to Mallards. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 36(3), 323–333. <https://doi.org/10.1007/s002449900478>

Herrera Núñez, J., Rodríguez Corrales, J., Coto Campos, J. M., Salgado Silva, V., & Borbón Alpizar, H. (2013). Evaluación de metales pesados en los sedimentos superficiales del río Pirro. *Revista Tecnología En Marcha*, 26(1), 27. <https://doi.org/10.18845/tm.v26i1.1119>

Hilty, S. I. & W. I. Brown. (1986). *A Guide to the Birds of Colombia*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey. 996 pp.

Hohman, W. L., Pritchert, R. D., III, R. M. P., Woolington, D. W., & Helm, R. (1990). Influence of Ingested Lead on Body Mass of Wintering Canvasbacks. *The Journal of Wildlife Management*, 54(2), 211. <https://doi.org/doi:10.2307/3809031>

Hohman, W. L., T. M. Stark, and J. L. Moore. (1996). Food availability and feeding preferences of breeding fulvous whistling-ducks in Louisiana ricefields. *Wilson Bull.* 108:137-150.

Jaime., M. & Almaráz., P. (2018). Bioacumulación y transferencia de metales y contaminantes emergentes a través de las cadenas tróficas marinas (Primera ed). México: Samsara Editorial. ISBN: 9789709430769. 161 pp.

Janiga, M., & Haas, M. (2018). Alpine accentors as monitors of atmospheric long-range lead and mercury pollution in alpine environments. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(3), 2445–2454. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3742-z>

Jara-Marini, M. E., Soto-Jiménez, M. F., & Páez-Osuna, F. (2009). Trophic relationships and transference of cadmium, copper, lead and zinc in a subtropical coastal lagoon food web from SE Gulf of California. *Chemosphere*, 77(10), 1366–1373. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.09.025>

Javed. M., & Usmani, N. (2012). Uptake of Heavy Metals by *Channa Punctatus* from Sewage–Fed Aquaculture Pond of Panethi, Aligarh. *Global J Res Engg (C)* 12:27–34

- Javed, M., & Usmani, N. (2013). Haematological indices of *Channa punctatus* as an indicator of heavy metal pollution in waste water aquaculture pond, Panethi, India. *African Journal of Biotechnology*, 12(5), 520–525. <https://doi.org/10.5897/ajb12.2115>
- Jayakumar, R., & Muralidharan, S. (2011). Metal contamination in select species of birds in Nilgiris district, Tamil Nadu, India. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 87(2), 166–170. <https://doi.org/10.1007/s00128-011-0323-y>
- Jiménez, A., I. García-Lau, A. González, L. Mugica, & M. Acosta. (2014). Valores de masa corporal de 183 especies de aves cubanas. *Revista Cubana de Ciencias Biológicas* 3: 22–42.
- Jiménez-Uzcátegui, G., Vinuesa, R.L., Urbina, A.S., Egas, D.A., García, C. (2017). Lead and cadmium levels in Galapagos penguin *Spheniscus mendiculus*, flightless cormorant *Phalacrocorax harrisi*, and waved albatross *Phoebastria irrorata*. *Mar. Ornithol.* 45, 159–163.
- Kehrig, H. do A., Seixas, T. G., Palermo, E. A., Baêta, A. P., Castelo-Branco, C. W., Malm, O., & Moreira, I. (2008). The relationships between mercury and selenium in plankton and fish from a tropical food web. *Environmental Science and Pollution Research*, 16(1), 10–24. <https://doi.org/10.1007/s11356-008-0038-8>
- Kendall, R. J., Lacher, T. E., Bunck, C., Daniel, B., Driver, C., Grue, C. E., ... Whitworth, M. (1996). An ecological risk assessment of lead shot exposure in non-waterfowl avian species: Upland game birds and raptors. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 15(1), 4–20. [https://doi.org/10.1897/1551-5028\(1996\)015<0004:AERAOL>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1897/1551-5028(1996)015<0004:AERAOL>2.3.CO;2)
- Khaled, A. (2004). Heavy metal concentrations in certain tissues of five commercially important fishes from El-Mex Bay, Alexandria, Egypt. *Egyptian Journal of Aquatic Biology and Fisheries*, 8, 51.
- Khan, A., H.I. Hussain, A. Sattar, M.Z. Khan and R.Z. Abbas, 2014. Toxicopathological aspects of arsenic in birds and mammals: a review. *Int. J. Agric. Biol.*, 16: 1213_1224.
- Khattak, A.S., Zeb, M., & Ali, L. (2019). Biological and heavy metal investigation for drinking water quality assessment of Drosh and Asheriat areas of District Chitral, Pakistan. *Journal of Himalayan Earth Sciences; Peshawar*. Vol 52, N.º 2, (2019): 74.
- Kopec, A. D., Bodaly, R. A., Lane, O. P., Evers, D. C., Leppold, A. J., & Mittelhauser, G. H. (2018). Elevated mercury in blood and feathers of breeding marsh birds along the contaminated lower Penobscot River, Maine, USA. *Science of The Total Environment*, 634, 1563–1579. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.223>
- Krishna, P.V., Jyothirmayi, V., Rao, K.M. (2009). Human health risk assessment of heavy metal accumulation through fish consumption, from Machilipatnam Coast, Andhra Pradesh, India. *Int Res J Public Environ Health* 1:121–125
- Koivula, M. J., & Eeva, T. (2010). Metal-related oxidative stress in birds. *Environmental Pollution*, 158(7), 2359–2370. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.03.013>

Laperche, V., Hellal, J., Maury-Brachet, R., Joseph, B., Laporte, P., Breeze, D., & Blanchard, F. (2014). Regional distribution of mercury in sediments of the main rivers of French Guiana (Amazonian basin). *SpringerPlus*, 3(1). <https://doi.org/10.1186/2193-1801-3-322>

Lerma, M. (2014). Body condition and heavy metal concentration on Blue-footed boobies during breeding season on Isla El Rancho, Sinaloa, Mexico. *Universidad nacional autónoma de México posgrado en Ciencias del Mar y Limnología unidad académica Mazatlán (biología marina)*. 102 pp. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.22279.80808>

Li, F., Huang, J., Zeng, G., Huang, X., Li, X., Liang, J., ... Bai, B. (2014). Integrated Source Apportionment, Screening Risk Assessment, and Risk Mapping of Heavy Metals in Surface Sediments: A Case Study of the Dongting Lake, Middle China. *Human and Ecological Risk Assessment*, 20(5), 1213–1230. <https://doi.org/10.1080/10807039.2013.849479>

Liang, J., Liu, J., Yuan, X., Zeng, G., Lai, X., Li, X., ... Li, F. (2015). Spatial and temporal variation of heavy metal risk and source in sediments of Dongting Lake wetland, mid-south China. *Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 50(1), 100–108. <https://doi.org/10.1080/10934529.2015.964636>

Liu, J., Liang, J., Yuan, X., Zeng, G., Yuan, Y., Wu, H., Huang, X., Liu, J., Hua, S., Li, F., Li, X. (2015). An integrated model for assessing heavy metal exposure risk to migratory birds in wetland ecosystem: A case study in Dongting Lake Wetland, China. *Chemosphere*, 135, 14–19.

Long, G. L., & Winefordner, J. D. (1983). Limit of detection. A closer look at the IUPAC definition. *Analytical Chemistry*, 55(7), 712A–724A. <https://doi.org/10.1021/ac00258a001>

Jinming Luo., Y. & Xiongrui .,Y. (2015). Bioaccumulation and dietary exposure of the Red-Crowned Cranes (*Grus japonensis*) to arsenic in Zhalong Wetland, northeastern China, *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 18:1, 121-129

Madge, S. y H. Burn. (1988). *Waterfowl an Identification Guide to the Ducks, Geese and Swans of the World*. Houghton Mifflin Company, NY. 131-132pp.

Madera-Parra, C. A., Peña-Salamanca, E. J., & Solarte-Soto, J. A. (2014). Efecto de la concentración de metales pesados en la respuesta fisiológica y capacidad de acumulación de metales de tres especies vegetales tropicales empleadas en la fitorremediación de lixiviados provenientes de rellenos sanitarios. *Ingeniería y competitividad*, 16(2), 179–188. <https://doi.org/10.25100/iyc.v16i2.3693>

Magos, L., & Clarkson, T. W. (2006). Overview of the clinical toxicity of mercury. *Annals of Clinical Biochemistry*, 43(4), 257–268. <https://doi.org/10.1258/000456306777695654>

Marrugo N. J. L & Lans E. (2006). Impacto ambiental por contaminación con níquel, mercurio y cadmio en aguas, peces y sedimentos en la cuenca del río San Jorge, en el

departamento de Córdoba. Montería (Córdoba): Centro de Investigaciones (CIUC)-Universidad de Córdoba.

Marrugo-Negrete, Jose, Benitez, L. N., Olivero-Verbel, J., Lans, E., & Gutierrez, F. V. (2010). Spatial and seasonal mercury distribution in the Ayapel Marsh, Mojana region, Colombia. *International Journal of Environmental Health Research*, 20(6), 451–459. <https://doi.org/10.1080/09603123.2010.499451>

Marrugo-Negrete, J., Verbel, J. O., Ceballos, E. L., & Benitez, L. N. (2008). Total mercury and methylmercury concentrations in fish from the Mojana region of Colombia. *Environmental Geochemistry and Health*, 30(1), 21–30. <https://doi.org/10.1007/s10653-007-9104-2>

Marrugo Negrete, J., Pinedo-Hernández, J., Paternina–Uribe, R., Quiroz-Aguas, L., & Pacheco-Florez, S. (2018). Distribución espacial y evaluación de la contaminación ambiental por mercurio en la región de la Mojana, Colombia. *Revista MVZ Córdoba*, 7062–7075. <https://doi.org/10.21897/rmvz.1481>

Marrugo-Negrete, J., Pinedo-Hernández, J., Combatt, E. M., Bravo, A. G., & Díez, S. (2019). Flood-induced metal contamination in the topsoil of floodplain agricultural soils: A case-study in Colombia. *Land Degradation & Development*, 30(17), 2139–2149. <https://doi.org/10.1002/ldr.3398>

Martinez-Haro, M., Green, A. J., & Mateo, R. (2011). Effects of lead exposure on oxidative stress biomarkers and plasma biochemistry in waterbirds in the field. *Environmental Research*, 111(4), 530–538. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2011.02.012>

Mateo, R., Vallverdú-Coll, N., & Ortiz-Santaliestra, M. E. (2013). Intoxicación por munición de plomo en aves silvestres en España y medidas para reducir el riesgo. *Ecosistemas*, 22(2), 61–67. <https://doi.org/10.7818/ecos.2013.22-2.10>

Meoño-Sánchez, Edy R. (2015). Hematología y química sérica del pijije de ala blanca (*Dendrocygna autumnalis*). Universidad de San Carlos de Guatemala Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia escuela de Estudios de Postgrado en Hematología. 17 pp

S.T. Matsumoto, M.S. Mantovani, M.I.A. Malagutti, A.L. Dias, I.C. Fonseca, M.A. Marin-Morales. (2006). Genotoxicity and mutagenicity of water contaminated with tannery effluents, as evaluated by the micronucleus test and comet assay using the fish *Oreochromis niloticus* and chromosome aberrations in onion root-tips, *Genet. Mol. Biol.* 29. 148–158

M.A. Momodu., & C.A. Anyakora. (2010). Heavy metal contamination of ground water: the surulere case study research, *J. Environ. Earth Sci.* 2 (1) 39–43.

Monzalvo-Santos, K., Alfaro-De la Torre, M. C., Chapa-Vargas, L., Castro-Larragoitia, J., & Rodríguez-Estrella, R. (2016). Arsenic and lead contamination in soil and in feathers of three resident passerine species in a semi-arid mining region of the Mexican plateau. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 51(10), 825–832. <https://doi.org/10.1080/10934529.2016.1181451>

Muñoz-Gil, J., Marín-Espinoza, G., Andrade-Vigo, J., Zavala, R., & Mata, A. (2012). Trophic position of the Neotropic Cormorant (*Phalacrocorax brasilianus*): integrating diet and stable isotope analysis. *Journal of Ornithology*, 154(1), 13–18. <https://doi.org/10.1007/s10336-012-0863-x>

Naccari, C., Cristani, M., Cimino, F., Arcoraci, T., & Trombetta, D. (2009). Common buzzards (*Buteo buteo*) bio-indicators of heavy metals pollution in Sicily (Italy). *Environment International*, 35(3), 594–598. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2008.11.002>

Nosheen, N., Abdullah, S., Naz, H., & Abbas, K. (2019). Toxicological Effects of Heavy Metal (Pb+2) on Peroxidase Activity in Freshwater Fish, *Catla catla*. *Pakistan Journal of Agricultural Research*, 32(4). <https://doi.org/10.17582/journal.pjar/2019/32.4.656.661>
Ochoa-acuña, H., Sepúlveda, M. ., & Gross, T. . (2002). Mercury in feathers from Chilean birds: influence of location, feeding strategy, and taxonomic affiliation. *Marine Pollution Bulletin*, 44(4), 340–345. [https://doi.org/10.1016/s0025-326x\(01\)00280](https://doi.org/10.1016/s0025-326x(01)00280)

Olivares, A. (1973). Las ciconiiformes Colombianas. Proyser, Universidad Nacional de Colombia. Bogota, Colombia. 226-233p.

Olivares-Rieumont, S., de la Rosa, D., Lima, L., Graham, D. W., D' Alessandro, K., Borroto, J., Martínez, F., & Sánchez, J. (2005). Assessment of heavy metal levels in Almendares River sediments—Havana City, Cuba. *Water Research*, 39(16), 3945–3953. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.07.011>

Olivero J., & Johnson B. (2002). El lado gris de la minería del oro: La contaminación con mercurio en el norte de Colombia. Editorial Universitaria-Universidad de Cartagena.pp. 120, Cartagena: Alpha Editors.

Olivero-Verbel, J., Agudelo-Frias, D., & Caballero-Gallardo, K. (2013). Morphometric parameters and total mercury in eggs of snowy egret (*Egretta thula*) from Cartagena Bay and Totumo Marsh, north of Colombia. *Marine Pollution Bulletin*, 69(1–2), 105–109. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.01.013>

Olivero-verbel, J., Johnson-restrepo, B., Paz-martinez, R., & Olivero-verbel, R. (2004).Mercury in the aquatic environment of the village of Caimito At the Mojana Region , North of Colombia. *Water, Air, and Soil Pollution*, 409–420.

Olmedo, P., Pla, A., Hernández, A. F., López-Guarnido, O., Rodrigo, L., & Gil, F. (2010). Validation of a method to quantify chromium, cadmium, manganese, nickel and lead in human whole blood, urine, saliva and hair samples by electrothermal atomic absorption spectrometry. *Analytica Chimica Acta*, 659(1–2), 60–67. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2009.11.056>

Olson, V. A., Davies, R. G., Orme, C. D. L., Thomas, G. H., Meiri, S., Blackburn, T. M., Gaston, K. J., Owens, I. P. F., & Bennett, P. M. (2009). Global biogeography and ecology of body size in birds. *Ecology Letters*, 12(3), 249–259. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01281.x>

Pain, D. J., Mateo, R., & Green, R. E. (2019). Effects of lead from ammunition on birds and other wildlife: A review and update. *Ambio*, 48(9), 935–953. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01159-0>

P. Govind., & S. Madhuri. (2014). Heavy metals causing toxicity in animals and fishes, *Res. J. Anim. Vet. Fish. Sci.* 2 17e23.

Pattee, O., and D. Pain. (2003). Lead in the environment. In *Handbook of ecotoxicology*, eds. D.J. Hoffman, B.A. Rattner, G.A. Burton Jr., and J. Cairns Jr, Second ed., pp. 373–408. Boca Raton, Florida, USA: CRC Press.

Pekey, H. (2006). The distribution and sources of heavy metals in Izmit Bay surface sediments affected by a polluted stream. *Marine Pollution Bulletin*, 52(10), 1197–1208. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.02.012>

Pérez, M., F. Cid, D. Hernández, A. L. Oropesa., A. López., L. Fidalgo., & F. Soler. (2005). Contenido de metales pesados en hígado y plumas de aves marinas afectadas por el accidente del “Prestige” en la costa de Galicia. *Revista de Toxicología* 22:191–199

Pinedo-Hernández, J., Marrugo-Negrete, J., & Díez, S. (2015). Speciation and bioavailability of mercury in sediments impacted by gold mining in Colombia. *Chemosphere*, 119, 1289–1295. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.09.044>

Pinowski, J., Romanowski, J., Barkowska, M., Sawicka-Kapusta, K., KaminÂski, P., Kruszewicz, A.G. (1993). Lead and cadmium in relation to body weight and mortality of the house sparrow *Passer domesticus* and tree sparrow *Passer montanus* nestlings. *Acta Ornithologia* 28, 63-67.

Pinto, E., Sigaud-kutner, T. C. S., Leitao, M. A. S., Okamoto, O. K., Morse, D., & Colepicolo, P. (2003). Heavy metal-induced oxidative stress in algae. *Journal of Phycology*, 39(6), 1008–1018. <https://doi.org/10.1111/j.0022-3646.2003.02-193.x>

Plan Municipal para la Gestión del Riesgo. Municipio de San Benito Abad - Sucre. (2012). Unidad Nacional para la Gestión del Riesgo de Desastres. Presidencia de la república - Colombia.

Plaza, P. I., Uhart, M., Caselli, A., Wiemeyer, G., & Lambertucci, S. A. (2018). A review of lead contamination in South American birds: The need for more research and policy changes. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 16(4), 201–207. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.08.001>

Poste, A. E., Muir, D. C. G., Guildford, S. J., & Hecky, R. E. (2015). Bioaccumulation and biomagnification of mercury in African lakes: The importance of trophic status. *Science of the Total Environment*, 506–507, 126–136. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.10.094>

Restall, R., C. R. & M. L. (2006). *Birds of northern South America: an identification guide*. London.: Christopher Helm.

Rúa Cardona, A.F.; Flórez Molina, M.T.; Palacio Baena, J. (2013,). Variations of seasonal and spatial Hg, Pb, Cr and organic matter contents in Ayapel Flood Plain Lake sediments, Córdoba, northwest Colombia. *Rev. Fac. Ing.Univ. Antioquia*. 69, 244–255.

Ruelas-Inzunza, J., & Páez-Osuna, F. (2004). Trace Metals in Tissues of Resident and Migratory Birds from a Lagoon Associated with an Agricultural Drainage Basin (SE Gulf of California). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 47(1). <https://doi.org/10.1007/s00244-004-3101-6>

Russi, D., Ten Brink, P., Farmer, A., Badura, T., Coates, D., Förster, J., Kumar, R., Davidson, N. (2013). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity for Water and Wetlands*. IEEP, London and Brussels; Ramsar Secretariat Gland.

Ruiz-Guerra, C. (2012). Lista de Aves Acuáticas de Colombia. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.2511.8244>

Saavedra, Y., González, A., Fernández, P., & Blanco, J. (2004). The effect of size on trace metal levels in raft cultivated mussels (*Mytilus galloprovincialis*). *Science of the Total Environment*, 318(1–3), 115–124. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(03\)00402-9](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(03)00402-9)
Samour, J., & Naldo, J. L. (2005). Lead Toxicosis in Falcons: A Method for Lead Retrieval. *Seminars in Avian and Exotic Pet Medicine*, 14(2), 143–148. <https://doi.org/10.1053/j.saep.2005.04.009>

Sánchez-Virosta, P., Espín, S., García-Fernández, A. J., & Eeva, T. (2015). A review on exposure and effects of arsenic in passerine birds. *Science of The Total Environment*, 512–513, 506–525. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.01.069>

Sassa, S. (1978). Toxic effects of lead, with particular reference to porphyrin and heme metabolism. In “*Handbook of Experimental Pharmacology*,” Vol. 44. pp. 333-371, Springer Verlag, Berlin.

Scheuhammer, A. M., Meyer, M. W., Sandheinrich, M. B., & Murray, M. W. (2007). Effects of environmental methylmercury on the health of wild birds, mammals, and fish. *Ambio*, 36(1), 12–18. [https://doi.org/10.1579/0044-7447\(2007\)36\[12:EOEMOT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1579/0044-7447(2007)36[12:EOEMOT]2.0.CO;2)

Seewagen, C.L. (2010). Threats of environmental mercury to birds: knowledge gaps and priorities for future research. *Bird Conserv Int* 20:112–123. [doi:10.1017/S095927090999030X](https://doi.org/10.1017/S095927090999030X)

Sun, Y., Li, M., Song, G., Lei, F., Li, D., & Wu, Y. (2017). The role of climate factors in geographic variation in body mass and wing length in a passerine bird. *Avian Research*, 8(1). <https://doi.org/10.1186/s40657-016-0059-9>

B.M. Sheta., M.A. El-Alfy., & H.T. Abd El-Hamid. (2019). A Heavy Metal Exposure Risk assessment Model to Migratory Birds and Human in Burullus Lake, Egypt. *Journal of Bioscience and Applied Research*, Vol.5, No. 2, P.141 -135

Sierra-Marquez, L., Peñuela-Gomez, S., Franco-Espinosa, L., Gomez-Ruiz, D., Diaz-Nieto, J., Sierra-Marquez, J., & Olivero-Verbel, J. (2018). Mercury levels in birds and small rodents from Las Orquideas National Natural Park, Colombia. *Environmental*

Science and Pollution Research, 25(35), 35055–35063. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3359-2>

Society, W. (2016). Influence of Ingested Lead on Body Mass of Wintering Canvasbacks
Author (s): William L . Hohman , Ronald D . Pritchert , Richard M . Pace III , Dennis W . Woolington and Robert Helm Source : The Journal of Wildlife Management , Vol . 54 , No . 2 (Apr .54(2), 211–215.

Suter II, G.W., 2011. Ecological Risk Assessment, second ed. CRC Press, Taylor & Francis group. Boca Raton (Florida).

Swennen, C. (Kees), & Yu, Y.-T. (2005). Food and Feeding Behavior of the Black-faced Spoonbill. Waterbirds, 28 (1), 19–27. [https://doi.org/10.1675/1524-4695\(2005\)028\[0019:fabot\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1675/1524-4695(2005)028[0019:fabot]2.0.co;2)

Tang, W., Zhao, Y., Wang, C., Shan, B., & Cui, J. (2013). Heavy metal contamination of overlying waters and bed sediments of Haihe Basin in China. Ecotoxicology and Environmental Safety, 98, 317–323. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2013.09.038>

Tripathi, B. N., Mehta, S. K., Amar, A., & Gaur, J. P. (2006). Oxidative stress in *Scenedesmus* sp. during short- and long-term exposure to Cu²⁺ and Zn²⁺. Chemosphere, 62(4), 538–544. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.06.031>

Tsipoura, N., Burger, J., Newhouse, M., Jeitner, C., Gochfeld, M., & Mizrahi, D. (2011). Lead, mercury, cadmium, chromium, and arsenic levels in eggs, feathers, and tissues of Canada geese of the New Jersey Meadowlands. Environmental Research, 111(6), 775–784. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2011.05.013>

Van Wyk, E., Van der Bank, F. H., Verdoorn, G. H., & Hofmann, D. (2001). Selected mineral and heavy metal concentrations in blood and tissues of vultures in different regions of South Africa. South African Journal of Animal Science, 31(2). <https://doi.org/10.4314/sajas.v31i2.3831>

Vargas Licona, S. P., & Marrugo Negrete, J. L. (2019). Mercurio, metilmercurio y otros metales pesados en peces de Colombia: riesgo por ingesta. Acta Biológica Colombiana, 24(2), 232–242. <https://doi.org/10.15446/abc.v24n2.74128>

Venkateswarlu, V., Venkatrayulu, C. H., Jhansi, T. C. H., & Bai, L. (2019). Phytoremediation of heavy metal Copper (II) from aqueous environment by using aquatic macrophytes *Hydrilla verticillata* and *Pistia stratiotes*. 7(4), 390–393.

Weller, M. (1999). Wetlands Birds:Habitat resources and conservation implications. Cambridge University Press, New York. xv 277 pp. ISBN 0-521-63326-5.

Witeska, M., Jazierska, B. (2003). The effects of environmental factors on metal toxicity to fish (review). Fresenius Environmental Bulletin, 12, 824–829

Xun, Y., & Xuegang, L. (2015). Heavy Metals in Sediment from Bei Shan River: Distribution, Relationship with Soil Characteristics and Multivariate Assessment of Contamination Sources. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 95(1), 56–60. <https://doi.org/10.1007/s00128-015-1560-2>

Yi, Y., Yang, Z., & Zhang, S. (2011). Ecological risk assessment of heavy metals in sediment and human health risk assessment of heavy metals in fishes in the middle and lower reaches of the Yangtze River basin. *Environmental Pollution*, 159(10), 2575–2585. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.06.011>

Zakaly, H. M., Uosif, M. A., Madkour, H., Tammam, M.,... Issa, S. (2019). Assessment of Natural Radionuclides and Heavy Metal Concentrations in Marine Sediments in View of Tourism Activities in Hurghada City, Northern Red Sea, Egypt. *Journal of Physical Science*, 30(3), 21–47. <https://doi.org/10.21315/jps2019.30.3.3>

Zhang, W. W., & Ma, J. Z. (2011). Waterbirds as bioindicators of wetland heavy metal pollution. *Procedia Environmental Sciences*, 10(PART C), 2769–2774. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2011.09.429>

Anexos

Anexo A. Concentraciones de Hg y Pb en sangre de *Dendrocygna autumnalis* (Piscingo) y *Platalea ajaja* (Pato cuchara) en la primera estación de muestreo

FECHA	TIPO DE MUESTRA	DESCRIPCIÓN	EPA 7473	MTA/MB-011/R92	HGAAS	Masa corporal(g)
			LCM: 0,15 µg/L	LCM: 0,50 µg/L	LC=25 µg As/L	
			µg Hg/ L	µg Pb/L	µg As/L	
220419	Sangre de Pato	Pato Cuchara - 1	1438,82	3,06	Cantidad insuficiente	1360
220419	Sangre de Pato	Pato Cuchara - 2	659,74	0,29	Cantidad insuficiente	1160
220419	Sangre de Pato	Pato Cuchara - 3	528,07	2,42	Cantidad insuficiente	1297
220419	Sangre de Pato	Pato Cuchara - 4	740,02	0,21	Cantidad insuficiente	1130
220419	Sangre de Pato	Pato Cuchara - 5	616,06	20,81	Cantidad insuficiente	1319
220419	Sangre de Pato	Pato Cuchara - 6	555,05	0,36	Cantidad insuficiente	1770
220419	Sangre de Pato	Pato Cuchara - 7	506,24	0,02	Cantidad insuficiente	1568
220419	Sangre de Pato	Pato Cuchara - 8	472,84	1,24	Cantidad insuficiente	1658
220419	Sangre de Pato	Pato Cuchara - 9	1287,88	0,60	Cantidad insuficiente	1785
220419	Sangre de Pato	Pato Cuchara - 10	834,44	0,24	Cantidad insuficiente	1523
220419	Sangre de Pato	Pato Cuchara - 11	766,36	0,13	Cantidad insuficiente	1367
220419	Sangre de Pato	Pato Cuchara -	643,68	0,31	Cantidad insuficiente	1222

		12				
220419	Sangre de Pato	Pato Cuchara - 13	470,27	0,40	Cantidad insuficiente	1264
220419	Sangre de Pato	Pato Cuchara - 14	1307,15	40,37	Cantidad insuficiente	1711
220419	Sangre de Pato	Pato Cuchara - 15	1338,62	0,00	Cantidad insuficiente	1423
220419	Sangre de Pisingo	Pisingo 1	4,09	51,81	Cantidad insuficiente	578
220419	Sangre de Pisingo	Pisingo 2	4,16	46,90	Cantidad insuficiente	590
220419	Sangre de Pisingo	Pisingo 3	4,51	61,33	Cantidad insuficiente	587
220419	Sangre de Pisingo	Pisingo 4	42,01	100,92	Cantidad insuficiente	554
220419	Sangre de Pisingo	Pisingo 5	20,80	8,73	Cantidad insuficiente	558
220419	Sangre de Pisingo	Pisingo 6	37,47	102,21	Cantidad insuficiente	569
220419	Sangre de Pisingo	Pisingo 7	7,23	149,22	Cantidad insuficiente	657
220419	Sangre de Pisingo	Pisingo 8	15,02	109,18	Cantidad insuficiente	587
220419	Sangre de Pisingo	Pisingo 9	3,75	57,48	Cantidad insuficiente	609
220419	Sangre de Pisingo	Pisingo 10	6,32	113,40	Cantidad insuficiente	577
220419	Sangre de Pisingo	Pisingo 11	7,00	260,13	Cantidad insuficiente	646
220419	Sangre de Pisingo	Pisingo 12	6,53	261,41	Cantidad insuficiente	588
220419	Sangre de Pisingo	Pisingo 13	7,42	302,47	Cantidad insuficiente	560
220419	Sangre de	Pisingo 14	4,49	280,96	Cantidad insuficiente	557

	Pisingo					
220419	Sangre de Pisingo	Pisingo 15	7,43	194,32	Cantidad insuficiente	578
220419	Sangre de Pisingo	Pisingo 16	7,27	124,82	Cantidad insuficiente	521
220419	Sangre de Pisingo	Pisingo 17	7,44	929,51	Cantidad insuficiente	538
220419	Sangre de Pisingo	Pisingo 18	9,71	109,56	Cantidad insuficiente	561
220419	Sangre de Pisingo	Pisingo 19	9,12	176,69	Cantidad insuficiente	608
220419	Sangre de Pisingo	Pisingo 20	2,32	333,42	Cantidad insuficiente	566
220419	Sangre de Pisingo	Pisingo 21	1,23	665,78	Cantidad insuficiente	622
220419	Sangre de Pisingo	Pisingo 22	1,81	366,81	Cantidad insuficiente	624

Anexo B. Concentraciones de Hg, Pb y As en sangre de *Dendrocygna autumnalis* (Pisingo) y *Platalea ajaja* (Pato cuchara) en la primera estación de muestreo

Sample	Descripción	µg Pb/Kg	µg Hg/Kg	µg As/Kg HG_AFS	Masa corporal(g)
		40	0,5	25	
Plumas	Pato Cuchara 1	89,15	2660,18	33,12	1360
Plumas	Pato Cuchara 2	45,79	4373,09	54,44	1160
Plumas	Pato Cuchara 3	270,64	6171,47	76,83	1297
Plumas	Pato Cuchara 4	118,40	4622,83	57,55	1130
Plumas	Pato Cuchara 5	76,67	3234,89	40,27	1319
Plumas	Pato Cuchara 6	59,48	3676,00	45,77	1770
Plumas	Pato Cuchara 7	109,69	2878,48	35,84	1568
Plumas	Pato Cuchara 8	76,97	3305,43	41,15	1658
Plumas	Pato Cuchara 9	113,99	3035,69	37,79	1785

Plumas	Pato Cuchara 10	109,26	3370,49	41,96	1523
Plumas	Pato Cuchara 11	<LCM	3965,18	49,37	1367
Plumas	Pato Cuchara 12	91,10	5998,81	74,69	1222
Plumas	Pato Cuchara 13	420,72	3063,28	38,14	1264
Plumas	Pato Cuchara 14	139,78	4204,53	52,35	1711
Plumas	Pato Cuchara 15	59,42	6168,25	76,79	1423
Plumas	Piscingo 1	<LCM	421,97	52,53	578
Plumas	Piscingo 2	<LCM	539,63	67,18	590
Plumas	Piscingo 3	<LCM	395,08	49,19	587
Plumas	Piscingo 4	<LCM	428,56	53,36	554
Plumas	Piscingo 5	61,95	730,93	71,24	558
Plumas	Piscingo 6	<LCM	429,46	53,47	569
Plumas	Piscingo 7	<LCM	520,39	64,79	657
Plumas	Piscingo 8	<LCM	756,89	74,23	587
Plumas	Piscingo 9	<LCM	242,26	30,16	609
Plumas	Piscingo 10	<LCM	348,92	43,44	577
Plumas	Piscingo 11	<LCM	179,25	22,32	646
Plumas	Piscingo 12	<LCM	189,37	23,58	588
Plumas	Piscingo 13	<LCM	533,98	66,48	560
Plumas	Piscingo 14	<LCM	743,47	62,56	557
Plumas	Piscingo 15	<LCM	491,32	61,17	578
Plumas	Piscingo 16	<LCM	340,57	42,40	521
Plumas	Piscingo 17	<LCM	640,20	79,70	538
Plumas	Piscingo 18	<LCM	468,50	58,33	561
Plumas	Piscingo 19	<LCM	699,10	79,04	608
Plumas	Piscingo 20	41,68	709,03	78,27	566
Plumas	Piscingo 21	<LCM	258,18	32,14	622
Plumas	Piscingo 22	<LCM	391,60	48,75	624

Anexo C. Concentraciones de Hg, Pb y As en sangre de *Dendrocygna autumnalis* (Piscingo) y *Phalacrocorax brasilianus* (Pato cuervo) en la segunda estación de muestreo.

TIPO DE MUESTRA	DESCRIPCIÓN	µg Hg/ L	µg Pb/L	µg As/L	Masa corporal(g)
Sangre de Piscingo	Pisingo 1	4,9	24,44	17,53	430
Sangre de Piscingo	Pisingo 2	3,72	40,46	18,36	535
Sangre de Piscingo	Pisingo 3	1,55	36,18	29,91	485
Sangre de Piscingo	Pisingo 5	14,08	13,77	3,71	554
Sangre de Piscingo	Pisingo 6	11,26	12,87	3,02	525
Sangre de Piscingo	Pisingo 7	5,42	7,62	2,49	463
Sangre de Piscingo	Pisingo 8	4,38	11,86	8,15	487
Sangre de Piscingo	Pisingo 9	6,20	25,33	11,38	587
Sangre de Piscingo	Pisingo 10	5,02	9,57	7,48	479
Sangre de Piscingo	Pisingo 11	7,81	7,06	5,68	485
Sangre de Piscingo	Pisingo 12	14,58	12,37	10,76	566
Sangre de Piscingo	Pisingo 13	5,47	5,58	1,73	461
Sangre de Piscingo	Pisingo 14	6,36	6,18	1,96	463
Sangre de Piscingo	Pisingo 15	7,12	250,35	122,72	580
Sangre de Piscingo	Pisingo 16	5,23	186,75	96,09	549
Sangre de Piscingo	Pisingo 17	3,78	122,41	68,80	505
Sangre de Piscingo	Pisingo 18	2,15	157,35	87,93	507
Sangre de Piscingo	Pisingo 19	3,24	216,82	103,49	566
Sangre de Piscingo	Pisingo 20	1,87	108,98	57,33	503
Sangre de Piscingo	Pisingo 21	3,39	232,90	106,73	568
Sangre de Piscingo	Pisingo 22	2,99	208,17	98,98	550
Sangre de Piscingo	Pisingo 23	3,66	280,55	124,54	589
Sangre de Piscingo	Pisingo 24	4,23	144,47	143,55	605
Sangre de Piscingo	Pisingo 25	2,84	136,47	119,53	495
Sangre de Pato cuervo	Pato cuervo 1	201,98	44,48	25,27	1414

Sangre de Pato cuervo	Pato cuervo 2	175,35	32,24	15,79	1235
Sangre de Pato cuervo	Pato cuervo 3	188,46	77,06	28,10	1345
Sangre de Pato cuervo	Pato cuervo 4	238,33	58,46	23,82	1508
Sangre de Pato cuervo	Pato cuervo 5	246,79	42,56	16,36	1345
Sangre de Pato cuervo	Pato cuervo 6	206,36	22,15	16,00	1241
Plumas de Pisingo	Pisingo 1	376,67	776,75	494,80	430
Plumas de Pisingo	Pisingo 2	487,35	1254,69	801,39	535
Plumas de Pisingo	Pisingo 3	426,34	1070,62	786,03	485
Plumas de Pisingo	Pisingo 4	358,06	854,36	503,67	465
Plumas de Pisingo	Pisingo 5	411,45	1497,13	358,50	554
Plumas de Pisingo	Pisingo 6	393,85	1643,70	307,32	525
Plumas de Pisingo	Pisingo 7	275,83	856,86	249,06	463
Plumas de Pisingo	Pisingo 8	425,40	801,37	489,20	487
Plumas de Pisingo	Pisingo 9	654,25	1112,35	889,09	587
Plumas de Pisingo	Pisingo 10	524,37	754,05	523,10	479
Plumas de Pisingo	Pisingo 11	498,74	635,79	627,95	485
Plumas de Pisingo	Pisingo 12	676,62	982,88	759,59	566
Plumas de Pisingo	Pisingo 13	293,85	771,25	211,92	461
Plumas de Pisingo	Pisingo 14	301,87	712,04	302,87	463
Plumas de Pisingo	Pisingo 15	359,01	1596,99	691,89	580
Plumas de Pisingo	Pisingo 16	542,19	517,38	627,57	549
Plumas de Pisingo	Pisingo 17	411,39	267,02	449,22	505
Plumas de Pisingo	Pisingo 18	537,50	254,83	572,69	507
Plumas de Pisingo	Pisingo 19	584,25	480,53	593,89	566
Plumas de Pisingo	Pisingo 20	487,55	243,99	548,32	503
Plumas de Pisingo	Pisingo 21	635,68	494,17	572,17	568
Plumas de Pisingo	Pisingo 22	511,78	546,74	658,47	550
Plumas de Pisingo	Pisingo 23	401,36	1428,57	766,29	589
Plumas de Pisingo	Pisingo 24	199,83	1318,58	2935,81	605
Plumas de Pisingo	Pisingo 25	186,37	967,06	1937,65	495

Anexo D. Concentraciones de Hg, Pb y As en plumas de *Dendrocygna autumnalis* (Pisingo) y *Phalacrocorax brasilianus* (Pato cuervo) en la segunda estación de muestreo.

TIPO DE MUESTRA	DESCRIPCIÓN	µg Hg/ L	µg Pb/L	µg As/L	Masa corporal(g)
Plumas de Pisingo	Pisingo 1	376,67	776,75	494,80	430
Plumas de Pisingo	Pisingo 2	487,35	1254,69	801,39	535
Plumas de Pisingo	Pisingo 3	426,34	1070,62	786,03	485
Plumas de Pisingo	Pisingo 4	358,06	854,36	503,67	465
Plumas de Pisingo	Pisingo 5	411,45	1497,13	358,50	554
Plumas de Pisingo	Pisingo 6	393,85	1643,70	307,32	525
Plumas de Pisingo	Pisingo 7	275,83	856,86	249,06	463
Plumas de Pisingo	Pisingo 8	425,40	801,37	489,20	487
Plumas de Pisingo	Pisingo 9	654,25	1112,35	889,09	587
Plumas de Pisingo	Pisingo 10	524,37	754,05	523,10	479
Plumas de Pisingo	Pisingo 11	498,74	635,79	627,95	485
Plumas de Pisingo	Pisingo 12	676,62	982,88	759,59	566
Plumas de Pisingo	Pisingo 13	293,85	771,25	211,92	461
Plumas de Pisingo	Pisingo 14	301,87	712,04	302,87	463
Plumas de Pisingo	Pisingo 15	359,01	1596,99	691,89	580
Plumas de Pisingo	Pisingo 16	542,19	517,38	627,57	549
Plumas de Pisingo	Pisingo 17	411,39	267,02	449,22	505
Plumas de Pisingo	Pisingo 18	537,50	254,83	572,69	507
Plumas de Pisingo	Pisingo 19	584,25	480,53	593,89	566
Plumas de Pisingo	Pisingo 20	487,55	243,99	548,32	503
Plumas de Pisingo	Pisingo 21	635,68	494,17	572,17	568
Plumas de Pisingo	Pisingo 22	511,78	546,74	658,47	550
Plumas de Pisingo	Pisingo 23	401,36	1428,57	766,29	589
Plumas de Pisingo	Pisingo 24	199,83	1318,58	2935,81	605
Plumas de Pisingo	Pisingo 25	186,37	967,06	1937,65	495

Plumas de pato cuervo	Pato cuervo 1	1936,73	7108,44	3587,77	1414
Plumas de pato cuervo	Pato cuervo 2	1457,41	7035,14	1122,98	1235
Plumas de pato cuervo	Pato cuervo 3	1237,72	7389,06	2393,82	1345
Plumas de pato cuervo	Pato cuervo 4	1856,29	8331,40	3015,50	1508
Plumas de pato cuervo	Pato cuervo 5	1186,06	7559,65	2581,36	1345
Plumas de pato cuervo	Pato cuervo 6	1335,85	6954,38	1672,58	1241

Anexo E. Fotografías de las aves muestreadas



Toma de muestras de sangre de *Dendrocygna autumnalis*



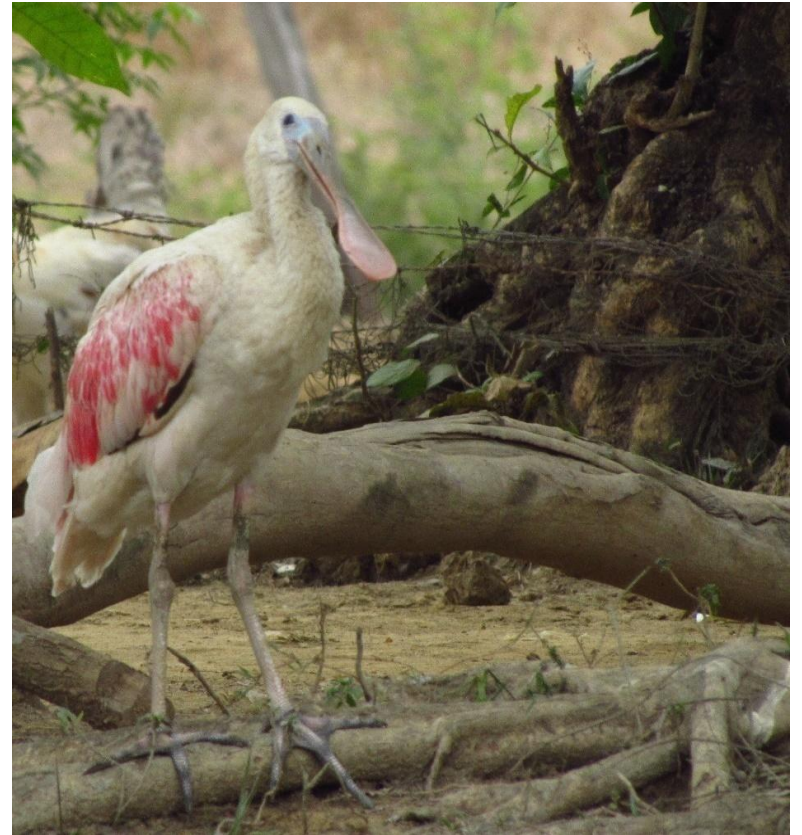
Dendrocygna autumnalis



Dendrocygna autumnalis en humedales de la región de la Mojana



Toma de muestras de sangre de *Platalea ajaja*



Platalea ajaja



Platalea ajaja en humedales de la región de la Mojana



Phalacrocorax brasilianus