

**ORIGINAL ARTICLE / ARTÍCULO ORIGINAL****HEAVY METALS IN THE SCALED DOVE (*COLUMBINA SQUAMMATA* LESSON 1831),  
FROM STATE OF SUCRE, VENEZUELA****PRESENCIA DE METALES PESADOS EN LA PALOMITA MARAQUITA (*COLUMBINA SQUAMMATA* LESSON 1831), DEL ESTADO SUCRE, VENEZUELA**María Alpino-Cabrera<sup>1</sup>; Jorge Muñoz-Gil<sup>2</sup> & Gedio Marín-Espinoza<sup>1\*</sup><sup>1</sup> Laboratorio de Ecología de Aves, Departamento de Biología, Universidad de Oriente, Núcleo de Sucre, Avenida Universidad, Cerro Colorado, Cumaná, Estado Sucre, Venezuela.<sup>2</sup> Centro de Investigaciones Ecológicas Guayacán, Universidad de Oriente, Cumaná, Estado Sucre, Venezuela.\*autor corresponsal: e-mail: [gediom@yahoo.com](mailto:gediom@yahoo.com)

Dirección postal: Urbanización Villa Olímpica, Bloque 03, Apto 01-03, Cumaná, Estado Sucre, Venezuela.

The Biologist (Lima), 14(1), jan-jun: 45-63.

**ABSTRACT**

Concentrations of lead (Pb), cadmium (Cd), zinc (Zn), copper (Cu) and chromium (Cr), were determined in Scaled Dove (*Columbina squammata*). To do so, ten specimens were captured in an agriculture sector from state of Sucre, Venezuela. We extracted 1.5 ml of blood by a puncture in the radial vein, and we removed feathers of chest and wings (remiges); these feathers were weighed and digested in a digester oven (HNO<sub>3</sub>, 65%). Subsequently, Pb, Cd, Zn, Cu and Cr presence were analysed by using an Atomic Absorption Spectrophotometer matched to an acetylene-flow and deuterium background correction. In compared tissue samples, we did not detect Cr. Except for Cd, the heavy metals showed significant differences. The feathers showed higher concentrations than blood, because they are inert structures and they can bioaccumulate metals during their growth, eliminating metals, partially, during the feather moult, and, internally, during transport of metals in the bloodstream and their fixation to keratin. The low levels of metal concentrations obtained in blood reflect their immediate absorption from food consumed less than one week before we extracted the samples. Zn levels were highest in both tissues; however, these levels are regarded toxicologically innocuous. In general, the heavy metal concentrations determined in Scaled Dove are not alarming considering the intense agricultural activity in the area.

**Keywords:** *Columbina squammata* – heavy metals – feathers – blood.

## RESUMEN

Se determinaron las concentraciones de los metales plomo (Pb), cadmio (Cd), zinc (Zn), cobre (Cu) y cromo (Cr) en muestras de sangre y plumas de la Palomita Maraquita (*Columbina squammata*). Diez individuos fueron capturados en una localidad rural agrícola del estado Sucre, Venezuela, y a cada uno se le extrajo 1,5 ml de sangre a través de la vena radial, y se tomaron plumas del pecho y las remeras, las cuales se pesaron y digirieron ( $\text{HNO}_3$  al 65%) en un horno digestor; posteriormente se analizaron en un Espectrofotómetro de Absorción Atómica con flujo de aire-acetileno y corrector de fondo de deuterio. Al comparar ambos tejidos no se detectó presencia de Cr; en el resto, excepto el Cd, existieron diferencias significativas. Las plumas arrojaron mayores concentraciones de metales que la sangre, quizá porque son estructuras inertes que van bioacumulando metales durante su crecimiento, para luego eliminarlos con la muda periódica; estos metales pueden ser incorporados de fuentes externas durante el acicalamiento y/o la exposición directa de las plumas a los mismos, e internamente durante el transporte de los metales por el torrente sanguíneo y fijarse a la queratina. Los bajos niveles de metales pesados encontrados en sangre reflejarían su absorción directa inmediata del alimento consumido, en menos de una semana, antes de la toma de muestras. Los niveles de Zn fueron los más altos en ambos tejidos; no obstante, a los niveles obtenidos es toxicológicamente inocuo. En general, las concentraciones de los metales pesados obtenidos en las palomas no se consideran alarmantes a pesar de que la zona presenta una intensa actividad agrícola.

**Palabras clave:** *Columbina squammata* – metales pesados – plumas – sangre.

## INTRODUCCIÓN

Generalmente, la toxicidad de los metales pesados es proporcional a la facilidad con que son absorbidos por los seres vivos. Uno de los factores que determina su peligrosidad es que, aun cuando se encuentren presentes en cantidades bajas e indetectables, se pueden bioacumular en los seres vivos (Pagnanelli *et al.* 2000), generando problemas ecotoxicológicos, ya que, una vez que entran en la cadena trófica, se produce un proceso conocido como biomagnificación, haciendo que en los niveles superiores de esta cadena la concentración de metales pesados llegue a ser tan elevada que se vuelva toxigénica, aunque en el ambiente más próximo no exista un problema de contaminación por los mismos (Sharma *et al.* 2006). Tanto es así, que pueden, inclusive, desestabilizar la integridad

estructural y funcional de los ecosistemas (He *et al.* 2005, Qadir & Malik 2009).

De cualquier modo, en el caso de los metales pesados sus efectos tóxicos en las aves no solo van a depender de su concentración en los tejidos, sino que van a estar influenciados por factores como especie, edad, sexo, hábitat, condiciones climáticas y nivel y duración de la exposición (Becker 2003), aunque condicionados, mayoritariamente, por la dieta, patrones de migración y tiempo de residencia (Kim & Oh 2013).

Debido a que ocupan niveles medios y altos en la cadena alimentaria y son de amplia distribución, las aves están entre los organismos más utilizados en los estudios ecotoxicológicos de metales pesados (e.g. Eens *et al.* 1999, Burger & Gochfeld 2000, Janssens *et al.* 2002, Hollamby *et al.* 2004, Nam & Lee 2006a, 2006b, Scheifler *et al.*

2006, Hernandez & Margalida 2009, Brait & Antoniosi Filho 2011); de hecho, se ha demostrado que la presencia de metales pesados en sus cuerpos está relacionada con varias características biológicas, como la intensidad del plumaje (Eeva *et al.* 1998), diversidad genética (Eeva *et al.* 2006), éxito reproductivo (Evers *et al.* 2008, Nam & Lee 2006b), mineralización ósea (Gangoso *et al.* 2009) y respuestas inmunohumorales (Snoeijs *et al.* 2004), además de estar asociada al letargo, la asimetría alar y conductas aberrantes durante la incubación (Evers *et al.* 2008).

Sin embargo, ya que en muchos casos las aves están protegidas, es conveniente utilizar técnicas no invasivas para determinar contaminantes en sus tejidos, por ejemplo, a través de la obtención de pequeñas muestras de sangre y plumas (Mateo *et al.* 1999, Frantz *et al.* 2012); además, dada la especial toxicocinética de los elementos inorgánicos, la elección del tejido sobre el que se va a realizar la determinación analítica de metales posee una enorme importancia, puesto que los metales tienden a acumularse con mayor selectividad en unos tejidos que en otros (Arcos *et al.* 2002).

En este sentido, las plumas tienen ventajas sobre otros tejidos pues son fáciles de recolectar y almacenar, ya que no necesitan refrigeración y se pueden extraer en vivo siendo particularmente apropiadas para especies en declive (Weyers *et al.* 1988, Burger 1996). La captación de metales por las plumas se puede producir de tres maneras: a través de los alimentos y la incorporación durante el crecimiento de las plumas, durante el acicalamiento y por contacto directo con el aire, el agua, el suelo y las plantas (Dauwe *et al.* 2002). Las aves son capaces de eliminar una parte sustancial de la carga de metales a través de su plumaje durante el período de muda (Burger 1993), por lo que la concentración interna de algunos metales pesados durante la

muda puede no ser constante (Altmeyer *et al.* 1991).

Otro método es la recolección de sangre, la cual brinda información sobre la frecuencia de exposición, la estacionalidad y los alimentos asociados con la exposición a metales pesados (Mateo *et al.* 1999). Tanto la sangre como el plasma y el suero sanguíneo han sido utilizados con éxito para la evaluación de la exposición a metales pesados en las aves, incluso utilizando volúmenes de muestras muy pequeños (Gómez *et al.* 2011). Como resultado se obtienen niveles de contaminantes que reflejan, por un lado, la exposición a corto plazo (ingesta diaria inmediata), y, por el otro, fenómenos fisiológicos, como la movilización de reservas para producir un aumento de volumen sanguíneo al inicio de la muda (Martínez *et al.* 2009).

En vista de que los metales pesados subyacen regularmente en agroecosistemas (He *et al.* 2005, Martínez *et al.* 2009) y que las palomas han sido utilizadas como bioindicadores de contaminación por estos elementos (Nam & Lee 2006c), principalmente en zonas urbanas (Schilderman *et al.* 1997), y, adicionalmente, no existen trabajos detallados en Venezuela sobre metales pesados en aves colúmbidas como biomonitores, y que hoy día las aves, y en general la vida silvestre, vienen experimentando serias amenazas provocadas por las actividades humanas (Azimi *et al.* 2003), se diseñó este estudio ecotoxicológico para verificar la presencia de los metales pesados plomo (Pb), cadmio (Cd), zinc (Zn), cobre (Cu) y cromo (Cr), en la Palomita Maraquita (*Columbina squammata*), una especie categorizada como no amenazada, según BirdLife International, esencialmente granívora (Muñoz *et al.* 2005), proveniente de un sector rural de alta vocación agrícola, en el estado Sucre, Venezuela. Este estudio pretende contribuir a una mejor comprensión de la bioacumulación de metales pesados en aves de niveles tróficos medios.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

Está ubicada en la localidad de San Juan de Macarapana (10° 22' 2.17" N; 64° 11' 6.99" W), a 43 msnm, al Sur de la ciudad de Cumaná, estado Sucre, Venezuela (Figura 1). El área está caracterizada por bosques maduros tropófilos y de galería, entremezclados con parcelas cultivadas y vegetación arbustiva secundaria, generadas luego de episodios recurrentes de tala y/o quema, con asentamientos poblacionales y carreteras cercanas (Marín *et al.* 2011).

### De campo

Se realizó un único muestreo en noviembre de 2012, capturándose un total de diez individuos, lo permitido por el Ministerio del Poder Popular para el Ambiente (Ley de Protección a la Fauna Silvestre: Tít. I-Cap. 1- Art. 6/Tít. II-Cap. 1-Art.14), utilizando redes de niebla de 9 y 12 m, con una abertura de malla de 22 mm, desde las 6:00 am hasta las 10:00 am y de 3:00 a 5:00 pm hasta completar el número de individuos.

A cada una de las aves capturadas se les extrajo 1,5 ml de sangre con jeringas, mediante una punción en la vena radial, dejándose luego coagular. A continuación se extrajeron plumas del pecho y plumas remeras, las cuales fueron colocadas en bolsas plásticas herméticamente cerradas, previamente rotuladas. Tanto la sangre como las plumas se mantuvieron refrigeradas a 4°C hasta su posterior procesamiento.

### De laboratorio

Para eliminar la contaminación con metales pesados, todo el material utilizado (balones aforados, vasos de precipitados, tijeras, pinzas) se lavó previamente con agua desionizada. Igualmente, los vasos para la digestión eran lavados tras cada utilización mediante el llenado hasta la mitad con agua

desionizada (Adout *et al.* 2007).

### Determinación de metales pesados en sangre y plumas

Para obtener los metales en solución, se llevó a cabo un proceso de digestión ácida que se realizó en un horno digestor de microondas Milestone, modelo Sk-10. Para la digestión se tomaron 0,5 g de cada muestra de sangre coagulada y 0,1 g de plumas. Posteriormente, cada muestra se agregó en los vasos de digestión, para luego añadirle 10 mL de ácido nítrico al 65% (en el caso de la sangre) y 5 mL de ácido nítrico al 65% (en el caso de las plumas). Seguidamente se colocaron en el microondas a una potencia de 1000 watts y temperatura de 180°C por 25 min. Luego se dejó enfriar, y se agregó el contenido a un balón aforado de 25 mL enrasado con agua desionizada para las muestras de sangre, y en balones aforados de 10 mL enrasado con agua desionizada para las muestras de plumas. La preparación de las muestras en los vasos de digestión se trató de un carrusel de cinco vasos, cuatro para muestras y uno para control o blanco en el cual solo se agregó ácido nítrico. Para la calibración del equipo se prepararon patrones de lecturas de Pb, Cd, Zn, Cu y Cr, y se realizaron las respectivas curvas de calibración para cada metal (Figura 2).

Finalmente, en un espectrofotómetro de absorción atómica Perkin-Elmer 3110 con flujo de aire-acetileno y corrector de fondo de deuterio, se realizaron las lecturas de los metales pesados, a una longitud de onda específica para cada metal (Tabla 1). Las concentraciones de los metales se expresaron en  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ , los cuales fueron calculados a través de la siguiente fórmula:  $\text{Masa del metal} = (\text{LE} - \text{LB}) \times \text{VM} \times \text{PM}^{-1}$ ; donde: LE = lectura del equipo. LB = lectura del blanco. VM = volumen de la muestra. PM = peso de la muestra (g).

### Análisis Estadísticos

Debido a que no se cumplieron los supuestos,

los datos fueron procesados a través de la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis, haciendo uso del programa STATGRAPHICS plus 5.0. Los datos fueron representados mediante gráficos de cajas y bigotes (Boyer *et al.* 1997).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En ambos tejidos no se detectó Cr. En el resto de los metales, los valores más altos se obtuvieron en plumas en comparación con la sangre (Tabla 2). En general, las concentraciones de los metales pesados obtenidos en las palomas no se consideran alarmantes a pesar de que la zona presenta una intensa actividad agrícola.

### Contenido de plomo

La concentración promedio de Pb en plumas fue más alta ( $1,00 \pm 16,50 \mu\text{g g}^{-1}$ ) en comparación con la sangre ( $0,001 \pm 0,38 \mu\text{g g}^{-1}$ ). Al comparar ambos tejidos se pudieron notar diferencias muy significativas (KW=14,5149\*\*; $p < 0,05$ ) (Figura 3).

La intoxicación por Pb en aves terrestres ha sido ampliamente estudiada en América y Europa (Fisher 2006), y ha sido particularmente severa en aves rapaces y carroñeras (e.g., Bezzel & Fünfstück 1995, Kramer & Redig 1997, Kim *et al.* 1999, Mateo *et al.* 1999, Clark & Scheuhammer 2003, Herlander *et al.* 2009, Krone *et al.* 2009, Jenni *et al.* 2015).

El Pb es un metal pesado de gran persistencia ambiental, que puede ser incorporado al medio de múltiples formas, principalmente por actividades humanas de tipo industrial, minera y cinegética. Las principales emisiones de Pb hacia el ambiente son primeramente hacia el aire (el cual es el mayor receptor de este metal) mediante actividades mineras e industriales, y por la combustión de vehículos automotores el cual representa el 50-90% del Pb emitido al aire. Desde el aire, éste se distribuye prácticamente a todos los componentes ambientales y es absorbido por las aves a través de la vía digestiva, y por inhalación y deposición en los pulmones (Goyer 1996). Una vez absorbido, la mayor parte del Pb se distribuye por el torrente sanguíneo unido principalmente a la hemoglobina de los eritrocitos.

En su distribución al hígado, riñón y a otros tejidos blandos como cerebro, pulmón, corazón y músculo, los niveles de Pb en sangre disminuyen progresivamente como consecuencia de su acumulación en el tejido óseo, el cual se considera el tejido acumulador por excelencia (García 1994). En este sentido, el Pb en sangre es un buen indicador de la exposición reciente, mientras que la exposición crónica puede ser estimada en tejidos acumuladores como huesos y plumas, entre otros (Burger & Gochfeld 2000, Dauwe *et al.* 2002).

Las plumas suponen un indicador de exposición al Pb y metales pesados en general,

**Tabla 1.** Diferentes longitudes de ondas, slit y rango lineal ( $\text{mg l}^{-1}$ ) para los metales analizados por espectrofotometría de absorción atómica (Método Impact Bead).

Metal	Longitud de Onda (nm)	Slit (nm)	Rango Linear (mg/l)
Plomo	217,0	0,7	5,0
Cadmio	228,8	0,7	1,0
Zinc	213,9	0,7	0,2
Cobre	324,8	0,7	2,0
Cromo	357,9	0,7	3,0

debido a que durante su desarrollo inicial son irrigadas por vasos sanguíneos; una vez asociado y depositado a la queratina, el Pb es inmovilizado (Lewis & Furness 1991). No obstante, la determinación de Pb en plumas (a pesar de que las concentraciones suelen ser bastante elevadas en este tejido) pudiera resultar sesgada, ya que su contenido puede reflejar más bien la exposición crónica a largo plazo que la exposición aguda, lo que la hace ser menos fiable para estudiar la exposición al Pb de una especie a lo largo del año (Pain 1989). Uno de los problemas para establecer niveles que diferencien intoxicaciones agudas, crónicas y subletales, a partir de las concentraciones presentes en tejidos, es conocer las concentraciones de bases consideradas como “no exposición” (García 1994). Una concentración de  $10 \mu\text{gg}^{-1}$  fue propuesta como nivel umbral que indica una moderada exposición de Pb (Daury *et al.* 1993), aunque luego fue establecida como  $6 \mu\text{gg}^{-1}$  (Clark & Scheuhammer 2003).

Pain *et al.* (2005), en plumas del Águila Imperial Ibérica (*Aquila adalberti* Brehm 1861), tomaron como valor de referencia  $15 \mu\text{gg}^{-1}$  para exposiciones moderadas. A pesar de que las concentraciones de Pb en plumas en esta investigación están referidas a una exposición moderada, no representa riesgo alguno para las poblaciones de palomita maraquita ya que no se observaron síntomas de intoxicación (saturnismo o plumbismo) ni problemas fisiológicos al momento del

muestreo, lo cual sugiere una mayor resistencia de esta especie al Pb.

Con respecto a los niveles de Pb en sangre se evaluó la exposición reciente a este metal, confirmando la baja contaminación presente en las aves ( $0,001 \pm 0,38 \mu\text{gg}^{-1}$ ), ya que los niveles detectados en la Paloma Maraquita se encuentran por debajo de los señalados por otros autores. Abduljaleel *et al.* (2012) analizaron niveles de Pb en sangre y plumas de *Gallus gallus domesticus* L. 1758 y *Coturnix coturnix japonicus* Temminck & Schlegel 1849, obteniendo una concentración mayor de Pb en plumas que en sangre, aunque siendo más bajos que los determinados en este estudio; por su parte, Guillén (2009), en sangre y plumas de la lechuza *Otus scops* L. 1758 obtuvo resultados similares a los obtenidos en este estudio. En contraste, Locke & Bagley (1967), en la Tórtola Rabuda, *Zenaida macroura* L. 1758, hallaron una correlación entre su infestación con el protozooario *Trichomonas gallinae* Rivolta 1878 y la exposición al Pb de este colúmbido.

En Argentina, Cid *et al.* (2009) obtuvieron niveles dañinos de Pb ( $4,69 \mu\text{gg}^{-1}$ ) en el hígado del Cristofué (*Pitangus sulphuratus* L. 1766), un passeriforme omnívoro. En Alemania y Austria, Kenntner *et al.* (2001), en muestras de hígado de cadáveres del Pigargo Europeo (*Haliaeetus albicilla*), hallaron niveles letales de Pb (5 ppm).

**Tabla 2.** Contenido de metales pesados en sangre ( $\mu\text{gg}^{-1}$ ) y plumas ( $\mu\text{gg}^{-1}$ ) de *Columbina squammata* en la localidad de San Juan de Macarapana, estado Sucre, Venezuela. No detectado (ND).

Sangre	Pb	Cd	Zn	Cu	Cr
Media	0,10	0,12	7	0,27	0
DE	0,13	0,09	4,76	0,15	0
Min- Max	$0,00 \pm 0,38$	$0,00 \pm 0,30$	$1,00 \pm 17$	$0,10 \pm 0,53$	ND
Plumas	Pb	Cd	Zn	Cu	Cr
Media	5,89	0,33	73,5	6,87	0
DE	5,96	0,29	10,28	1,50	0
Min- Max	$1,00 \pm 16,50$	$0,00 \pm 0,70$	$55,5 \pm 85,5$	$5,00 \pm 9,6$	ND

Kim & Oh (2013) afirman que las diferencias que hallaron en las concentraciones de Pb en tres especies de garzas pudieran estar asociadas con sus movimientos migratorios y características alimentarias. Por otra parte, se ha determinado que cuando los análisis de contaminación por metales pesados, como Pb y Cd, se practican en pichones, éstos reflejarían una exposición reciente (Hargreaves *et al.* 2010, Kim & Koo 2007; Kim *et al.* 2010), mientras que en aves adultas revelarían una exposición a más largo plazo, de dos meses cuando mínimo (Ferns & Anderson 1994, 1997).

#### Contenido de Cadmio

De todos los metales analizados, el Cd mostró las concentraciones más bajas de en ambos tejidos. Al comparar los niveles de Cd en sangre y plumas se observó que en esta última la concentración fue un poco más alta ( $0,001 \pm 0,70 \mu\text{gg}^{-1}$ ) en relación con la sangre ( $0,001 \pm 0,30 \mu\text{gg}^{-1}$ ). Sin embargo al comparar ambos tejidos no se observaron diferencias estadísticamente significativas (KW: 0,329099;  $p > 0,05$ ).

El Cd es relativamente raro en la corteza terrestre, sin función fisiológica conocida. A pesar de que normalmente se encuentra a bajas concentraciones en el suelo y agua, muchas plantas y algunos animales lo absorben eficazmente y lo concentran en sus tejidos (Duffus 1983). Es un metal de tardío descubrimiento que no fue muy utilizado en industrias hasta la década de los 90, momento en el que comenzó a emplearse en multitud de aplicaciones, principalmente en galvanizados, por sus propiedades anticorrosivas. Como posibles fuentes antrópicas de contaminación se pueden nombrar en la aplicación de fertilizantes, aguas residuales, productos de incineración de materiales que contienen Cd, pigmentos en pinturas, plásticos y como cátodo en baterías (Eisler 2000).

Una vez absorbido, la principal vía de eliminación es la urinaria, aunque solo una pequeña fracción de Cd absorbido (0,01%) es eliminada por esta vía; de forma complementaria, también se elimina en hembras durante la formación del huevo (Burger *et al.* 2003). Según García (1994), el



Figura 1. Zona de muestreo en San Juan de Macarapana (círculo).

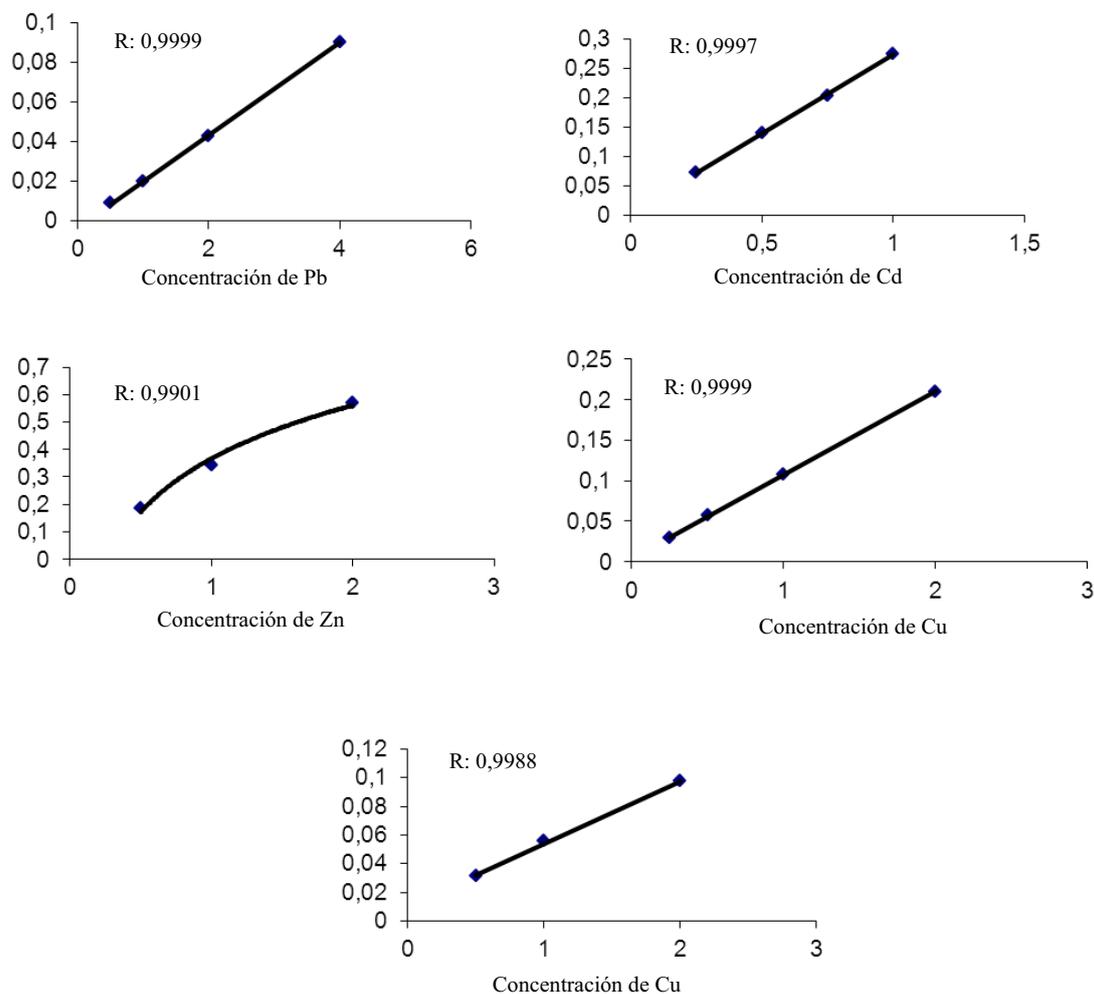


Figura 2. Curvas de calibración para el plomo (Pb), cadmio (Cd), zinc (Zn), cobre (Cu) y cromo (Cr). Eje X: Concentraciones (mL). Eje Y: Absorbancia.

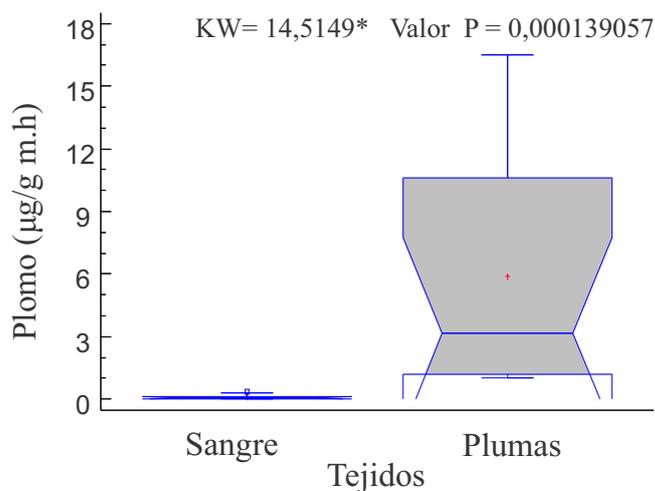
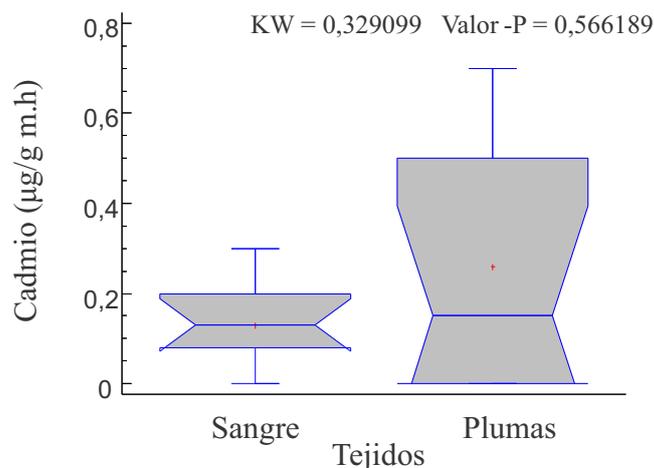


Figura 3. Contenido de plomo en sangre y plumas de *Columbina squammata* en la localidad de San Juan de Macarapana, estado Sucre, Venezuela. Valores expresados en masa húmeda.



**Figura 4.** Contenido de cadmio en sangre y plumas de *Columbiga squammata* en la localidad de San Juan de Macarapana, estado Sucre, Venezuela. Valores expresados en masa húmeda.

análisis de Cd en sangre se puede considerar un apropiado indicador de exposición reciente a este metal, aunque se considera que concentraciones de Cd en sangre inferiores a  $0,5 \mu\text{gdl}^{-1}$  corresponden a valores de exposición de base en humanos.

Se afirma que las concentraciones elevadas de Cd están relacionadas con altos niveles de Zn en los tejidos (Kim & Oh 2013). Las concentraciones de Cd en aves son, por lo general, mayores en riñón, algo menores en hígado y muy bajas en músculo (Thompson 1990); debido a este equilibrio cinético, las concentraciones de Cd en plumas son bajas, como se corroboró en nuestro estudio. Burger & Gochfeld (1994) establecieron valores de  $2 \mu\text{g}^{-1}$  de Cd en plumas como concentraciones relacionadas con distintos desórdenes comportamentales, fisiológicos y alimentarios en las aves.

En Italia, Zaccaroni *et al.* (2003) encontró concentraciones de  $0,17 \mu\text{g}^{-1}$  para Cd en el hígado de la Lechuza Chica (*Athene noctua* Scopoli 1769), y lo consideró inocuo; mientras que Battaglia *et al.* (2005) obtuvieron concentraciones de 0,05 y  $0,01 \mu\text{g}^{-1}$  en Lechuza Chica y el Ratonero Común (*Buteo*

*buteo* L. 1758). En España, Pérez-López *et al.* (2008) obtuvieron niveles de Cd, en este mismo órgano, entre  $0,604$ - $5,416 \mu\text{g}^{-1}$ , siendo este valor más elevado que los obtenidos en el Pigargo Europeo, en Alemania y Austria (Kenntner *et al.* 2001), Polonia (Amarowicz *et al.* 1989) y Japón (Kim *et al.* 1999). En Corea se han conseguido concentraciones altas de Cd en el hígado de diferentes especies de aves como la Chocha Perdiz (*Scolopax rusticola* L. 1758), en garzas (*Egretta alba* L. 1758, *Ardea cinerea* L. 1758, *Nycticorax nycticorax* L. 1758) y en aves playeras (Honda *et al.* 1986, Kim & Koo 2007, Kim *et al.* 2007, Kim *et al.* 2009, Kim & Oh 2013), pero que están por debajo de umbral de toxicidad para Cd (Scheuhammer 1987). No obstante, los valores de algunos metales pesados pudieran verse magnificados por ser estas aves de dieta animal, y parte de la absorción de Cd pudiera incorporarse con el consumo de sus presas, al contrario de la Palomita Maraquita que es esencialmente granívora. Sin embargo, aún no se ha establecido fehacientemente un umbral de toxicidad para Cd en sangre ni márgenes de concentraciones correspondientes a contaminación de base en aves (Martínez *et al.* 2005).

### Contenido de Zinc

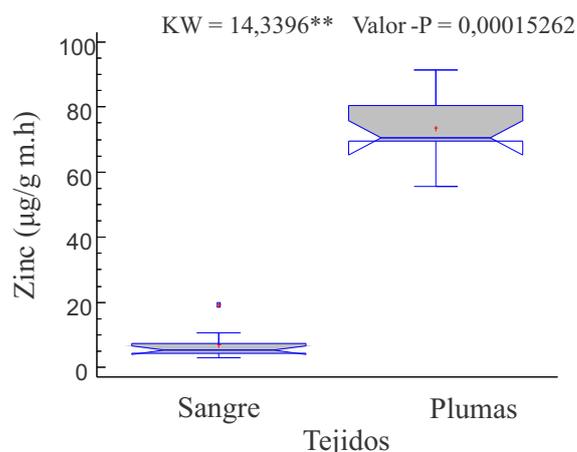
Los valores de Zn fueron los más altos reportados en esta investigación. La concentración promedio de Zn en plumas fue más alta ( $55,5 \pm 85,5 \mu\text{g g}^{-1}$ ) en comparación con la sangre ( $1,00 \pm 17 \mu\text{g g}^{-1}$ ). Al comparar, se pudo denotar que existieron diferencias muy significativas ( $KW=14,3396^{**}$ ;  $p<0,05$ ) entre los dos tejidos analizados (Figura 5).

Desde el punto de vista biótico, el Zn es un elemento esencial para las plantas, los animales y para el funcionamiento de más de setenta enzimas de distintas especies (INTA 1988). La contaminación por Zn es principalmente antropógena como consecuencia de las actividades de electrogalvanizado, procesos de fusión y refinación, drenajes de minería, aguas residuales domésticas e industriales, consumo de combustibles fósiles, residuos sólidos, aguas de escorrentía, corrosión de aleaciones de zinc y superficies galvanizadas (Díaz *et al.* 1993).

La absorción del Zn procedente de la dieta oscila normalmente entre un 20-30%. El aumento en la absorción se ha asociado a un bajo peso corporal, déficit de Zn y presencia de

determinadas prostaglandinas, mientras que una menor absorción está asociada a un exceso de calcio en la dieta o déficit de piridoxina o triptófano (Goyer 1996). El Zn absorbido pasa rápidamente a plasma y se une a la albúmina, B2- macroglobulina y aminoácidos para ser transportados a hígado, páncreas, riñón, bazo y músculo, donde rápidamente se induce la síntesis de metalotioneínas (Cao *et al.* 2002) que secuestran el exceso de Zn, reduciéndose así los efectos dañinos sobre el organismo. En condiciones normales, los complejos de Zn que no pueden ser absorbidos por la mucosa intestinal son eliminados con las heces, siendo la excreción renal mínima (Casey & Hambidge 1980).

La mayoría de los animales pueden tolerar un exceso moderado de Zn en la dieta y regular los niveles en su organismo de forma efectiva. Por este motivo, altas concentraciones de Zn no son alarmantes desde el punto de vista toxicológico, aunque los mecanismos de homeostasis pueden llegar a fracasar cuando las concentraciones de Zn son extremadamente altas (Sileo *et al.* 2004). En este sentido, los niveles séricos de Zn en plumas de aves intoxicadas pueden oscilar



**Figura 5.** Contenido de zinc en sangre y plumas de *Columbina squammata* en la localidad de San Juan de Macarapana, estado Sucre, Venezuela. Valores expresados en masa húmeda.

entre 600 y 3200  $\mu\text{g g}^{-1}$  (Carpenter *et al.* 2004), mientras que una media de 271-313  $\mu\text{g g}^{-1}$  corresponden a aves sanas. Además, el Zn se considera protector contra la toxicidad del Cd (Hutton 1981). Los valores de Zn obtenidos en este estudio ( $55,5 \pm 85,5 \mu\text{g g}^{-1}$ ) están entre los valores correspondientes a aves sanas, coincidiendo con los obtenidos por Rattner *et al.* (2008), en el Águila Pescadora (*Pandion haliaetus* L. 1758), y Abduljaleel *et al.* (2012). Las plumas presentaron mayores concentraciones de Zn que la sangre; en parte, pudiera deberse a que en la pigmentación de las plumas interviene el Zn, entre otros elementos (Klasing 1998). Por ejemplo, la eumelanina es la responsable del color negruzco en plumas y tiene gran afinidad para unirse con varios iones metálicos como el Zn, entre otros (Niecke *et al.* 1999).

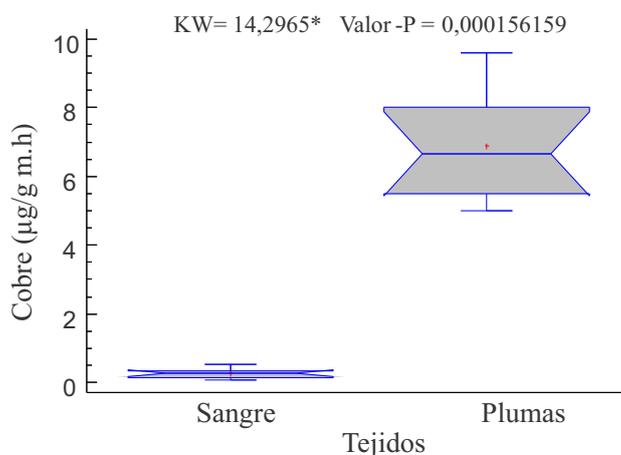
#### Contenido de Cu

La concentración promedio de Cu en plumas fue más alta ( $5,00 \pm 9,6 \mu\text{g g}^{-1}$ ) que en sangre ( $0,10 \pm 0,53 \mu\text{g g}^{-1}$ ), existiendo diferencias significativas (KW=14,2965\*;  $p < 0,05$ ) entre los dos tejidos (Figura 6).

El Cu es uno de los metales traza más abundantes en el medio ambiente y esencial para el crecimiento y metabolismo de todos los

organismos vivos (Eisler 2000). Las fuentes naturales de exposición al Cu son el polvo arrastrado por el viento, los volcanes, la vegetación en descomposición, los incendios forestales y la dispersión marina. Entre las emisiones antrópicas cabe mencionar los hornos de fusión, las fundiciones y refinamiento de hierro, las centrales eléctricas y fuentes de combustión como los incineradores municipales (IPCS 2000); también se pueden encontrar en fertilizantes, pesticidas y fungicidas (Eisler 2000).

La inhalación o absorción cutánea son las vías más probables de incorporación de altos niveles de Cu en el organismo, ya que permiten el paso sin barreras al torrente sanguíneo, mientras que la absorción gastrointestinal está regulada normalmente por las reservas corporales. El exceso de Cu absorbido se une a las metalotioneínas de las células mucosas del tracto gastrointestinal y se elimina cuando esas células mueren y se desprenden (Sarkar *et al.* 1983). El Cu absorbido se transporta en suero unido a albúminas y ceruloplasmidas, y se almacena principalmente en hígado y medula ósea, posiblemente unidos a la metalotioneínas, aunque no es tan buen inductor de estas proteínas como es el Cd o el Zn (Goyer 1996).



**Figura 6.** Contenido de cobre en sangre y plumas de *Columbiga squammata* en la localidad de San Juan de Macarapana, estado Sucre, Venezuela. Valores expresados en masa húmeda.

En aves, la principal vía de eliminación es la biliar (Beck 1996). El Cu es un metal esencial cuya abundancia es capaz de suponer una fuente adicional de estrés para las aves (Debacker *et al.* 2000), e incluso puede exacerbar los efectos tóxicos causados por el Pb (Eisler 1988).

En general, en las décadas de los 70 y 80, los datos que se disponían sobre las concentraciones de Cu en aves eran escasos (Honda *et al.* 1990). Según Chiou *et al.* (1999), niveles superiores a  $250 \mu\text{g g}^{-1}$  podrían causar efectos tóxicos y erosión de la molleja en las aves; de igual modo están asociados, negativamente, con el tamaño de la nidada y los tejidos, la talla corporal, el crecimiento de las plumas, la disminución de las proteínas y las reservas de grasa, y las metalotioneínas (Esselink *et al.* 1995, Stohs & Bagchi 1995, Franson *et al.* 2012). No obstante, los valores determinados en este estudio están muy por debajo, lo cual es indicativo de baja contaminación por este metal.

En retrospectiva, aunque el muestreo fue durante un solo día, se pudiera inferir que la utilización de agroquímicos en esta zona eminentemente agrícola no es frecuente. Por otro parte, en este tipo de estudio, las plumas son de gran importancia ya que pueden acumular mayores concentraciones de algunos metales que generalmente se encuentran en los órganos internos de las aves, debido a que los niveles de metales pesados detectados a partir de éstas son la suma de la contaminación externa, durante el acicalamiento y la exposición directa a los contaminantes ambientales, e interna, a través del transporte de los metales en el torrente sanguíneo que se unen a la queratina cuando se forman las plumas (Dauwe *et al.* 2002). Por ejemplo, en las aves rapaces *Accipiter nisus* L. 1758 (Accipitridae), *Strix aluco* L. 1758, *Athene noctua* Scopoli 1769 (Strigidae) y *Tyto alba* Scopoli 1769 (Tytonidae), Dauwe *et al.* (2003) encontraron fuertes indicios de que los

elementos Pb y Zn son mayoritariamente adquiridos por contaminación externa. Resultados similares se hallaron en el Carbonero Común (*Parus major* L. 1758), un pequeño paserino insectívoro, donde se afirma, además, que la acumulación de metales pesados se incrementa con la edad de la pluma (Jaspers *et al.* 2004), aunque concluyeron que la deposición de Hg y Zn eran de origen endógeno. Estos resultados validarían los resultados determinados en este estudio.

Se debe recordar que las plumas son estructuras inertes en el cual los tóxicos se bioacumulan durante el crecimiento de la misma, y una vez que están totalmente formadas es que se va a generar la atrofia de los vasos sanguíneos y comienza la muda que eventualmente eliminará los metales del tejido. Sin embargo, se ha demostrado que la acumulación de metales en el plumaje es altamente variable entre las especies de aves (Burger 1993); de hecho, debido al proceso de magnificación, las aves ubicadas en los niveles tróficos más altos tienden a presentar mayor concentración de metales pesados (Scheifler 2006, Hofer, 2010). Por otro lado, se ha observado que las plumas de la primera muda presentan mayor cantidad de metales acumulados (Dauwe *et al.* 2003)

Con respecto a la detección de metales en sangre, la eliminación de sustancias tóxicas se da de manera más rápida debido a que ocurren procesos de depuración cada cierto tiempo, aunque dependiendo del metabolismo del ave. En este sentido, los niveles de metales en sangre son un reflejo de la absorción directa inmediata por el alimento consumido en menos de una semana antes de la toma de muestras, movilizándose por los tejidos internos hasta producirse la eliminación por heces, plumas, huevos o la acumulación en los tejidos (Braune & Gaskin 1987).

En fin, la comprensión de cómo las aves que viven en ambientes potencialmente

contaminados absorben los metales pesados y sus respectivas manifestaciones orgánicas, serán puntos cruciales a la hora de tomar decisiones de manejo de los ecosistemas.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abduljaleel, S.; Shuhaimi-othman, M. & Abdusalam, B. 2012. Assessment of trace metal contents in chicken (*Gallus gallus domesticus*) and quail (*Coturnix coturnix japonica*) tissues from Selangor (Malasya). *Journal of Environmental Science and Technology*, 5: 441-451.
- Adout, A.; Hawlena, D.; Maman, R.; Paz-Tal, O. & Karpas, Z. 2007. Determination of trace elements in pigeon and raven feathers by ICPMS. *International Journal of Mass Spectrometry*, 267: 109-116.
- Altmeyer, M.; Dittman, J.; Dmowski, K.; Wagner, G. & Müller, P. 1991. Distribution of elements in flight feathers of a White-tailed Eagle. *Science Total Environment*, 105: 157-164.
- Amarowicz, R.; Szymkiewicz, M.; Glazewski, R.; Korczakowska, B.; Markiewicz, K. & Mellin, M. 1989. Content of chlorinated hydrocarbons, polychlorinated biphenyls and heavy metals in tissue of the White-tailed Eagle and Lesser-spotted Eagle. *Przegląd Zoologii*, 33: 613-617.
- Arcos, J., Ruiz, X.; Bearhop, S. & Furness, R. 2002. Mercury levels in seabirds and their fish prey at the Ebro Delta: the role of trawler discards as a source of contamination. *Marine Ecology Progress Series*, 232: 281-290.
- Azimi, S.; Ludwig, A.; Thévenot, D.R. & Colin, J.L. 2003. Trace metal determination in total atmospheric deposition in rural and urban areas. *The Science of the Total Environment*, 308: 247-256.
- Battaglia, A.; Ghidini, S.; Campanini, G. & Spaggiari, R. 2005. Heavy metal contamination in Little Owl (*Athene noctua*) and Common Buzzard (*Buteo buteo*) from northern Italy. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 60: 61-66.
- Beck, A. 1996. Observations on the copper metabolism of the domestic fowl and duck. *Agriculture Research*, 12: 743-753.
- Becker, P.H. 2003. *Biomonitoring with birds*. In: *Trace metals and other contaminants in the environment bioindicators and biomonitors: Principles, concepts and applications*. Markert, B.A.; Breure, A.M. & Zechmeister H.G. (eds.). Elsevier, Oxford. pp. 677-736.
- Bezzel, E. & Fünfstück, H. -J. 1995. Lead poisoning as a threat to golden eagles (*Aquila chrysaetos*) in the northern Alps? *Journal für Ornithologie*, 136: 294-296.
- Boyer, J.; Fourqurean, J. & Jones, R. 1997. Spatial characterization of water quality in Florida Bay and Whitewater Bay by multivariate analyses: zones of similar influence. *Estuaries*, 20: 743-758.
- Brait, C.H.H. & Antoniosi Filho, N.R. 2011. Use of feathers of feral pigeons (*Columba livia*) as a technique for metal quantification and environmental monitoring. *Environmental Monitoring and Assessment*, 179: 457-467.
- Braune, B. & Gaskin, D. 1987. A mercury budget for the Bonaparte's Gull during autumn moult. *Ornis Scandinavica*, 18: 244-250.
- Burger, J. 1993. Metal in avian feathers; bioindicators of environmental pollution. *Researchs in Environment Toxicology*, 5: 203-311.
- Burger, J. 1996. Heavy metal and selenium levels in feathers of Franklin's Gulls in interior North America. *Auk*, 113: 399-407.
- Burger, J. & Gochfeld, M. 1994. Behavioral

- impairments of lead-injected young herring gulls in nature. *Fundamental and Applied Toxicology*, 23: 553-561.
- Burger, J. & Gochfeld, M. 2000. Metals levels in feathers of 12 species of seabirds from Midway Atoll in the northern Pacific Ocean. *Science of the Total Environment*, 257: 37-52.
- Burger, J.; Diaz, F.; Marafanta, E.; Pounds, J. & Ronson, M. 2003. Methodologies to examine the importance of host factors in bioavailability of metals. *Ecotoxicology Environment Safety*, 56:20-31.
- Cao, J.; Henry, P.; Davis, S.; Cousins, R.; Miles, R.; Littell, R. & Ammerman, C. 2002. Relative bioability of organic zinc sources based on tissue zinc and metallothionein in chicks fed conventional dietary zinc concentrations. *Animal Feeding Science Technology*, 101: 161-170.
- Carpenter, J.; Andrews, G. & Beyer, W. 2004. Zinc toxicosis in a free-flying Trumpeter Swan (*Cygnus buccinator*). *Journal of Wildlife Diseases*, 40: 769-774.
- Casey, C. & Hambidge, K. 1980. *Epidemiological aspect of human zinc deficiency*. In: *Zinc in the environment. Part II: Health effect*. Nriagu, J. & Wiley, J. (eds.). McGraw-Hill, New York. pp. 1-27.
- Clark, A. J. & Scheuhammer, A. M. 2003. Lead poisoning in up-land-foraging birds of prey in Canada. *Ecotoxicology*, 12: 23-30.
- Chiou, P.; Chen, K. & Wu, C. 1999. Effect of high dietary copper on the morphology of gastro-intestinal tract in broiler chickens. *Asian-Australasian Journal of Animal Science*, 12: 548-553.
- Cid, F.D.; Gatica-Sosa, C.; Antón, R.I. & Caviedes-Vidal, E. 2009. Contamination of heavy metals in birds from Embalse La Florida (San Luis, Argentina). *Journal of Environmental Monitoring*, 11: 2044-2051.
- Daury, R.; Schwab, F. & Bateman, M. 1993. Blood lead concentration of waterfowl from un hunted and heavily hunted marshes of Nova Scotia and Prince Edward Islands, Canada. *Journal of Wildlife Diseases*, 29: 577-581.
- Dauwe, T.; Bervoets, L. & Janssens, E. 2002. Blue tit feathers as biomonitors for heavy metal pollution. *Ecological Indicators*, 1: 227-234.
- Dauwe, T.; Bervoets, L.; Pinxten, R.; Blust, R. & Eens, M. 2003. Variation of heavy metals within and among feathers of birds of prey: effects of molt and external contamination. *Environmental Pollution*, 124: 429-436.
- Debacker V.; Jauniaux T.; Coignoul F. & Bouquegneau, J. 2000. Heavy metals contamination and body condition of wintering guillemots (*Uria aalge*) at the Belgian coast from 1993 to 1998. *Environment Research Section A*, 84: 310-317.
- Díaz, J.; Torreblanca, A. & Delramo, J. 1993. *Presencia de metales en el medio*. En: *Metales en sistemas biológicos*. Mas, A. & Ascue, J. (eds.). Promociones y Publicaciones Universitarias, Barcelona. pp. 187-206.
- Duffus, J. 1983. *Toxicología ambiental*. Ed. Omega, Barcelona.
- Eens, M.; Pinxten, R.; Verheyen, R. F.; Blust, R. & Bervoets, L. 1999. Great and blue tits as indicators of heavy metal contamination in terrestrial ecosystems. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 44: 81-85.
- Eeva, T.; Lehtikoinen, E. & Rönkä, M. 1998. Air pollution fades the plumage of the Great Tit. *Functional Ecology*, 12: 607-612.
- Eeva, T.; Belskii, E. & Kuranov, B. 2006. Environmental pollution affects genetic diversity in wild bird populations. *Mutation Research*, 608: 8-15.
- Eisler, R. 1988. *Lead hazards to fish, wildlife, and invertebrates: A synoptic review*. US

- Fish and Wildlife Service Biological report 8, Washington DC.
- Eisler, R. 2000. *Handbook of chemical risk assessment health, hazard to humans, plants and animals*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
- Esselink, H.; Van der Geld, F. M.; Jager, L. P.; Posthuma-Trumpie, G. A.; Zoun, P. E. F. & Baars, A. J. 1995. Biomonitoring heavy metals using the Barn Owl (*Tyto alba guttata*): sources of variation especially relating to body condition. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 28: 471-486.
- Evers, D.C.; Savoy, L.J.; De Sorbo, C.R.; Yates, D.E.; Hanson, W.; Taylor, K.M.; Siegel, L.S.; Cooley Jr., J.H.; Bank, M.S.; Major, A.; Munney, K.; Mower, B.F.; Vogel, H.S.; Schoch, N.; Pokras, M.; Goodale, M.W. & Fair, J. 2008. Adverse effects from environmental mercury loads on breeding common loons. *Ecotoxicology*, 17: 69-81.
- Ferns, P. N. & Anderson, J. I. 1994. Cadmium in the diet and body tissues of dunlins *Calidris alpina*, from the Bristol Channel, UK. *Environmental Pollution*, 86: 225-231.
- Ferns, P. N. & Anderson, J. I. 1997. Lead in the diet and body tissues of dunlins *Calidris alpina*, from the Bristol Channel, UK. *Environmental Pollution*, 96: 35-42.
- Fisher, I.J.; Pain, D.J. & Thomas, V.G. 2006. A review of lead poisoning from ammunition sources in terrestrial birds. *Biological Conservation*, 131: 421-432.
- Franson, J. C.; Lahner, L. L.; Meteyer, C. U. & Rattner, B. A. 2012. Copper pellets simulating oral exposure to copper ammunition: absence of toxicity in American kestrels (*Falco sparverius*). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 62: 145-153.
- Frantz, A.; Pottier, M.; Battle, K.; Corbel, H.; Aubry, E.; Haussy, C.; Gasparini, J. & Castec-Rouelle, M. 2012. Constrasting levels of heavy metals in the feathers of urban pigeons from close habitat suggest limited movements at a restricted scale. *Environmental Pollution*, 22: 820-824.
- Gangoso, L.; Alvarez-Lloret, P.A.; Rodriguez-Navarro, A.A.B.; Mateo, R.; Hiraldo, F. & Donazar, J.A. 2009. Long-term effects of lead poisoning on bone mineralization in vultures exposed to ammunition sources. *Environmental Pollution*, 157: 569-574.
- García, A. 1994. *Impregnación por plomo y cadmio en aves silvestres de la región de Murcia*. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia, España.
- Gómez, P.; Martínez, P.; León, M. & García, A. 2011. Blood lead level and  $\mu$ -ALAD inhibition in nestlings of Eurasian Eagle Owl (*Bubo bubo*) to assess lead exposure associated to an abandoned mining area. *Ecotoxicology*, 20: 131-138.
- Goyer, R. 1996. *Toxic effects of metals*. In: Casarett and Doull's toxicology. *The basic Science of Poison*. Klaassen, C., Amdur, M. & Doull, J. (eds.). 5<sup>th</sup>. McGraw-Hill, New York. pp. 691-736.
- Guillén, M. 2009. Evaluación de la exposición a metales pesados en autillos de la Comunidad de Madrid y sus posibles efectos inmunodepresores. *Conama*, 10: 1-24.
- Hargreaves, A. L.; Whiteside, D. P. & Gilchrist, G. 2010. Concentrations of 17 elements, including mercury, in the tissues, food and abiotic environment of Arctic shorebirds. *Science of the Total Environment*, 408: 3153-3161.
- He, Z.L.; Yang, X.E. & Stofella, P.J. 2005. Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 19: 125-140.
- Herlander, B.; Axelsson, J.; Borg, H.; Holm, K. & Bignert, A. 2009. Ingestion of lead ammunition and lead concentrations in white-tailed sea eagles (*Haliaeetus*

- albicilla*) in Sweden. *Science of Total Environment*, 407: 5555-5563.
- Hernandez, M. & Margalida, A. 2009. Assessing the risk of lead exposure for the conservation of the endangered Pyrenean Bearded Vulture (*Gypaetus barbatus*) population. *Environmental Research*, 109: 837-842.
- Hofer, C.; Gallagher, F. & Holzapfel, C. 2010. Metal accumulation and performance of nestling of passerine bird species at an urban brownfield site. *Environmental Pollution*, 158: 1207-1213.
- Hollamby, S.; Afema-Azikuru, J.; Sikarskie, J.G.; Kaneene, J.B.; Bowerman, W.W.; Fitzgerald, S.D.; Cameron, K.; Gandolf, A.R.; Hui, G.N.; Dranzoa, C. & Rumbeiha, W.K. 2004. Mercury and persistent organic pollutant concentrations in African fish eagles, marabou sotriks, and Nile tilapia in Uganda. *Journal of Wildlife Diseases*, 40: 501-514.
- Honda, K.; Min, B. Y. & Tatsukawa, R. 1986. Distribution of heavy metals, and age-related changes in the Eastern Great White Egret *Egretta alba modesta* in the Korea. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 15: 185-197.
- Honda, K.; Marcovecchio, J.; Kan, S.; Tatsukawa, R. & Ogi, H. 1990. Metal concentration in pelagic seabirds from the North Pacific Ocean. *Archives of Environmental and Contamination Toxicology*, 19: 704-711.
- Hutton, M. 1981. Accumulation of heavy metals and selenium in three seabird species from the United Kingdom. *Environmental Pollution*, 26: 129-145.
- INTA (Instituto de Tratamiento y Alimentación). 1988. *Conocimientos actuales de nutrición*. Universidad Austral de Chile, Santiago de Chile.
- IPCS (Internacional Programme on Chemical Safety). 2000. *Environmental Health Criteria 221, Zinc*. World Health Organization, Geneva.
- Janssens, E.; Dauwe, T.; Bervoets, L. & Eens, M. 2002. Inter- and intraclutch variability in heavy metals in feathers of Great Tit nestlings (*Parus major*) along a pollution gradient. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 43: 323-329.
- Jaspers, V.; Dauwe T., ; Pinxten R., ; Bervoets L., ; Blust, R. & Eens M. 2004. The importance of exogenous contamination on heavy metal levels in bird feathers. A field experiment with free-living great tits, *Parus major*. *Journal of Environmental Monitoring*, 6: 356-360.
- Jenni, L.; Madry, M. M.; Kraemer, T.; Kupper, J.; Naegeli, H.; Jenny, H. & Jenny, D. 2015. The frequency distribution of lead concentration in feathers, blood, bone, kidney and liver of golden eagles *Aquila chrysaetos*: insights into the modes of uptake. *Journal of Ornithology*. *On line* DOI 10.1007/s10336-015-1220-7.
- Kenntner, N.; Tataruch, F. & Krone, O. 2001. Heavy metals in soft tissue of white-tailed eagles found dead or moribund in Germany and Austria from 1993 to 2000. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20: 1831-1837.
- Kim, E.Y.; Goto, R.; Iwata, H.; Masuda, Y.; Tanabe, S. & Fujita, S. 1999. Preliminary survey of lead poisoning in Stellar's Sea Eagle (*Haliaeetus pelagicus*) and White-tailed Eagle (*Khaliaeetus albicilla*) in Hokkaido, Japan. *Environmental and Toxicology Chemistry*, 18: 448-451.
- Kim, J. & Koo, T.-H. 2007. Heavy metal concentrations in diet and livers of Black-crowned Night Heron *Nycticorax nycticorax* and Grey Heron *Ardea cinerea* chicks from Pyeongtaek, Korea. *Ecotoxicology*, 16: 411-416.
- Kim, J.; Park, S.-K. & Koo, T.-H. 2007. Trace elements and pollutants concentrations in shorebirds from Yeongjong Island, Korea in the East Asian-Australian

- migration flyways. *Ecotoxicology*, 16: 403-410.
- Kim, J.; Lee, H.-S. & Koo, T.-H. 2009. Heavy metal concentrations in three shorebird species from Okgu Mudflat, Gunsan, Korea. *Ecotoxicology*, 19: 61-68.
- Kim, J.; Lee, D.-P. & Koo, T.-H. 2010. Effects of age on heavy metal concentrations of black-crowned night herons *Nycticorax nycticorax* from Korea. *Journal of Environmental Monitoring*, 12: 600-607.
- Kim, J. & Oh, J. -M. 2013. Assessment of trace metal in four birds species from Korea. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185: 6847-6854.
- Klasing, K.C. 1998. Comparative avian nutrition. Cambridge University Press, UK.
- Kramer, J.L. & Redig, P.T. 1997. Sixteen years of lead poisoning in eagles, 1980-95: An epizootiologic view. *Journal of Raptor Research*, 31: 327-332.
- Krone, O.; Kenntner, N.; Trinogga, A.; Nadjafzadeh, N.; Scholz, F.; Sulawa, J.; Totschek, K.; Schuck-Wersig, P. & Zieschank, R. 2009. *Lead poisoning in white-tailed sea eagles: Causes and approaches to solutions in Germany*. In: *Ingestion of lead from spent ammunition: implications for wildlife and humans*. Watson, R.T.; Fuller, M.; Pokras, A. & Hunt, W.G. (eds.). The Peregrine Fund, Boise. pp. 289-301.
- Lewis, S. & Furness, R. 1991. Mercury accumulation and excretion by laboratory reared black-headed gull chicks. *Archives of Environmental and Contamination Toxicology*, 21: 316-320.
- Locke, L. N. & Bagley G. E. 1967. Lead poisoning in a sample of Maryland mourning doves. *Journal of Wildlife Management*, 31: 515-518.
- Marín, G.; Carvajal, Y. & Quilisque, E. 2011. Composición estacional de la avifauna en fragmentos de bosque de galería basimontano de la cuenca media del río Manzanares, estado Sucre, Venezuela. *The Biologist*, 9: 193-212.
- Martínez, E.; Mojica, P.; Martínez, J.; Calvo, J.; Romero, D. & García, A. 2005. Cadmium in feathers of adults and blood of nestlings of three raptor species from a nonpolluted Mediterranean forest, Southeastern Spain. *Bulletin of Environmental and Contamination Toxicology*, 74: 477-484.
- Martínez, E.; Romero, D.; Mojica, P.; Martínez, J.; Calvo, J. & García, A. 2009. Changes in blood pesticide levels in Booted Eagle (*Hieraaetus pennatus*) associated with agricultural land practices. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 72: 45-50.
- Mateo, R.; Estrada, J.; Paquet, J.; Riera, X.; Domínguez, L.; Guitart, R. & Martínez-Vilalta, A. 1999. Lead shot ingestion by marsh harriers *Circus aeruginosus* from Ebro delta, Spain. *Environmental Pollution*, 104: 435-440.
- Muñoz, J.; Marín, G. & Rodríguez, J. 2005. Dieta de tres especies de aves colúmbidas en un hábitat xerofítico litoral del nororiente de Venezuela. *Saber*, 17: 215-222.
- Nam, D.H. & Lee, D.P., 2006a. Monitoring for Pb and Cd pollution using feral pigeons in rural, urban, and industrial environments of Korea. *Science of the Total Environment*, 357: 288-295.
- Nam, D.H. & Lee, D.P. 2006b. Reproductive effects of heavy metal accumulation on breeding feral pigeons (*Columba livia*). *Science of the Total Environment*, 366: 682-687.
- Nam, D. & Lee, D. 2006c. Possible routes for lead accumulation in feral pigeons (*Columba livia*). *Science Total Environment*, 35: 288-295.
- Niecke, M.; Heid, M. & Kruger, A. 1999. Correlations between melanin pigmentation and element concentration in feathers of white-tailed eagles (*Haliaeetus albicilla*). *Journal of*

- Ornithology, 140: 355-362.
- Pagnanelli, F.; Papini, M.; Toro, L.; Trifoni, M. & Veglio, F. 2000. Biosorption of metal ions on *Arthrobacter* sp.; biomass characterization and biosorption modeling. *Journal of Environmental Science and Technology*, 34: 2773-2778.
- Pain, D. 1989. Haematological parameters as predictors of blood lead and indicators of lead poisoning in the Black Duck (*Anas rubripes*). *Environmental Pollution*, 60: 67.
- Pain, D.; Meharg, A.; Ferrer, M.; Taggart, M. & Penteriani, V. 2005. Lead concentrations in bones and feathers of the globally threatened Spanish Imperial Eagle. *Biological Conservation*, 121: 603-610.
- Pérez-López, M.; Hermoso, M.; López-Beceiro, A. & Soler-Rodríguez, F. 2008. Heavy metals (Cd, Pb, Zn) and metalloids (As) contents in raptor species from Galicia (NW Spain). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 70: 154-162.
- Qadir, A. & Malik, R. N. 2009. Assessment of an index of biological integrity (IBI) to quantify the quality of two tributaries of river Chenab, Sialkot, Pakistan. *Hydrobiologia*, 621: 127-153.
- Rattner, B.; Golden, N.; Toschik, P.; McGowan, P. & Custer, T. 2008. Concentrations of metal in blood and feathers of nestling ospreys (*Pandion haliaetus*) in Chesapeake and Delaware Bays. *Archives of Environmental and Contamination Toxicology*, 54: 114-122.
- Sarkar, B., Laussac, J. & Lau, S. 1983. *Transport forms of copper in human serum*. In: *Biological aspects of metals and metal related diseases*. Sarkar, B. (ed.). Raven Press, New York. pp. 23-40.
- Scheifler, R.; Coeurdassier, M.; Morilhat, C.; Bernard, N.; Faivre, B.; Flicoteaux, P.; Giraudoux, P.; Noël, M.; Piotte, P.; Rieffel, D.; de Vaufléury, A. & Badot, P.M. 2006. Lead concentrations in feathers and blood of common blackbirds (*Turdus merula*) and in earthworms inhabiting unpolluted and moderately polluted urban areas. *Science of the Total Environment*, 371: 197-205.
- Scheuhammer, A. M. 1987. The chronic toxicity aluminium, cadmium, mercury and lead in birds: a review. *Environmental Pollution*, 46: 263-295.
- Schilderman, P.; Hoogewerff, J. A.; Van Schooten, F. -J.; Maas, L. M.; Moonen, E.J.C.; Van Os, B.J.H.; Van Wijnen, J. H. & Kleinjans, J.C.S. 1997. Possible relevance of pigeons as an indicator species for monitoring air contamination. *Environmental Health Perspectives*, 105: 322-330.
- Sharma, P.; Kumari, P.; Srivastava, M. & Srivastava, S. 2006. Removal of cadmium from aqueous system by shelled *Moringa oleifera* Lam. seed powder. *Bioresource Technology*, 97: 299-305.
- Sileo, L.; Beyer, N. & Mateo, R. 2004. Pancreatitis in wild zinc-poisoned waterfowl. *Avian Pathology*, 32: 665-660.
- Snoeijs, T.; Dauwe, T.; Pinxten, R.; Vandesande, F. & Eens, M. 2004. Heavy metal exposure affects the humoral immune response in a free-living small songbird, the Great Tit (*Parus major*). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 46: 399-404.
- Stohs, S. J. & Bagchi, D. 1995. Oxidative mechanisms in the toxicity of metal ions. *Free Radical Biology & Medicine*, 18: 321-336.
- Thompson, D. 1990. *Metal levels in marine vertebrates*. In: *Heavy metals in the marine environment*. Furness, R. & Rainbow, P. (eds.). CRC Press, Boca Raton. pp. 43-182.
- Wayland, M. & Bollinger, T. 1999. Lead exposure and poisoning in bald eagles and golden eagles in the Canadian prairie

- provinces. Environmental Pollution, 104: 341-350.
- Weyers, B.; Gluck, E. & Stoepler, M. 1988. Investigation of the significance of heavy metal contents of blackbird feathers. Science of Total Environment, 77: 61-67.
- Zaccaroni, A.; Amorena, M.; Naso, B.; Castellani, G.; Lucisano, A. & Stracciari,

G.L. 2003. Cadmium, chromium and lead contamination of *Athene noctua*, the Little Owl, of Bologna and Parma, Italy. Chemosphere, 52: 1251-1258.

Received February 8, 2016.  
Accepted February 26, 2016.