

# Concentraciones de metales pesados en sangre de gallo (*Gallus gallus domesticus*), en Cumaná, Venezuela

Anolaima Pilar García Rondón<sup>1</sup> / Jorge Rafael Muñoz Gil<sup>2</sup> / Gedio Marín Espinoza<sup>3</sup>

## Resumen

Las concentraciones de metales pesados en aves están influenciadas por factores como dieta, migración y tiempo de residencia. En el presente estudio se midieron las concentraciones (en  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  de peso seco) de los metales pesados cadmio (Cd), níquel (Ni), cobre (Cu), plomo (Pb), cromo (Cr) y zinc (Zn) en sangre de gallo (*Gallus gallus domesticus*). Para ello se le extrajeron 2 ml de sangre a ocho adultos y siete juveniles, y luego se procesaron con técnicas rutinarias de digestión, vertiendo 0,5 g de sangre en tubos de digestión con 5 ml de una mezcla ácida (180 ml de ácido nítrico y 100 ml de ácido clorhídrico), para lo cual se usó un bloque de calentamiento. Se analizaron en un espectrofotómetro de absorción atómica con flujo de aire-acetileno y corrector de fondo de deuterio. Las concentraciones promedio de metales pesados determinados en la sangre de los gallos adultos y juveniles no mostraron diferencias estadísticamente significativas, pero se pudo evidenciar que el patrón de las concentraciones se distribuyó de distinta manera en cada grupo. En orden descendente:  $\text{Zn} > \text{Ni} > \text{Pb} > \text{Cu} > \text{Cr} > \text{Cd}$ , en adultos; mientras que para los juveniles fue:  $\text{Zn} > \text{Pb} > \text{Ni} > \text{Cu} > \text{Cr} > \text{Cd}$ . Las concentraciones promedio para cada uno de los metales pesados analizados obtenidos en sangre de gallo fueron similares o estuvieron por debajo de los límites permisibles a los señalados en estudios realizados en otros países. En general, las concentraciones de los metales pesados obtenidos en los gallos no se consideran alarmantes.

**Palabras clave:** *Gallus gallus domesticus*, metales pesados, sangre.

- 1 Licenciada en Biología. Laboratorio de Ecología de Aves, Departamento de Biología, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela.  
✉ lolapilar@gmail.com
- 2 Magíster Scientiarum en Ecología y Ecotoxicología. Estudiante del Doctorado en Ciencias Marinas, del Instituto Oceanográfico de Venezuela. Investigador del Centro de Investigaciones Ecológicas Guayacán, Universidad de Oriente, península de Araya, Venezuela.  
✉ jomunozg@gmail.com
- 3 Magíster Scientiarum en Ecología y Ecotoxicología. Docente investigador del Laboratorio de Ecología de Aves, Departamento de Biología, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela.  
✉ gediom@yahoo.com

## Concentrations of heavy metals in the blood of cocks (*Gallus gallus domesticus*) in Cumaná, Venezuela

### Abstract

The concentrations of heavy metals in birds are influenced by factors such as diet, migration, and residence time. The present study measured the concentrations (in  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  of dry weight) of the following heavy metals in the blood of cocks (*Gallus gallus domesticus*): cadmium (Cd), nickel (Ni), copper (Cu), lead (Pb), chromium (Cr), and zinc (Zn). For the effect, 2 ml of blood was extracted from eight adult and seven juvenile cocks, and then they were processed with routine digestion techniques, pouring 0.5 g of blood into digestion tubes with 5 ml of an acid mixture (180 ml of nitric acid and 100 ml of hydrochloric acid), using a heating block, to analyze them in an atomic absorption spectrophotometer with air-acetylene flow and a deuterium corrector. The average concentrations of heavy metals found in the blood of adult and juvenile cocks did not show statistically significant differences, but it evidenced that the pattern of concentrations was different

Cómo citar este artículo: García A, Muñoz J, Marín G. Concentraciones de metales pesados en sangre de gallo (*Gallus gallus domesticus*), en Cumaná, Venezuela. Rev Med Vet. 2018;(37):13-24. <https://doi.org/10.19052/mv.vol1.iss37.2>

in each group. In descending order: Zn > Ni > Pb > Cu > Cr > Cd, in adults; and Zn > Pb > Ni > Cu > Cr > Cd, in juveniles. Average concentrations for each one of the analyzed heavy metals obtained in rooster blood were below the permissible limits or were similar to those indicated in studies carried out in other countries. In general, the concentrations of heavy metals found in cocks are not considered alarming.

**Keywords:** *Gallus gallus domesticus*, heavy metals, blood.

## Concentrações de metais pesados em sangue de galo (*Gallus gallus domesticus*), em Cumaná, Venezuela

### Resumo

As concentrações de metais pesados em aves estão influenciadas por fatores como dieta, migração e tempo de residência. No presente estudo foram medidas as concentrações (em  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  de peso seco) dos metais pesados cádmio (Cd), níquel (Ni), cobre (Cu), chumbo (Pb), cromo (Cr) e zinco (Zn) em sangue de galo (*Gallus gallus domesticus*). Para isso, foram extraídos 2 ml de sangue a oito adultos e sete jovens, e logo foram processados com técnicas rotineiras de digestão, vertendo 0,5 g de sangue em tubos de digestão com 5 ml de uma mescla ácida (180 ml de ácido nítrico e 100 ml de ácido clorídrico), utilizando um bloco de aquecimento, para depois analisá-las em um espectrofotômetro de absorção atômica com fluxo de ar-acetileno e corretor de fundo de deutério. As concentrações médias de metais pesados determinados no sangue dos galos adultos e jovens não mostraram diferenças estatisticamente significativas, mas se pôde evidenciar que o padrão das concentrações se distribuiu de forma distinta em cada grupo. Em ordem descendente: Zn > Ni > Pb > Cu > Cr > Cd, em adultos; enquanto que para os jovens foi: Zn > Pb > Ni > Cu > Cr > Cd. As concentrações médias para cada um dos metais pesados analisados obtidos em sangue de galo foram similares ou estiveram abaixo dos limites permitidos aos apontados em estudos realizados em outros países. De modo geral, as concentrações dos metais pesados obtidos nos galos não se consideram alarmantes.

**Palavras-chave:** *Gallus gallus domesticus*, metais pesados, sangue.

## INTRODUCCIÓN

El uso de las aves como biomonitores de contaminación ambiental ha experimentado gran auge en los últimos años. De hecho, la acumulación de elementos químicos inorgánicos por parte de las aves ha sido un campo de creciente interés ecotoxicológico en estas últimas décadas (1-4). Con base en esto se ha demostrado que las concentraciones de metales pesados en las aves dependen de factores variados, como especie, edad, sexo, hábitat, condiciones climáticas, nivel y duración de la exposición, dieta, patrones de migración y tiempo de

residencia (5,6). Por ejemplo, se sabe que la persistencia de los metales pesados en aves está relacionada con diversas características morfoanatómicas y comportamentales, como diversidad genética en el plumaje (7), desarrollo exitoso de los volantones (8-9), grado de mineralización ósea (10), respuestas inmunohumorales (11), conductas aberrantes durante la incubación y asimetría en las alas (8).

Las aves de corral han desempeñado un papel muy importante en el estudio de las concentraciones de metales pesados, como se ha demostrado en diversos estudios

en codorniz (*Coturnix coturnix japonicus* Bonnaterre 1791) (12-14), pato (*Anas platyrhynchos* L. 1758) (15-18) y pavo (*Meleagris gallopavo* L. 1758) (19-21). No obstante, los más ampliamente analizados han sido los gallos y las gallinas (*Gallus gallus domesticus* L. 1758) en diversos países como Turquía (22,23), Nigeria (24), Estados Unidos (25), China (26), Malasia (14,27), India (28), entre otros.

Para los análisis de metales pesados, 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 (1,29). Por su parte, la sangre brinda información sobre la frecuencia de exposición, la estacionalidad y los alimentos asociados con la exposición a MP. Con esto revela, 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 (29).

Sobre la base de estos antecedentes, y debido a los escasos estudios realizados en Venezuela sobre la determinación de metales pesados en aves de corral (29), se propuso evaluar las concentraciones de metales pesados como cadmio (Cd), níquel (Ni), cobre (Cu), plomo (Pb), cromo (Cr) y zinc (Zn) en sangre de gallos de pelea (*G. g. domesticus*) de Cumaná, estado Sucre, Venezuela, y así compararlos con estudios previos de estos elementos químicos presentes en otras aves de corral.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Campo

Se utilizaron gallos de pelea, los cuales fueron obtenidos en casas de crianza del sector Las Charas de Tres Picos, ubicado al sur de Cumaná, estado Sucre, Venezuela. Aunque los gallos juveniles conservan su plumaje original, a los individuos adultos en edad de pelear, unos meses antes del combate, se les amputan la cresta y las

carúnculas por su base. Luego, una vez cicatrizadas las heridas, son desplumados parcialmente mediante cortes selectivos, a ras, de algunas áreas corporales, eliminándose las plumas cobertoras del cuello, el dorso, los flancos y las tibias. La piel desnuda se va endureciendo y tornando rojiza debido a unciones con diferentes sustancias y la exposición a la intemperie. Estas operaciones facilitan el contacto corporal eventual del ave con los metales pesados. Además, el corte del plumaje permite la eliminación de metales pesados que pueden haberse acumulado en las plumas.

### Laboratorio

Se tomaron quince individuos de las jaulas donde estaban confinados: ocho adultos y siete juveniles, a los cuales se le extrajeron 2 ml de sangre a cada uno, a través de la vena hipobraquial, y se almacenaron bajo refrigeración (4 °C) hasta su análisis.

En una balanza analítica se pesaron 0,5 g de sangre de cada ave, y se vertieron en tubos de digestión con 5 ml de una mezcla ácida ~2:1 (180 ml de ácido nítrico y 100 ml de ácido clorhídrico). Estas muestras se pusieron en un bloque de calentamiento Digestion System 20, modelo 1015 por 2 h. Pasada una hora y media, se añadieron 10 gotas de peróxido de hidrógeno y se sometieron a calentamiento (80 °C) por media hora más. Las muestras fueron filtradas y lavadas con agua desionizada utilizando papel filtro Whatman 42 en balones aforados de 25 ml. A continuación, las muestras fueron trasvasadas a viales plásticos para su posterior análisis.

### Lectura de los metales

La lectura de los metales pesados Cd, Ni, Cu, Pb, Zn y Cr de las muestras sanguíneas se realizaron por espectrometría de emisión, en un espectrómetro de absorción atómica Perkin-Elmer, modelo 3110, con flujo de acetileno, en el Laboratorio de Oceanografía Química del Instituto Oceanográfico de Venezuela (tabla 1).

Tabla 1. Diferentes longitudes de onda (nm), slit (nm), rango lineal (mg·L<sup>-1</sup>) y límite de detección para los metales analizados por espectrofotometría de absorción atómica

Metal	Longitud de onda	Slit	Rango lineal	Límite de detección
Plomo	217,0	0,7	5,0	0,145
Cadmio	228,8	0,7	1,0	0,008
Zinc	213,9	0,7	0,2	0,059
Cobre	324,8	0,7	2,0	0,059
Cromo	357,9	0,7	3,0	0,214
Níquel	232,0	0,2	1,0	0,008

## Análisis estadístico

Al no cumplirse los supuestos de normalidad para determinar diferencias en los resultados obtenidos de las concentraciones de metales en sangre ( $\mu\text{g}\cdot\text{mg}^{-1}$ ) entre individuos adultos y juveniles, se aplicaron las pruebas estadísticas *F* (similitud de variancias) y *t* (comparación de medias en muestras pequeñas) a un  $p \leq 0,05$  (30).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las concentraciones de metales pesados en la sangre de adultos y juveniles de *G. g. domesticus* no mostraron diferencias estadísticamente significativas entre las medias de los dos grupos etarios ( $p \geq 0,05$ ), pero se pudo evidenciar que el patrón de las concentraciones promedio se distribuyó de manera diferente en cada grupo. En orden descendente: Zn > Ni > Pb > Cu > Cr > Cd, en

adultos; mientras que para los juveniles fue: Zn > Pb > Ni > Cr > Cu > Cd (tabla 1).

## Contenido de zinc

Los valores de Zn obtenidos en este estudio en adultos y juveniles están entre los valores correspondientes a aves sanas (tabla 2), ya que las concentraciones séricas de Zn para aves intoxicadas pueden oscilar entre 0,6 y 3,2  $\mu\text{g}\cdot\text{mg}^{-1}$  (25,31); estas coinciden con las de la codorniz (*C. coturnix japonicus*), y son levemente menores que el promedio en *G. g. domesticus*, obtenido en Malasia por Abduljaleel, Shuhaimi-Othman y Abdusalam (14). De igual forma, coinciden con los del pato (*A. platyrhynchos*), en Polonia (15) y Canadá (32), pero son menores a los obtenidos por Binkowski y Meissner (18) en sangre de patos silvestres en una zona urbanística de Polonia.

Tabla 2. Intervalo (mín-máx) y promedio ( $\pm$  DE) en las concentraciones ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) de metales pesados (Cd, Cr, Ni, Cu, Pb y Zn) registradas en sangre de gallos (*G. g. domesticus*) adultos y juveniles

Adultos	Cd	Cr	Ni	Cu	Pb	Zn
Mín-Máx	<0,01-0,22	2<0,01-0,44	0,70-1,30	<0,01-0,75	<0,06-1,70	<0,01-24,0
Promedio	0,04 $\pm$ 0,09	0,09 $\pm$ 0,22	0,99 $\pm$ 0,21	0,25 $\pm$ 0,39	0,39 $\pm$ 0,69	3,33 $\pm$ 10,29
Juveniles	Cd	Cr	Ni	Cu	Pb	Zn
Mín-Máx	<0,01-0,25	<0,01-4,82	0,13-4,00	0,08-0,73	0,54-5,75	0,25-3,50
Promedio	0,04 $\pm$ 1,44	0,80 $\pm$ 2,78	1,23 $\pm$ 1,76	0,30 $\pm$ 0,23	1,55 $\pm$ 2,90	2,00 $\pm$ 1,80

Se ha demostrado que existe una presencia antagónica de Zn y Cu, dependiendo de la incorporación de Zn inorgánico en el alimento suministrado a los pollos de cría; de hecho, se ha inferido que a mayor absorción de Zn hay mayor producción de metalotioneínas, y más Cu es captado por la mucosa del intestino grueso (25).

El Zn es un elemento básico para plantas y animales, y para el funcionamiento de más de setenta enzimas de distintas especies (33). La contaminación por Zn es principalmente antropógena, y su absorción, procedente de la dieta, oscila por lo regular entre el 20 y el 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 (34).

El Zn absorbido pasa rápidamente al plasma y se une a la albúmina, B2-macroglobulina y aminoácidos para ser transportado a hígado, páncreas, riñón, bazo y músculo, donde rápidamente se induce la síntesis de metalotioneínas (31), las cuales captan el exceso de Zn, lo que mitiga 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, y la excreción renal es mínima (35).

La mayoría de los animales pueden tolerar un exceso moderado de Zn en la dieta y regular las concentraciones 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 (36).

Existe la posibilidad de que las concentraciones de Zn encontradas en la sangre de estas aves se deban, parcialmente, a que las jaulas donde se encontraban las aves poseían techo elaborado con láminas de Zn, cuyo deterioro puede generar compuestos de Zn, y por las acciones mecánicas del aire y las lluvias pueden ser transportados y mezclarse con el alimento que consumen estas aves. Además de esto, se conoce que el Zn es componente de

muchos herbicidas y fungicidas, y puede, al menos de forma indirecta, provocar que este elemento llegue a las aves con el alimento, pues se sabe que el maíz, el rubro agrícola más intensamente cultivado en el país, es el ingrediente básico y tradicional utilizado en la alimentación de aves de corral.

El hecho de que se establecieran diferencias entre las aves adultas y juveniles se debe a factores como edad, muda, condiciones climáticas, duración de la exposición y dieta. En este último aspecto, a las aves adultas que van a combatir, o ya han combatido, generalmente se les suministra un alimento diferente que a los juveniles que todavía no han peleado.

## Contenido de níquel

Las concentraciones promedio de Ni en las muestras de sangre revelaron poca variación entre las aves adultas y juveniles (tabla 2).

En Polonia, Binkowski y Meissner (18), en pato doméstico, no obtuvieron diferencias significativas en las concentraciones de Ni entre sexos, mientras que en Malasia, Abduljaleel, Shuhaimi-Othman y Abdusalam (14), en sangre de pollo y codorniz criados en granjas, obtuvieron concentraciones de 1,545 y 0,316  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  de Ni, respectivamente. En Kosovo, Elezaj et al. (37) encontraron un promedio 9,3  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  de Ni en huesos de la paloma bravía (*Columba livia*) en un área cercana a hornos de fundición ferroniquélica.

Aun así, las concentraciones tisulares de Ni aparentemente no son indicadores confiables de toxicidad potencial, ya que los efectos significativos, incluyendo la mortalidad, se han manifestado en ausencia de concentraciones elevadas de Ni (38). En varias especies de aves estudiadas alrededor del mundo, las concentraciones de Ni determinadas no han sido elevadas (18,38-41).

Las concentraciones de Ni en aves de áreas contaminadas (0,5 a 80  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) y no contaminadas ( $\sim 0,1$  a 5  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) pueden variar de manera ostensible. Tanto así que las concentraciones más altas de Ni están asociadas, pre-

sumiblemente, a tejidos que entran en contacto directo con el entorno ambiente, por ejemplo, plumas, piel, pelaje, aun cuando los huesos por lo regular presentan los contenidos más elevados (42). En general, las concentraciones de Ni en la sangre revelan exposición reciente (de pocos días antes) a compuestos de Ni soluble. Los tiempos medios del Ni en plasma en un grupo de niquelados tras exposición a Ni soluble varían entre 20 y 30 h (43). De hecho, se ha determinado que luego de una ingesta oral de un compuesto soluble de Ni, su vida media en sangre era cerca de 11 h, lo que indica los rápidos cambios en las concentraciones de Ni en suero (44). Por ejemplo, en un estudio realizado en el grévol engolado (*Bonasa umbellus*), en fundiciones de Cu y Ni, de Sudbury, Canadá, se encontró que las concentraciones de Ni en hígado y riñones, en áreas contaminadas y no contaminadas, osciló entre 2,5 y 2,3  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ , respectivamente, para áreas contaminadas, en comparación con 0,9 y 0,8  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ , respectivamente, en el sitio no contaminado. En cambio, las concentraciones de Ni en el músculo pectoral de las aves de los dos sitios no difirieron y oscilaron entre las concentraciones no detectables y 1,4  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  (38).

## Contenido de cobre

Las concentraciones de Cu en sangre en adultos y juveniles (tabla 2) estuvieron por debajo de 500  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ , que es el valor en el cual se muestran los efectos tóxicos de este metal (45). No obstante, según Chiou, Chen y Wu (46), concentraciones superiores a 0,25  $\mu\text{g}\cdot\text{mg}^{-1}$  podrían causar efectos tóxicos y erosión de la molleja en las aves.

En Polonia, Dańczak, Ligocki y Kalisińska (47), en hígado del pato *A. platyrhynchos*, encontraron concentraciones promedio de Cu 29,7 y 18,6  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  en machos y hembras, respectivamente; mientras, Szymczyk y Zalewski (15), en esta misma especie, obtuvieron 6,567 y 7,083  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , en juveniles y adultos, respectivamente. Makarski et al. (20), en pavos, concluyeron que el suministro durante 16 semanas de 50 mg de Cu en su dieta tuvo un efecto negativo al disminuir el peso de las aves.

El Cu es uno de los metales traza más abundante en el medio ambiente, siendo básico para el funcionamiento de los organismos (48). 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 el refinamiento de hierro, las centrales eléctricas y las fuentes de combustión como los incineradores municipales (45); también se pueden encontrar en fertilizantes, pesticidas y fungicidas (48).

En general, en las décadas de los setenta y ochenta, los datos que se disponían sobre las concentraciones de Cu en aves eran escasos. Sin embargo, Honda et al. (49), en un estudio realizado en 19 aves marinas pelágicas, llegaron a la conclusión de que las concentraciones de Cu en la sangre eran mayores que en la de los órganos. Según Chiou, Chen y Wu (46), concentraciones superiores a 250  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  podrían causar efectos tóxicos y erosión de la molleja en las aves.

En aves, la principal vía de eliminación es la biliar (50). El Cu es un metal esencial cuya abundancia es capaz de suponer una fuente adicional de estrés para las aves (51), e incluso puede exacerbar los efectos tóxicos causados por el Pb (48). La inhalación o absorción cutánea son las vías más probables de incorporación de altas concentraciones 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 se desprenden y mueren (52). El Cu absorbido se transporta en suero unido a albúminas y ceruloplasmidas, y se almacena sobre todo en hígado y médula ósea, posiblemente unido a la metalotioneínas, aunque no es tan buen inductor de estas proteínas como es el Cd o el Zn (34).

## Contenido de cromo

Las concentraciones promedio de Cr (tabla 2) para las muestras de sangre analizada en aves adultas y juveniles estuvieron muy por debajo del nivel de toxicidad para este metal, ya que valores superiores a  $0,08 \mu\text{g}\cdot\text{mg}^{-1}$  pueden provocar daños teratogénicos o mutagénicos (45,53).

En Malasia Abduljaleel, Shuhaimi-Othman y Abdusalam (14), en sangre de pollo y codorniz criados en granjas, obtuvieron concentraciones de  $4,172$  y  $1,473 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  de Cr, respectivamente, y en Polonia Binkowski y Meissner (18) registraron un máximo de  $4,776 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  en pato doméstico, ambas cantidades muy superiores a las registradas en este estudio. Mientras que en India, Thirulogachandar, Rajeswari y Ramya (28), en pollo, obtuvieron valores promedio similares a este estudio. Por su parte, Murad et al. (54), en India, en huevos de gallina, encontraron concentraciones de Cr entre  $1,2$ - $12,4 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , más elevadas que las obtenidas en este estudio; en cambio, en Pakistán, Shahidul Islam, Zafar y Ahmed (55) no detectaron Cr en su análisis de huevos de gallina.

El Cr es utilizado en aleaciones metálicas, pigmentos y otros materiales. La exposición leve al Cr puede ocasionar irritaciones en la piel y causar ulceraciones; a largo plazo, la exposición a este metal puede dañar el hígado y los riñones, así como también provocar daños circulatorios y en el tejido nervioso (56).

No se conoce evidencia alguna de que el Cr tenga función fisiológica en aves (57). Mora y Anderson (58) consideraron concentraciones de  $6,5$  a  $17 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  por debajo del umbral para los efectos patológicos. Savinov, Gabrielsen y Savinova (53) sostienen que concentraciones de Cr, en la forma  $\text{Cr}^{6+}$ , con valores superiores a  $80 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  pueden provocar daños teratogénicos o mutagénicos; sin embargo, esta forma hexavalente no fue la evaluada para este estudio.

## Contenido de cadmio

Este metal fue el que arrojó la menor concentración en los individuos adultos (tabla 2), valor que estuvo por

debajo de umbral de toxicidad para Cd (59). No se ha establecido fehacientemente un umbral de toxicidad para Cd en sangre de aves, pero sí se ha descrito la aparición de efectos adversos asociados a concentraciones tan bajas como  $0,048$ - $0,095 \mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$  de Cd en sangre de faisanes (60). Según García et al. (61), el 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  $0,5 \mu\text{g}\cdot\text{dl}^{-1}$  corresponden a valores de exposición de base en humanos.

En Holanda, Schildermann et al. (62) registraron márgenes de Cd en palomas bravías citadinas muy superiores ( $5,24$ - $7,58 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) a los determinados en nuestro estudio; en cambio, Abduljaleel, Shuhaimi-Othman y Abdusalam (14) detectaron muy bajas concentraciones de Cd en la carne de pollos y codornices domésticos. En Filipinas, Vega et al. (17), en pichones de pato doméstico, encontraron que el Cd disminuyó significativamente el tamaño del hígado, aunque mejoró el peso de los oviductos. De igual modo, Sant'Ana, Moraes y Bernardi (63), en ensayos con una concentración de  $100 \text{ ppm}$  de CdCl en la dieta de codorniz, concluyeron que a los 28 días los pichones habían disminuido su peso. Por su parte, en pichones de *G. g. domesticus*, Abduljaleel y Shuhaimi-Othman (27) aplicaron diferentes concentraciones de Cd ( $25$ ,  $50$  y  $100 \text{ ppm}$ ) en la dieta y notaron una disminución significativa en el peso del hígado. Finalmente, en codornices, Spivey et al. (13) encontraron que la retención más elevada de Cd ocurrió cuando la dieta era deficiente en Zn.

El Cd es neurotóxico y el 75 % de la carga de la sangre se acumula en el hígado y los riñones. El Cd es relativamente raro en la corteza terrestre, sin función fisiológica conocida. A pesar de que por lo regular se encuentra a bajas concentraciones en el suelo y el agua, muchas plantas y algunos animales lo absorben eficazmente y lo concentran en sus tejidos (64). Como posibles fuentes antrópicas de contaminación están los fertilizantes, las aguas residuales, los productos de incineración de materiales que contienen Cd, los pigmentos en pinturas, los plásticos y como cátodo en baterías (48).

A pesar de que la absorción pulmonar es más eficiente que la digestiva, el alimento contaminado es la principal fuente de Cd en las aves. Una vez absorbido, la principal vía de eliminación es la urinaria, aunque solo una pequeña fracción del Cd absorbido (0,01 %) es eliminada por esta vía. De forma complementaria, también se elimina en hembras durante la formación del huevo (1). Las concentraciones de Cd en aves son, por lo general, mayores en riñón, algo menores en hígado y muy bajas en músculo (65). Burger y Gochfeld (66) establecieron que los distintos desórdenes comportamentales, fisiológicos y alimentarios en las aves estaban relacionados con concentraciones de  $2 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  de Cd halladas en plumas.

Los valores de algunos metales pesados pueden verse magnificados en aves de dieta animal, y parte de la absorción de Cd se puede incorporar con el consumo de sus presas, al contrario de las aves de corral, cuya dieta es esencialmente granívora o sus derivados procesados.

## Contenido de plomo

Aunque las concentraciones promedio de Pb (tabla 2) fueron mayores en aves juveniles que en las adultas, estuvieron muy por debajo del nivel de toxicidad para este metal, ya que concentraciones de Pb entre  $2,0$  y  $10,0 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  están asociadas con exposición en sitios contaminados con el metal (45). El Pb es un xenobiótico de reconocida neurotoxicidad (45,59), y es quizá el metal pesado más estudiado, el cual puede comprometer el comportamiento y funcionamiento total del individuo, llegando a ser mortal (46,67-69), y las aves no son una excepción (70). De hecho, solo en Norteamérica se han identificado más de 120 especies de aves que han sufrido patologías vinculadas a la presencia de Pb en su organismo (2).

Generalmente, las aves que habitan las ciudades más populosas tienden a acumular más cantidades de Pb que aquellas que se encuentran en zonas suburbanas, debido al humo de los vehículos, la contaminación de aguas residuales, las baterías, los lubricantes, las tuberías, la incineración de basura, etc. (62,70,71).

Tirelli et al. (72) registraron concentraciones de Pb de  $5,71 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  en sangre del pato *A. platyrhynchos*. Abdulkaleel y Shuhaimi-Othman (27), en ensayos de adición de Pb (300, 500 y 1000 ppm) en la dieta de pichones de *G. g. domesticus*, durante un mes, observaron una disminución significativa en el peso corporal de estos; sin embargo, en la carne de pollo y codorniz, estos mismos autores determinaron que la presencia de Pb estuvo por debajo de los límites permisibles para el consumo humano, al igual que lo registrado en pollo por Thirulogachandar, Rajeswari y Ramya (28) en India. No obstante, en Irak, Cheleby et al. (73) analizaron muslo, pecho y alas de pollos congelados para consumo humano, procedentes de Brasil y Turquía, con lo cual determinaron que las concentraciones de Pb excedían los límites internacionales permitidos por la Organización Mundial de la Salud (74). En huevos de *G. g. domesticus*, Shahidul Islam, Zafar y Ahmed (55), en Pakistán, señalaron que las concentraciones de Pb estaban dos o tres veces por encima de lo permitido en la ingesta diaria.

Cabe mencionar que las concentraciones de este metal en la sangre se mantienen elevadas durante aproximadamente 45 días después de la ingestión (75). El contenido de Pb en sangre fue establecido en  $0,5 \text{ mg}\cdot\text{mL}^{-1}$  (76), aunque existe controversia sobre las concentraciones de toxicidad de Pb en sangre para las especies aviares (77). Por ejemplo, se ha referido que las aves pueden sobrevivir con altas concentraciones de este metal en sangre sin síntomas aparentes de envenenamiento debido a la producción de cuerpos de inclusión nuclear (72).

Binkowski y Meissne (18) reflejaron resultados menores a los encontrados en este estudio, y afirman que existe la posibilidad de que los patos (*A. platyrhynchos*) se puedan considerar como envenenados cuando presentan una concentración de Pb de  $0,68 \mu\text{g}\cdot\text{mg}^{-1}$ . Es posible que el Pb en sangre se pueda enlazar por las proteínas de la metalotioneína producida por las células rojas de la sangre y se retenga de una forma biodisponible. Por lo tanto, hay protección del organismo contra la toxicidad del metal (78).



Finalmente, se puede inferir que las aves que habitan las ciudades más grandes acumulan más cantidades de Pb que las aves que se encuentran en ciudades pequeñas, y esta diferencia puede estar vinculada a la contaminación del ambiente citadino.

## REFERENCIAS

- Burger J, Díaz F, Marafanta E, Pounds J, Ronson M. Methodologies to examine the importance of host factors in bioavailability of metals. *Ecotoxicol Environ Saf.* 2003;56(1):20-31.
- Haig SM, D'Elia J, Eagles-Smith C, Fair JM, Gervais J, Herring G, Rivers JW, Schulz HJ. The persistent problem of lead poisoning in birds from ammunition and fishing tackle. *The Condor.* 2014;116(3):408-28.
- Franson JC, Pain DJ. Lead in birds. En: Beyer WN, Meador JP, editores. *Environmental contaminants in biota: interpreting tissue concentrations.* 2a ed. Boca Ratón, FL: CRC Press; 2011. p. 593-63.
- Zhang W, Ma J. Waterbirds as bioindicators of wetland heavy metal pollution. *Procedia Environ Sci.* 2011;10(part. C):2769-74.
- Becker PH. Biomonitoring with birds. En: Markert BA, Breurey AM, Zechmeister HG, editores. *Trace metals and other contaminants in the environment bioindicators and biomonitors: Principles, concepts and applications.* Oxford: Elsevier; 2003 p. 736-677.
- Kim J, Oh J-M. Assessment of trace metal in four birds species from Korea. *Environ Monit Assess.* 2013;185(8):6847-54.
- Eeva T, Lehtikoinen E, Rönkä M. Air pollution fades the plumage of the Great Tit. *Funct Ecol.* 1998;12(4):607-12.
- Evers DC, Savoy LJ, Desorbo CR, Yates DE, Hanson W, Taylor KM, et al. Adverse effects from environmental mercury loads on breeding common loons. *Ecotoxicol.* 2008;17(2):69-81.
- Nam DH, Lee DP. Reproductive effects of heavy metal accumulation on breeding feral pigeons (*Columba livia*). *Sci Total Environ.* 2006;366(2-3):682-7.
- Gangoso L, Álvarez-Lloret PA, Rodríguez-Navarro AAB, Mateo R, Hiraldo F, Donazar JA. Long-term effects of lead poisoning on bone mineralization in vultures exposed to ammunition sources. *Environ Pollut.* 2009;157(2):569-74.
- Snoeijs T, Dauwe T, Pinxten, Vandesaende F, Eens M. Heavy metal exposure affects the humoral immune response in a free-living small songbird, the Great Tit (*Parus major*). *Arch Environ Contam Toxicol.* 2004;46(3):399-404.
- Hamilton RP, Fox MRS, Fry BE Jr, Jones A, Jacobs RM. Zinc interference with copper, iron, and manganese in young Japanese quail. *J Food Sci.* 1979;44(3):738-41.
- Spivey MR, Tao S-H, Stone CL, Fry BL. Effects of zinc, iron and copper deficiencies on cadmium in tissues of Japanese quail. *Environ Health Persp.* 1984;54:57-65.
- Abduljaleel S, Shuhaimi-Othman M, Abdusalam B. Assessment of trace metal contents in chicken (*Gallus gallus domesticus*) and quail (*Coturnix coturnix japonica*) tissues from Selangor (Malaysia). *J Environ Sci Technol.* 2012;5(6):441-51.
- Szymczyk K, Zalewski K. Copper, zinc, lead and cadmium content in liver and muscles of mallards (*Anas platyrhynchos*) and other hunting fowl species in Warmia and Mazury in 1999-2000. *Polish J Environ Stud.* 2003;12(3):381-6.
- Kinabo C, Lyatuu H. Mercury contamination in domestic ducks in Geita, Northwest Tanzania. *Tanz J Sci.* 2009;35:37-46.
- Vega R, Capitan S, Lambio A, Garcia B, Rivero H. Low levels of organochlorine residues in combination with cadmium in feed at peripubertal stage of Domestic Mallard (*Anas platyrhynchos* Linn.). *J Environ Sci Manage.* 2011;14(2):21-7.
- Binkowski L, Meissner W. Levels of metals in blood samples from Mallards (*Anas platyrhynchos*) from urban areas in Poland. *Environ Pollut.* 2013;178:336-42.
- Mikulski D, Jankowski J, Zduńczyk, Wróblewska M, Mikulska M. Copper balance, bone mineralization and the growth performance of turkeys fed diet with two types of Cu supplements. *J Ani Feed Sci.* 2009;18:677-88.
- Makarski B, Gortat M, Lechowski J, Żukiewicz-Sobczak W, Sobczak P, Zawisła K. Impact of copper (Cu) at the dose of 50 mg on haematological and biochemical blood parameters in turkeys, and level of Cu accumulation in the selected tissues as a source

- of information on product safety for consumers. *Ann Agricult Environ Med*. 2001;21(3):567-70.
21. Solomon KR, Giesy JP, Kendall RJ, Best LB, Coats JR, Dixon KR, et al. Chlorpyridos: ecotoxicological risk assessment for birds and mammals in corn agroecosystems. *Human Ecol Risk Ass*. 2001;7(3):497-632.
  22. Demirbas A. Proximate and heavy metal composition in chicken meat and tissues. *Food Chem*. 1999;67(1):27-31.
  23. Uluozlu OD, Tuzen M, Mendil D, Solylak M. Assessment of trace element contents of chicken products from Turkey. *J Hazardous Mat*. 2009;163(2-3):982-7.
  24. Iwegbue CMA, Nwaje GE, Iyoha EH. Heavy metals residues of chicken meat and gizzard and turkey meat consumed in Southern Nigeria. *Bulg J Veter*. 2008;11(4):275-80.
  25. Ao T, Pierce JL, Power R, Pescatore A, Cantor A, Dawson A, Ford MJ. Effects of feeding different forms of zinc and copper on the performance and tissue mineral content of chicks. *Poultry Sci*. 2009;88(10):2171-5.
  26. Yang XJ, Sun XX, Li C, Wu XH, Yao JH. Effects of copper, iron, zinc and manganese supplementation in a corn and soybean diet on the growth performance, meat, quality and immune responses of broiler chickens. *J Appl Poult Res*. 2011;20(3):263-71.
  27. Abduljaleel S, Shuhaimi-Othman M. Toxicity in cadmium and lead in *Gallus gallus domesticus* assessment in body weight and metal content in tissues after metal dietary supplements. *Pak J Biol Sci*. 2013;16(22):1551-6.
  28. Thirulogachandar, Rajeswari M, Ramya S. Assessment of heavy metals in *Gallus* and their impact in human. *Int J Sci Res Publ*. 2014;4(6):1-8.
  29. Innamorato F, Muñoz J, Marín G. Contenido de metales pesados (Cr, Cu, Zn, Pb y Cd) en sangre y plumas de la codorniz *Coturnix coturnix japonica* en relación al peso y sexo de las aves. *The Biologist*. 2018;16(2):299-311.
  30. Fowler J, Cohen L. *Statistics for ornithologists*. Tring, UK: BTO Guide 22; 1995.
  31. Cao J, Henry P, Davis S, Cousins R, Miles R, Little R, Ammerma C. Relative bioability of organic zinc sources based on tissue zinc and metallothionein in chicks fed conventional dietary zinc concentrations. *Ani Feed Sci Tech*. 2002;101(1-4):161-70.
  32. Ranta W, Tomassini F, Nieboer E. Evaluation of copper and nickel levels in primaries from Black and Mallard ducks collected in the Sudbury district, Ontario. *Can J Zool*. 1978;56(4):581-6.
  33. Instituto de Tratamiento y Alimentación. *Conocimientos actuales de nutrición*. Santiago de Chile: Universidad Austral de Chile; 1988.
  34. Goyer R. Toxic effects of metals. En: Klaassen C, AMDUR M, Doull J, editores. *Casarett and Doull's toxicology. The basic science of poison*. 5a. ed. Nueva York: McGraw-Hill; 1996. p. 691-736.
  35. Casey C, Hambidge K. Epidemiological aspect of human zinc deficiency. En: Nriagu J, Wiley J, editores. *Zinc in the environment. Part II: Health effect*. Nueva York: McGraw-Hill; 1980. p. 27-1.
  36. Sileo L, Beyer N, Mateo R. Pancreatitis in wild zinc-poisoned waterfowl. *Avian Pathol*. 2004;32(6):655-60.
  37. Elezaj J, Selimi Q, Letaj K, Plakiqi K, Mehmeti SI, Milaimi A. Metal bioaccumulation, enzymatic activity, total protein and hematology of Feral Pigeon (*Columba livia*), living in the courtyard of ferronickel smelter in Drenas. *J Chem Health Risks*. 2011;1(1):1-6.
  38. Rose GA, Parker GH. Metal contents in body tissues, diet items, and dung of Ruffed Grouse near the copper-nickel smelters at Sudbury, Ont. *Can J Zool*. 1983;61(3):505-11.
  39. Kozulin A, Pavluschick T. Content of heavy metals in tissues of mallards *Anas platyrhynchos* wintering in polluted and unpolluted habitats. *Acta Ornithol*. 1993;28(1):55-61.
  40. Hui A, Takekawa J, Baranyuk V, Litvin K. Trace element concentrations in two subpopulations of Lesser Snow Geese from Wrangel Island, Russia. *Arch Environ Contam Toxicol*. 1998;34(2):197-203.
  41. Hui C. Elemental contaminants in the livers and ingest of four subpopulations of the American coot (*Fulica americana*): an herbivorous winter migrant in San Francisco Bay. *Environ Pollut*. 1998;101(3):321-9.
  42. Outridge PM, Scheuhammer AM. Bioaccumulation and ecotoxicology of nickel: implications for wild mammals and birds. *Environ Rev*. 1993;1(2):172-97.
  43. Tossavainen A, Nurminen M, Mutanen R, Tola S. Application of mathematical modelling for assessing

- the biological half-times of chromium and nickel in field studies. *Br J Ind Med*. 1980;37(3):285-91.
44. Christensen O, V Lagessen. Nickel concentration of blood and urine after oral administration. *An Clin Lab Sci*. 1981;11(2):119-25.
  45. Nordberg GF, Fowler BA, Nordberg YM, Friberg LT. Handbook on the toxicology of metals. Londres, UK: Elsevier; 2007.
  46. Chiou P, Chen K, Wu C. Effect of high dietary copper on the morphology of gastro-intestinal tract in broiler chickens. *Asian-Australas J Ani Sci*. 1999;12(4):548-53.
  47. Dańczak A, Ligocki M, Kalisińska E. Heavy metals in the organs of Anseriform birds. *Pol J Environ Stud*. 1997;6(5):39-42.
  48. Eisler R. Handbook of chemical risk assessment health, hazard to humans, plants and animals. Boca Ratón, FL: Lewis Publishers; 2000.
  49. Honda K, Marcovecchio J, Kan S, Tatsukawa R, Ogi H. Metal concentration in pelagic seabirds from the North Pacific Ocean. *Arch Environ Contam Toxicol*. 1990;19(5):704-11.
  50. Beck A. Observations on the copper metabolism of the domestic fowl and duck. *Agricult Res*. 1961;12(4):743-53.
  51. Debacker V, Jauniaux T, Coignoul F, Bouquegneau J. Heavy metals contamination and body condition of wintering guillemots (*Uria aalge*) at the Belgian coast from 1993 to 1998. *Environ Res*. 2000;84(3):310-7.
  52. Sarkar B, Laussac J, Lau S. Transport forms of copper in human serum. En: Sarkar B, editor. Biological aspects of metals and metal related diseases. Nueva York: Raven Press; 1983. p. 40-23.
  53. Savinov V, Gabrielsen G, Savinova T. Cadmium, zinc, copper, arsenic, selenium and mercury in seabirds from the Barents Sea: levels, inter-specific and geographical differences. *Sci Total Environ*. 2003;306(1-3):133-58.
  54. Murad A, Yasovardhan N, Satyanarayana S, Subba GV, Vinod RA. Assessment of heavy metal content of hen eggs in the surroundings of uranium mining area, India. *Ann Food Sci Tech*. 2013;14(2):344-9.
  55. Shahidul Islam M, Zafar M, Ahmed M. Determination of heavy metals from table poultry eggs in Peshawar-Pakistan. *J Pharmacog Phytochem*. 2014;3(3):64-7.
  56. Outridge PM, Scheuhammer AM. Bioaccumulation and toxicology of chromium: implications for wildlife. *Rev Environ Contam Toxicol*. 1993;130:31-77.
  57. Dhia I, Essa A, Luma A. 2010. Effect of supplementing different levels of chromium yeast to diet on broiler chickens on some physiological traits. *Pak J Nut*. 2010;9(10):942-9.
  58. Mora M, Anderson D. Selenium, boron and heavy metals in birds from the Mexicali Valley, Baja California, Mexico. *Bull Environ Contam Toxicol*. 1995;54(2):198-206.
  59. Scheuhammer AM. The chronic toxicity aluminium, cadmium, mercury and lead in birds: a review. *Environ Pollut*. 1987;46(4):263-95.
  60. Swiergosz K, Kowalska A. Cadmium accumulation and its effects in growing pheasants *Phasianus colchicus* (L.). *Environ Toxicol Chem*. 2009;19(11):2742-50.
  61. García-Fernández A, Sánchez-García J, Jiménez-Moltamban P, Luna A. Lead and cadmium in wild birds in Southeastern Spain. *Environ Toxicol Chem*. 1995;14(12):2049-58.
  62. Schilderman P, Hoogewerff J, Van Schooten F-J, Maas LM, Moonen EJC, Van Os BJH, Van Wijnen JH, Kleinjans J.S. Possible relevance of pigeons as an indicator species for monitoring air contamination. *Environ Health Perspect*. 1997;105(3):322-30.
  63. Sant'Ana MG, Moraes R, Bernardi MM. Toxicity of cadmium and lead in *Gallus gallus domesticus* assessment of body weight and metal contents in tissues after metal dietary supplements. *Pak J Biol Sci*. 2005;16:1551-6.
  64. Duffus J. Toxicología ambiental. Barcelona: Editorial Omega; 1983.
  65. Thompson D. Metal levels in marine vertebrates. En: Furness R, Rainbow P, editores. Heavy metals in the marine environment. Boca Ratón, FL: CRC Press; 1990. p. 143-182.
  66. Burger J, Gochfeld M. Metals levels in feathers of 12 species of seabirds from Midway Atoll in the northern Pacific Ocean. *Sci Total Environ*. 2000;257(1):37-52.
  67. Dieter MP, Finley MT. D-Aminolevulinic acid dehydratase enzyme activity in blood, brain, and liver of lead-dosed ducks. *Environ Res*. 1979;19(1):127-35.

68. Kalisińska E, Salicki W, Kavetska KM, Ligocki M. Trace metal concentrations are higher in cartilage than in bones of Scaup and Pochard wintering in Poland. *Sci Total Environ.* 2007;388(103):90-103.
69. Perrins CM, Cousquer G, Waine J. A survey of blood lead levels in Mute Swans *Cygnus olor*. *Avian Pathol.* 2003;32(2):205-12.
70. Franson JC, Pain DJ. Lead in birds. En: Beyer WN, Meador JP, editores. *Environmental contaminants in biota: interpreting tissue concentrations*. 2a. ed. Boca Raton, FL: CRC Press; 2011. p. 563-93.
71. Frantz A, Pottier M, Battle K, Corbel H, Aubry E, Haussy C, Gasparini J, Castec-Rouelle M. Contrasting levels of heavy metals in the feathers of urban pigeons from close habitat suggest limited movements at a restricted scale. *Environ Pollut.* 2012;22:820-4.
72. Tirelli E, Maestrini N, S Gavoni, Catelli E, Serra R. Lead contamination in the Mallard (*Anas platyrhynchos*) in Italy. *Bull Environ Contam Toxicol.* 1996;56(5):729-33.
73. Cheleby NA, Bazzaz JN, Yakub NY, Bazzaz AA, Hammad GR. Heavy metal residues in frozen chicken meat consumed within Erbil province. *Merit Res J.* 2015;3(11):517-20.
74. Organización Mundial de la Salud. *Environmental Health Criteria IPCS*. Ginebra: International Program of Chemical Safety; 1998.
75. Samuel M, Bowers E, Franson J. Lead exposure and recovery rates of Black Ducks banded in Tennessee. *J Wildl Dis.* 1992;28(4):555-61.
76. Sanderson GC, Bellrose FC. A review of the problem of lead poisoning in waterfowl. Special Publication 4. Champaign, IL: Illinois Natural History Survey; 1986.
77. Daury R, Schwab F, Bateman M. Blood lead concentration of waterfowl from unheated and heavily hunted marshes of Nova Scotia and Prince Edward Islands, Canada. *J Wildl Dis.* 1993;29(4):577-81.
78. Church H, Day J, Braithwaite R, Brown S. Binding of lead metallothionein-like protein in human erythrocyte. *J Inorg Biochem.* 1993;49(1):55-68.