

Abanico Veterinario. Enero-Diciembre 2023; 13:1-18. <http://dx.doi.org/10.21929/abavet2023.26>  
Artículo Original. Recibido: 07/07/2022. Aceptado:16/12/2023. Publicado: 24/12/2023. Clave: e2023-32.  
<https://www.youtube.com/watch?v=CzpNQfFpoRc>

## Elementos inorgánicos potencialmente tóxicos en hígado de aves acuáticas invernantes en Laguna de Santiaguillo, Durango

Potentially toxic inorganic elements in liver of wintering waterfowl in Laguna de Santiaguillo, Durango



Pereda-Solís Martín\*<sup>1</sup> , Salazar-Borunda Manuel\*\*<sup>1</sup> , Martínez-Guerrero José<sup>1</sup> , Vargas-Duarte Andrea<sup>1</sup> , Rendon-Von-Osten Jaime<sup>2</sup> , Carrillo-Buentello Velia<sup>3</sup> 

<sup>1</sup>Universidad Juárez del Estado de Durango. Cuerpo Académico de Fauna Silvestre. Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia de la. Km 11.5 carretera Durango-Mezquital. Durango, Durango. 34270. México. <sup>2</sup>Universidad Autónoma de Campeche. Instituto EPOMEX, Campus VI, Campeche, Campeche, 24029. México. <sup>3</sup>Pronatura Noreste. Loma Grande 2623, Loma Larga, Monterrey, Nuevo León, 64710. México. \*Autor responsable: Pereda-Solís Martín. \*\*Autor de correspondencia: Salazar-Borunda Manuel. [mepereda@ujed.mx](mailto:mepereda@ujed.mx), [borunda@ujed.mx](mailto:borunda@ujed.mx), [che\\_hugo1@hotmail.com](mailto:che_hugo1@hotmail.com), [andrea.vargas@ujed.mx](mailto:andrea.vargas@ujed.mx), [jarendon@uacam.mx](mailto:jarendon@uacam.mx), [pcarrillo@pronaturane.org](mailto:pcarrillo@pronaturane.org)

### RESUMEN

El avance tecnológico e industrial ha sido una causa significativa de la contaminación por metales pesados y metaloides, afectando a los ecosistemas acuáticos habitados por patos y gansos. La Laguna de Santiaguillo en Durango, un refugio crucial para aves acuáticas, enfrenta problemas de contaminación. A pesar de su importancia, no se han llevado a cabo estudios sobre la presencia de contaminantes en las aves de la laguna. El objetivo de este estudio fue evaluar la presencia de elementos inorgánicos en el tejido hepático de la cerceta alas verdes (*Anas crecca*) y el ganso nevado (*Anser caerulescens*), así como determinar si representan un riesgo para su salud. Para ello se recolectaron muestras de tejido hepático de 27 ejemplares de ganso nevado y 30 cercetas de alas verdes. La determinación de metales se llevó a cabo mediante la técnica de voltamperimetría. Los resultados revelaron que las concentraciones en las cercetas, de mayor a menor, fueron Al > Ni > As > Cr > Hg > Cu > Zn > Sn > Pb > Cd; mientras que en los gansos fueron Al > Ni > As > Zn > Pb > Cr > Hg > Cu > Sn > Cd. En general, las concentraciones hepáticas de Zn, Cd, Pb, Cu, Al y Hg se encuentran dentro de los rangos no letales; sin embargo, se observaron niveles de exposición a Cr, Sn, As y Ni.

**Palabras clave:** metales, metaloides, ganso nevado, cerceta alas verdes, contaminación.

### ABSTRACT

Technological and industrial advancement has been a significant cause of pollution from heavy metals and metalloids, impacting aquatic ecosystems inhabited by ducks and geese. The Santiaguillo Lake in Durango, a crucial haven for waterfowl, faces pollution issues. Despite its importance, no studies have been conducted on the presence of contaminants in the lake's birds. The aim of this study was to assess the presence of inorganic elements in the liver tissue of green-winged teals (*Anas crecca*) and snow geese (*Anser caerulescens*), as well as to determine if they pose a risk to their health. For this purpose, samples



of liver tissue were collected from 27 snow geese and 30 green-winged teals. Metal determination was carried out using the voltammetry technique. The results revealed that concentrations in green-winged teals, from highest to lowest, were Al > Ni > As > Cr > Hg > Cu > Zn > Sn > Pb > Cd; whereas in snow geese, they were Al > Ni > As > Zn > Pb > Cr > Hg > Cu > Sn > Cd. Generally, hepatic concentrations of Zn, Cd, Pb, Cu, Al, and Hg fall within non-lethal ranges; however, exposure levels to Cr, Sn, As, and Ni were observed.

**Keywords:** metals, metalloids, snow goose, green-winged teal, pollution.

## INTRODUCCIÓN

La contaminación ambiental es un problema global que representa un grave riesgo tanto para los seres humanos como para la vida silvestre. El desarrollo de la tecnología y la industria ha sido uno de los principales factores que contribuyen a la contaminación ambiental ([Rajaganapathy et al., 2011](#)). Entre los problemas crecientes en todo el mundo se encuentran los metales pesados y los metaloides, que son liberados como resultado de este desarrollo ([Kalantari et al., 2006](#)). Como resultado, muchos productos químicos potencialmente dañinos contaminan el ambiente utilizado por patos y gansos ([Cheraghi et al., 2009](#)). Si bien la contaminación por metales pesados es menos visible que otros tipos de contaminación acuática, sus efectos en el ecosistema pueden ser intensos y más extensos ([Christopher et al., 2009](#)).

La vida de los organismos acuáticos se ve amenazada cuando la concentración de metales pesados supera los niveles naturales presentes en el agua, los sedimentos o en el suministro de alimentos ([Ghosh & Adhikari, 2006](#)). Estos metales y metaloides pueden causar envenenamiento directo y muerte de las aves silvestres, pero también pueden tener efectos adversos en su comportamiento, supervivencia, reproducción y en la salud de las crías ([Pereda-Solís et al., 2012a](#)).

La laguna de Santiaguillo ubicada en el centro de estado de Durango, es reconocida como un Área de Importancia para la Conservación de las Aves (AICA), y desempeña un papel crucial como refugio de descanso y alimentación para aves acuáticas, tanto residentes como migratorias ([CONANP, 2012](#)). Lamentablemente esta laguna enfrenta graves problemas de contaminación debido a diversas fuentes, como las descargas residuales de origen doméstico, vertidos de aguas negras provenientes de la cabecera municipal de Nuevo Ideal y comunidades cercanas, descargas industriales; así como la presencia persistente de agroquímicos y metales pesados ([PRONATURA, 2015](#)). Hasta la fecha no se han realizado estudios previos para documentar la presencia de elementos contaminantes como metales y metaloides, en las aves que llegan a esta laguna durante el invierno. Esta falta de información resalta la necesidad urgente de investigaciones que permitan evaluar la contaminación y sus posibles efectos en la avifauna que depende de este ecosistema.



Las aves son una herramienta valiosa como bioindicadoras de contaminación ambiental pues se distribuyen en distintos ecosistemas, ocupan diferentes niveles tróficos en las cadenas alimenticias, y son especialmente sensibles a los cambios atmosféricos y ambientales (González *et al.*, 2018). Por ello, estos organismos pueden proporcionar información importante sobre las distintas rutas de exposición y acumulación de contaminantes en el medioambiente.

La capacidad de las aves para reflejar la salud ambiental también está vinculada a la salud humana, especialmente cuando se trata de aves acuáticas que se alimentan de granos y peces, los cuales también forman parte de la dieta humana (Estrada-Guerrero & Soler-Tovar, 2014). Por lo tanto, el estudio de la contaminación en aves acuáticas puede tener implicaciones significativas para la comprensión y protección de la salud de los ecosistemas y las poblaciones humanas que dependen de ellos.

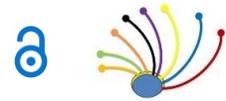
En línea con este enfoque, el objetivo de este trabajo fue evaluar la presencia de elementos inorgánicos en el tejido hepático del ganso nevado (*Anser caerulescens*) y la cerceta alas verdes (*Anas crecca*) y determinar si las concentraciones encontradas representan un riesgo para la salud de estas aves. Al analizar las concentraciones de elementos inorgánicos en estas especies de aves acuáticas, se busca obtener información valiosa sobre el impacto de la contaminación ambiental en el ecosistema y cómo esto puede afectar la salud, tanto de las aves como de las comunidades humanas que comparten recursos naturales con ellas.

## MATERIAL Y MÉTODOS

### Sitio de estudio

El área de la cuenca de la Laguna de Santiaguillo abarca una extensión de 2,542.16 km<sup>2</sup>, incluye territorios de los municipios de Nuevo Ideal, Canatlán, Santiago Papasquiari, Coneto de Comonfort, San Juan del Río y El Oro. El clima predominante en esta región es semi seco templado, con lluvias que se presentan principalmente en verano y de manera escasa a lo largo del año. También se presenta un clima templado subhúmedo con lluvias en verano y semi frío subhúmedo. Las temperaturas mensuales oscilan alrededor de los 17°C, siendo los meses más calurosos de abril a septiembre y los más fríos de noviembre a marzo. La precipitación media anual es de 426.5 mm, con mayores lluvias durante los meses de junio a septiembre y periodos más secos de enero a mayo (SEMARNAT, 2018).

La diversidad de vegetación en la cuenca de la Laguna de Santiaguillo es notable, debido a la compleja topografía de la región. Se encuentran diferentes tipos de bosques, como: bosque de pino, bosque de pino encino, bosque de encino pino y bosque de encino.



Además, hay áreas con vegetación ribereña, matorral xerófilo, pastizales, vegetación halófila, y vegetación acuática y semiacuática; así como vegetación propia de áreas afectadas por disturbios ([CONANP, 2012](#)).

### **Recolecta de aves**

Durante la temporada de cacería 2021-2022, se recolectaron 27 ejemplares de ganso nevado (*Anser caerulescens*) y 30 cercetas de alas verdes (*Anas crecca*). La recolección de las aves se llevó a cabo con la colaboración de los prestadores de servicios de la Unidad de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA), con número de registro SEMARNAT-UMA-EX-0150-DGO; así como de cazadores, quienes donaron las aves cobradas para los fines específicos de este estudio.

### **Análisis de metales**

Se recolectaron muestras de tejido hepático de cada organismo. Las muestras de hígado se depositaron en bolsas de plástico con cierre hermético (Ziploc®), y una vez etiquetadas se transportaron en hieleras al laboratorio de la FMVZ-UJED. En el mismo laboratorio, cada muestra de tejido se pesó en fresco; posteriormente se desecaron durante 48 horas en una estufa a 35–45 grados centígrados y luego se empacaron y enviaron al Instituto de Ecología, Pesquerías y Oceanografía del Golfo de México (EPOMEX) de la Universidad Autónoma de Campeche, donde se realizó la extracción digiriendo 0.3 g de muestra y 5 mL de una mezcla (9:1) de HNO<sub>3</sub> al 65 % y HCl al 37 % en un sistema por microondas MARS 5 ([US EPA, 2007](#)). La determinación de metales se realizó mediante la técnica de voltamperimetría ([van den Berg, 1991](#)) con un voltamperómetro 797 VA Computrace de Metrohm ([Metrohm, s/f](#)). Los metales determinados y sus límites de detección (LOD) fueron Cd 0.05, Pb 0.03, Cu 0.05, Cr 0.05, Hg 0.02, As 0.02, Zn 0.05, Sn 0.03, Ni 0.4 y Al 0.05 ng·g<sup>-1</sup>.

### **Análisis estadístico**

El análisis estadístico de los datos se realizó utilizando el programa informático Minitab 19 para Windows. Debido a la falta de normalidad de los datos se llevaron a cabo pruebas no paramétricas (Kruskal-Wallis), para comparar las concentraciones de los metales entre especies, con un nivel de significancia establecido en  $p < 0.05$ . Los resultados se expresan como promedios  $\pm$  desviación estándar, junto con los valores mínimos y máximos.

## **RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

La concentración de los elementos inorgánicos (Zn, Cd, Pb, Cu, Cr, Sn, Al, As, Ni y Hg) en el tejido hepático de las aves recolectadas se presentan en el cuadro 1. Los valores se expresan como mg/kg en base seca (BS), lo cual facilita y estandariza la comparación con valores expresados en base húmeda (BH) ([Adrian & Stevens, 1979](#)). Las



concentraciones mencionadas en este documento se expresan en base seca, cuando se expresan en base húmeda se indican con la abreviatura “BH”.

**Cuadro 1. Concentración (mg/kg base seca) de elementos inorgánicos en hígados de cercetas alas verdes (*Anas crecca*) y gansos nevados (*Anser caerulescens*) capturados en la laguna de Santiaguillo, Durango, durante el invierno 2021-2022**

Elemento	Cerceta alas verdes Promedio ± D.E. Mínimo – Máximo n=30	Ganso nevado Promedio ± D.E. Mínimo – Máximo n=27	Valor de p*	Niveles no tóxicos reportados
Zn	0.5582 ± 0.5927 0.0913 - 2.9892	0.9053 ± 2.3620 0.0981 - 12.4393	0.761387	<210 Eisler (1993)
Cd	0.1782 ± 0.1627 0.0000 - 0.5997	0.2246 ± 0.8586 0.0000 - 4.4971	0.000540	<40 Furness (1996)
Pb	0.2719 ± 0.3728 0.0000 - 1.6196	0.5586 ± 2.5242 0.0000 - 13.1804	0.049322	<2.0 Pain <i>et al.</i> (1995).
Cu	0.7933 ± 1.5939 0.0000 - 8.4892	0.3700 ± 0.5593 0.0000 - 2.9731	0.159598	187-323 Henderson & Winterfield (1975)
Cr	1.1820 ± 2.8055 0.0000 - 13.0427	0.5551 ± 0.8681 0.0000 - 3.6920	0.370788	0.130-0.852 Horai <i>et al.</i> (2007)
Sn	0.4725 ± 0.3883 0.1057 - 2.0414	0.3381 ± 0.2873 0.0193 - 1.1623	0.080111	0.027 bh Kannan (1998)
Al	7.0295 ± 5.9706 0.0000 - 21.5026	4.9804 ± 4.4844 0.0078 - 17.8859	0.263248	11.8 Lucia <i>et al.</i> (2010)
As	2.6541 ± 5.4654 0.0000 - 28.6233	2.1910 ± 3.0842 0.0000 - 13.1814	0.847910	0.01-0.25 WVDL (2005)
Ni	4.3319 ± 4.2961 0.3945 - 14.8619	3.5078 ± 3.4026 0.0000 - 12.8534	0.643019	0.04-0.1 WVDL (2005)
Hg	0.9800 ± 3.0222 0.0000 - 15.2750	0.4695 ± 1.8977 0.0000 - 9.6719	0.009185	<20 bh* Thompson (1996)

\*Prueba de Kruskal-Wallis, nivel de significancia = 0.05, \*bh base húmeda

El Zn se encuentra presente en la corteza terrestre en concentraciones de aproximadamente 70 mg/kg<sup>-1</sup>, formando complejos con sulfuros, carbonatos y óxidos. La principal contaminación de Zn en el medio ambiente proviene de los residuos industriales derivados de su uso (Pereda-Solís *et al.*, 2012b).



En el presente estudio, este elemento se detectó en todas las muestras de tejido hepático de ambas especies. Las concentraciones de Zn en ambas especies fueron similares (Kruskal-Wallis,  $p = 0.76$ ). Los valores extremos (figura 1) oscilaron entre 2.98 y 12.43 mg/kg para las cercetas de alas verdes y ganso nevado, respectivamente. Sin embargo, es importante destacar que estas concentraciones corresponden a los valores típicos ( $<210 \text{ mg/kg}^{-1}$ ) encontrados en tejidos de diferentes especies de aves (Eisler, 1993), el mismo autor sugiere que los signos de envenenamiento ocurren cuando las concentraciones hepáticas son mayores a  $2100 \text{ mg/kg}^{-1}$ .

### **Cadmio**

El cadmio es un metal pesado que se libera en el ambiente, debido a la quema de carbón y aceites; así como del uso de fertilizantes de roca fosfórica en la agricultura. La exposición a este metal puede ser perjudicial para la salud de las aves y el medio ambiente. La concentración de cadmio en los organismos aumenta con la edad, y se ha observado que puede ser de 10 hasta 100 veces mayor en aves adultas que en jóvenes. Esto sugiere que a medida que los organismos envejecen y se exponen a ecosistemas contaminados, acumulan cantidades mayores de cadmio en sus tejidos (Furness, 1996). El hígado y los riñones son los principales órganos en los que se almacena el cadmio en el cuerpo de los organismos. Estos órganos son importantes para la eliminación de toxinas y desechos del cuerpo, pero también pueden ser afectados por altas concentraciones de cadmio. Es relevante mencionar que la mayor parte del cadmio ingerido es excretado por las heces y sólo una pequeña fracción que puede ir de 0.4 a 2.0 % es asimilado (Furness, 1996).

El hígado es el órgano responsable del metabolismo y excreción de toxinas, y por tanto puede reflejar de forma precisa la exposición al cadmio y sus efectos asociados. La cantidad de Cd en el hígado varía dependiendo del tipo de ave y su dieta. Se sugiere que concentraciones de 40 mg/kg o mayores en el hígado de las aves pueden causar envenenamiento; sin embargo, se ha observado que algunas especies paserinas y rapaces, los valores son  $<1 \text{ mg/kg}$ . En las aves playeras y acuáticas que se alimentan de moluscos, la concentración puede estar en el rango de 1 a 5 mg/kg; mientras que en aves marinas la concentración puede alcanzar valores de 5 a 35 mg/kg (Furness, 1996).

En el presente estudio se encontró que la presencia del Cd en hígado tuvo una prevalencia del 96% en las cercetas alas verdes y 74% en los gansos nevados. La concentración de Cd hepático del ganso nevado fue mayor que la presentada por las cercetas. Según los resultados del análisis de Kruskal-Wallis ( $p = 0.0005$ ). Sin embargo, ambos valores fueron menores a que los reportados en estudios previos realizados en otro humedal cercano a la ciudad de Durango (Pereda-Solís *et al.*, 2012a).

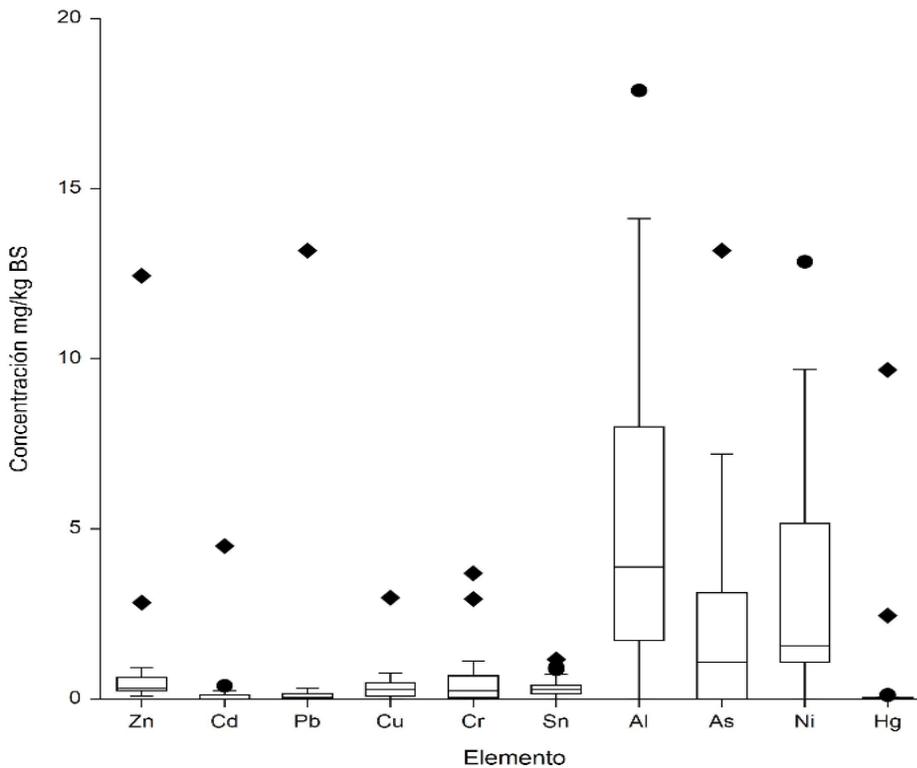
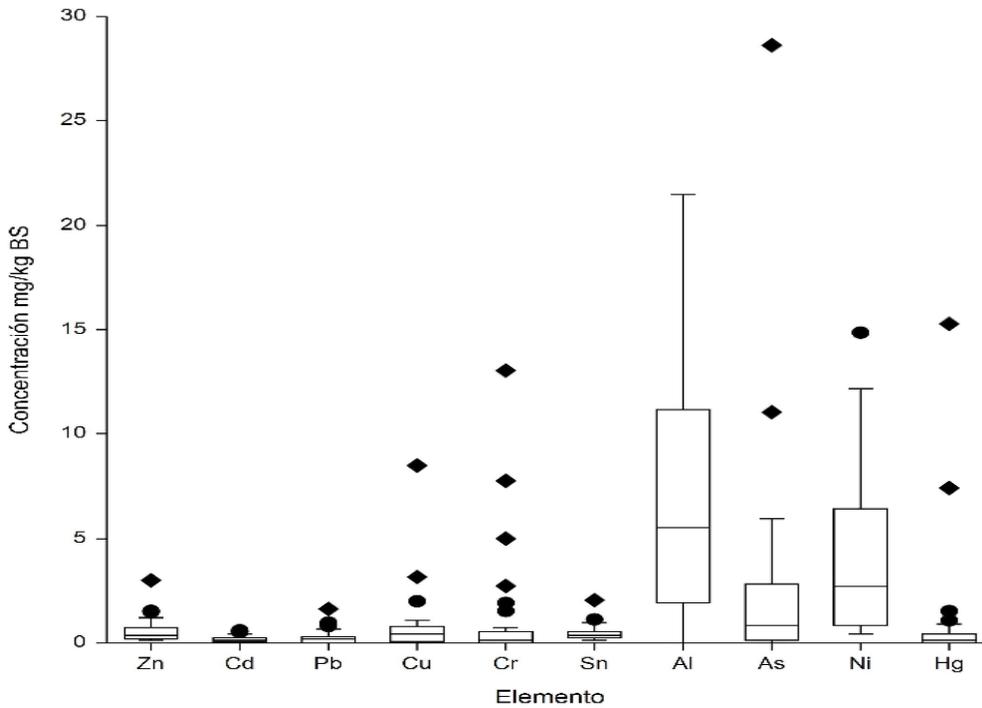
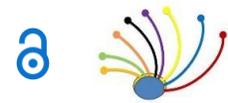


Figura 1. Dispersión, mediana, cuartiles y valores atípicos de la concentración de elementos inorgánicos (mg/kg base seca) en tejido hepático de cercetas alas verdes (superior) y ganso nevado (inferior) capturados en laguna de Santiaguillo, Durango, durante el invierno 2021-2022



En dicho estudio, la concentración promedio de Cd para cuatro especies de patos fue 2.7 mg/kg, con los siguientes valores específicos para cada especie: *Spatula clypeata*  $3.6 \pm 2.0$ , *Anas platyrinchos*  $1.5 \pm 0.2$ , *Anas discors*  $2.0 \pm 0.0$ , *Mareca strepera*  $2.0 \pm 0.3$ , *Anas crecca*  $2.0 \pm 2.0$ .

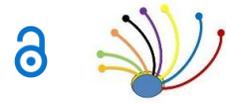
Las concentraciones del presente estudio se aproximan más a las reportadas en aves de humedal por Mora & Anderson (1994). Estos autores encontraron las siguientes concentraciones (mg/kg) en las especies: *Phalacrocorax auritus* 0.7, *Bulbulcus ibis* 0.5, *Agelaius phoeniceus* 2.1. Todos los valores mencionados se encuentran por debajo de 40 mg/kg que se consideran potencialmente causantes de envenenamiento, según lo mencionado por Furness (1996).

### Plomo

El plomo es un metal tóxico que actúa como un veneno que afecta todos los sistemas del cuerpo. No se ha identificado ninguna función biológica esencial para este elemento. La absorción de plomo, incluso en bajas concentraciones, puede causar una variedad de efectos subletales en los animales; mientras que en altas concentraciones puede ser letal (Demayo *et al.*, 1982).

El plomo ha sido extraído y fundido durante siglos, pero su uso en productos aumentó considerablemente después de la Revolución Industrial. Como resultado, actualmente este metal se encuentra en concentraciones elevadas, en el aire, agua y suelo; tanto en entornos urbanos como rurales. Los vertebrados terrestres están expuestos al plomo, principalmente a través de la inhalación y la ingestión (Pain, 1996). Una parte del plomo que ingresa al cuerpo es absorbida por el sistema circulatorio y posteriormente se distribuye en los tejidos corporales, principalmente sangre, hígado, riñón y huesos (Pain, 1996). El plomo está implicado en la inhibición de la síntesis del factor hemo de la sangre, lo que disminuye la supervivencia de los eritrocitos y también genera disfunciones a nivel neurológico (Kaplan *et al.*, 2011).

Las aves acuáticas y otras especies de aves suelen exponerse a grandes cantidades de plomo, debido a la ingestión de perdigones de plomo, que son consumidos como alimento; ocasionando una alta mortalidad en aves acuáticas en Estados Unidos y Europa (Pain, 1996). La presencia de plomo en el hígado de las cercetas alas verdes fue de 73% y del 59% en el ganso nevado. Se encontró que la cantidad de plomo en los gansos nevados fue mayor que en las cercetas, según los resultados de la prueba de Kruskal-Wallis ( $p = 0.04$ ); aunque los valores promedio (mg/kg) observados en ambas especies no parecen indicar una exposición significativa al plomo. Se presentaron valores extremos en algunos gansos (cuadro 1 y figura 1), que sugieren evidencia de una



exposición moderada; ya que los niveles de plomo en el hígado son mayores a 2 mg/kg, según lo mencionado por Pain *et al.*, (1995).

## Cobre

El cobre se considera un elemento esencial y vital para todos los organismos vivos, desempeñando un papel significativo en los mecanismos celulares y funciones de las proteínas (Janssens *et al.*, 2002). Sin embargo, niveles elevados de cobre podrían alterar las funciones del riñón y dañar el sistema reproductivo (Burger & Gochfeld, 2000). La presencia de cobre en el medio ambiente es el resultado de diversas industrias, fábricas, prácticas agrícolas y vertido de residuos. En particular, la mayoría de los hábitats acuáticos reciben cobre de las prácticas agrícolas, precipitaciones atmosféricas y vertidos industriales. En el caso de las aves acuáticas, un mayor nivel de cobre puede estar relacionado con sus hábitos alimenticios, como es el caso en las zonas de cría en las de invernada. Por otro lado, en el caso de las aves playeras, parece haber una estrecha relación con el consumo de invertebrados que se encuentran en los sedimentos (Worrall, 1984). En el presente estudio se encontró que la prevalencia de cobre hepático en las cercetas de alas verdes fue del 80% y para los gansos fue del 77%. Las concentraciones en ambas especies fueron similares, según los resultados de la prueba de Kruskal-Wallis ( $p = 0.15$ ). Ambos promedios son inferiores a los reportados por Henderson y Winterfield (1975), quienes consideran que concentraciones en hígado de 187-323 mg/kg pueden ser letales para las aves de los humedales, como el ganso canadiense; incluso los valores extremos observados en cercetas alas verdes (8.4 mg/kg) y gansos nevados (2.8 mg/kg), son inferiores a las concentraciones promedio encontradas por Komosa *et al.*, (2012). En ese estudio se registraron concentraciones de 21.07 mg/kg en la garza real (*Ardea cinerea*), 12.96 mg/kg en la cigüeña negra (*Ciconia nigra*) y 11.53 mg/kg en el mergo mayor (*Mergus merganser*).

## Cromo

El Cr se utiliza en diversas aplicaciones, como aleaciones, catalizadores, pigmentos y preservadores de la madera; sin embargo, se libera al medioambiente principalmente a través de aguas residuales y fertilizantes. Existen dos formas principales de cromo, Cr(VI) y Cr(III), también conocidas como cromo hexavalente y trivalente respectivamente. El cromo hexavalente es conocido por ser carcinogénico y más tóxico que la forma trivalente (Newman & Unger, 2003). Estudios previos sobre el transporte del cromo en los ecosistemas fluviales indican que existe una acumulación de iones de cromo en los sedimentos de los ríos (Wong *et al.*, 2002). Estos hallazgos sugieren que las aves que se alimentan en ríos y humedales podrían estar expuestas a altos niveles de cromo.

Los resultados de este estudio mostraron que el cromo hepático se detectó en el 56% de muestras de cerceta analizadas y en el 77% de los gansos. La concentración (mg/kg) de

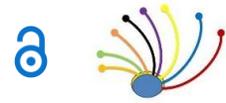


romo hepático entre las cercetas (1.18) y los gansos (0.55) fue similar, según los resultados de la prueba de Kruskal-Wallis ( $p = 0.37$ ). Algunas cercetas presentaron valores extremos de hasta 13.04, lo cual podría indicar cierto grado de exposición a este elemento. Sin embargo, las concentraciones promedio de ambas especies se asemejan a las reportadas por Komosa *et al.* (2012) en otras especies de aves, como la garza real (1.19), cigüeña negra (0.38) y el mergo mayor (0.68). Horai *et al.* (2007) examinaron la concentración de cromo hepático en 31 ejemplares de garzón gris, encontrando un valor promedio de 0.386 mg/kg (rango de 0.130 a 0.852 mg/kg).

## Estaño

El estaño no tiene una función conocida, y los reportes de efectos adversos son escasos (Thomas & McGill, 2008). El estaño es un metal que generalmente se considera menos tóxico, en comparación con otros metales pesados como el mercurio, plomo o cadmio. Sin embargo, la toxicidad del estaño depende de la forma en que está presente la cantidad a la que las aves están expuestas y otros factores ambientales y biológicos. En su forma elemental (estaño metálico). El estaño es menos soluble en agua y menos biodisponible, lo que generalmente limita su absorción y toxicidad; sin embargo en su forma orgánica, como compuestos de estaño, puede tener ciertos efectos tóxicos en las aves y otros organismos. La exposición crónica y a largo plazo a niveles elevados de compuestos orgánicos de estaño puede causar efectos adversos en la salud de las aves, incluidos problemas en el hígado, riñones y sistema nervioso; así como interrupciones en la reproducción y el desarrollo (ATSDR, 2005). En las aves, las concentraciones de compuestos orgánicos de estaño en el riñón y la grasa suelen ser similares a las del hígado, esto puede deberse a la presencia de proteínas específicas que se unen al estaño orgánico en los riñones y/o a las diferentes rutas metabólicas y de eliminación que se dan en estos órganos (Mizukawa *et al.*, 2009).

Kannan *et al.* (1998) han afirmado que las preferencias de hábitat y alimentación afectan los niveles de compuestos orgánicos de estaño en el hígado de aves. Los mismos autores observaron que las concentraciones de estaño orgánico en el hígado de aves recolectadas en áreas circundantes a un lago fueron  $27 \mu\text{g kg}^{-1} \text{bh}$ ; mientras que los de áreas marinas costeras contenían cantidades más de tres veces mayor, y los patos que se alimentan de moluscos de agua salada acumularon mayores concentraciones de estaño orgánico, que las aves depredadoras que se alimentan de peces, otras aves o pequeños mamíferos. Las prevalencias de este elemento en las dos especies incluidas en nuestro estudio fueron del 100%. La concentración de Sn hepático resultó superior a lo reportado por Kannan *et al.* (1998), y fue similar en ambas especies (Kruskal-Wallis,  $p = 0.08$ ).



## Aluminio

La concentración promedio de aluminio hepático en la cerceta de alas verdes fue de  $7.02 \pm 5.97$  mg/kg y en el ganso nevado de  $4.98 \pm 4.48$  mg/kg. Las concentraciones de ambas especies fueron estadísticamente similares (Kruskal-Wallis,  $p = 0.26$ ). En ambas especies el aluminio fue el elemento que se detectó en mayor cantidad con relación a los demás elementos inorgánicos determinados en este estudio. En ambas especies se observaron valores individuales altos (figura 1); sin embargo, las concentraciones promedio (mg/kg) resultaron aproximadas a los reportados por Lucia *et al.*, (2010) en especies como el ganso común ( $11.8 \pm 12.7$ ), el playero rojizo ( $3.2 \pm 0.2$ ) y el chorlo ártico ( $4.7 \pm 3.0$ ). El aluminio es el segundo elemento metálico más abundante en la corteza terrestre (8%); en condiciones ambientales normales el pH del agua se observa en un rango de 6 a 9 y el aluminio se encuentra principalmente como un componente de algunos minerales, (por ejemplo, la gibsita y la caolinita). Sin embargo, en condiciones pH bajo, como las que resultan de una lluvia ácida o el drenaje de las minas, la cantidad de aluminio libre se incrementa a concentraciones inusualmente altas y pueden matar especies acuáticas (Newman & Unger, 2003).

## Arsénico

En abundancia de elementos, el metaloide arsénico ocupa el vigésimo lugar en la corteza terrestre (1.5-2 mg/kg) (Bose *et al.*, 2011). En los ecosistemas acuáticos como lagos y ríos, es probable encontrar valores elevados debido a la presencia de subproductos de fuentes industriales y otras actividades antropogénicas, como la minería, quema de combustibles fósiles, insecticidas, pigmentos y pesticidas (Bose *et al.*, 2011). La concentración del arsénico en la flora, fauna terrestre y aves es usualmente menor a 1 mg/kg BH (Eisler, 1994). Las plantas y animales que viven de manera natural en áreas arseníferas o cercanas a fuentes antropogénicas de este metaloide, pueden contener cantidades elevadas de residuos de As en sus tejidos (Eisler, 1994).

En el presente estudio se detectó arsénico hepático en el 86% de las cercetas y el 70% de los gansos; la concentración promedio fue similar en ambas especies (Kruskal-Wallis,  $p = 0.84$ ). El promedio obtenido para los gansos nevados fue de  $2.19 \pm 3.08$  mg/kg y las cercetas fue de  $2.65 \pm 5.46$  mg/kg. Estos valores resultaron similares a los obtenidos en un estudio previo (Pereda-Solís *et al.*, 2012b) con diferentes especies de patos ( $4.76 \pm 0.36$  mg/kg,  $n=33$ ), gansos ( $3.80 \pm 0.57$  mg/kg,  $n=12$ ) y playeros ( $3.55 \pm 0.96$  mg/kg,  $n=5$ ). Las determinaciones obtenidas en este estudio también presentan similitud con los valores reportados en aves rapaces (2.06-5.9 mg/kg) por De Mendoza *et al.*, (2006), quienes consideran que el arsénico es un elemento que se bioacumula.

Considerando lo anterior, podría esperarse que las aves adultas presenten concentraciones mayores de arsénico, en comparación con individuos juveniles. Se observaron valores extremos de arsénico (Figura 1) de 28.62 mg/kg en las cercetas y de 13.18 mg/kg en los gansos nevados.



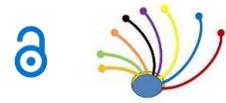
## Níquel

El Níquel es un elemento no esencial en los organismos, pero puede ocasionar efectos adversos a la salud cuando se encuentra a concentraciones altas; aunque no existen evidencias suficientes para conocer el impacto en las aves. En otros organismos animales, se ha observado que el exceso de níquel afecta diversas funciones celulares (Pandiyar *et al.*, 2020). El 100% de las cercetas alas verdes presentaron alguna concentración de níquel; mientras que en los gansos nevados su presencia se observó en el 88% de los individuos muestreados. Las concentraciones promedio de níquel hepático en la cerceta alas verdes y ganso nevado resultaron estadísticamente similares (Kruskal-Wallis,  $p > 0.64$ ). La concentraciones promedio (mg/kg) de Ni en las cercetas (4.33) y en los gansos (3.50); resultaron superiores a los reportados por Lucia *et al.*, (2010) en aves acuáticas como el ganso común (*Anser anser*,  $0.7 \pm 0.8$ ), el playero rojizo (*Calidris canutus*,  $0.4 \pm 0.3$ ) y el chorlo ártico (*Pluvialis squatarola*,  $0.4 \pm 0.3$ ).

## Mercurio

El mercurio es un metal pesado biológicamente no esencial, que puede estar presente en forma orgánica o inorgánica; cada una con diferente toxicidad. El metilmercurio, es una de las formas más estables y tóxicas para la vida silvestre, ya que se absorbe fácilmente a través de la dieta y puede afectar el sistema nervioso (Thompson, 1996). Una cantidad considerable de mercurio se libera en el ambiente como consecuencia de diversas actividades industriales y domésticas, como la combustión de carbón, la producción de metales no ferrosos, incineración de basura, procesos químicos y el vertido de lodos provenientes de aguas residuales (Nriagu & Pacyna, 1988). Es probable que las aves terrestres con concentraciones de 20 a 30 mg/kg (BH) en hígado y riñones presenten signos de intoxicación e incluso de mortalidad. Estos signos de envenenamiento incluyen comportamiento errático y alterado, pérdida de peso, supresión del apetito, ataxia, y finalmente la muerte. Cuando las aves se exponen a cantidades menores de mercurio es posible que no mueran, pero su éxito reproductivo se ve afectado debido a la disminución en la producción de huevos, su viabilidad, supervivencia de los embriones y de los pollos (Thompson, 1996). Por otro lado, las concentraciones de mercurio en aves marinas son más difíciles de interpretar desde el punto de vista toxicológico. Se ha observado que con concentraciones más altas ( $> 30$  mg/kg BH) pueden mostrar poca o ninguna sintomatología (Thompson, 1996).

En este estudio, el 66% de las cercetas presentaron algún nivel de mercurio hepático; mientras que en los gansos fue del 40%. Al comparar las concentraciones entre especies, se encontró que las cercetas (0.98 mg/kg) presentaron valores mayores en relación con los gansos (0.46 mg/kg) (Kruskal-Wallis,  $p = 0.009$ ). En ambas especies se detectaron algunos individuos con concentraciones por encima del valor promedio (cuadro 1, figura



1); sin embargo, estos valores están por debajo de los niveles (20 a 30 mg/kg BH) en los cuales se ha detectado algún signo de intoxicación en aves (Thompson, 1996).

## CONCLUSIÓN

En términos generales, los resultados indican que las aves estudiadas están expuestas a una variedad de metales y metaloides. Las concentraciones hepáticas de Zn, Cd, Pb, Cu, Al y Hg se encuentran dentro de los rangos considerados normales. No obstante, al comparar con otras investigaciones, se observaron ciertos niveles de exposición a elementos como Cr, Sn, As y Ni. La presencia de elementos inorgánicos en el tejido hepático de estas aves, revela la contaminación presente en su entorno, y estas concentraciones pueden tener implicaciones tanto para la salud de las aves, como para la salud humana; especialmente considerando que comparten la misma dieta con granos y peces. Los resultados de este estudio resaltan la importancia de monitorear y evaluar constantemente la presencia de contaminantes en el entorno de las aves acuáticas. Es fundamental tomar acciones preventivas y correctivas para reducir la contaminación y proteger a las aves y al ecosistema en su conjunto. La conservación de áreas naturales, implementación de prácticas sostenibles en la industria y la agricultura, y el tratamiento adecuado de los desechos, son algunos de los enfoques que pueden ayudar a mitigar los efectos adversos de la contaminación en las aves y el medio ambiente.

## AGRADECIMIENTOS

Al North American Wetlands Conservation Act del U.S. Fish and Wildlife Service por financiar el proyecto a Pronatura Noreste (F21AP01277-00) "Conservation of three critical wetlands in the central flyway" del cual se derivan los resultados aquí publicados.

## LITERATURA CITADA

ADRIAN WJ, Stevens ML. 1979. Wet versus dry weights for heavy metal toxicity determinations in duck liver. *Journal of wildlife diseases*. 15:125–126. ISSN: 1943-3700. <https://doi.org/10.7589/0090-3558-15.1.125>.

ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 2005. Estaño y compuestos de estaño. [https://www.atsdr.cdc.gov/es/toxfaqs/es\\_tfacts55.html](https://www.atsdr.cdc.gov/es/toxfaqs/es_tfacts55.html).

BOSE U, Rahman M, Alamgir M. 2011. Arsenic toxicity and speciation analysis in ground water samples: A review of some techniques. *International Journal of Chemical Technology*. 3(1):14-25. ISSN: 2602-277X. <https://doi.org/10.3923/ijct.2011.14.25>.

BURGER J, Gochfeld M. 2000. Metal levels in feathers of 12 species of seabirds from Midway Atoll in the northern Pacific Ocean. *Science of The Total Environment*. 257(1):37–52. ISSN: 1879-1026. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00496-4](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00496-4).



CHERAGHI M, Lorestani B, Yousefi N. 2009. Effect of wastewater on heavy metal accumulation in Hamedan Province vegetables. *International Journal of Botany*. 5(2):109-193. ISSN: 1811-9700. <http://dx.doi.org/10.3923/ijb.2009.190.193>.

CHRISTOPHER EA, Vincent O, Grace I, Rebecca E, Joseph E. 2009. Distribution of heavy metals in bones, gills, livers and muscles of (Tilapia) *Oreochromis niloticus* from Henshaw Town Beach market in Calabar Nigeria. *Pakistan Journal of Nutrition*. 8(8):1209-1211. ISSN: 1680-5194. <https://doi.org/10.3923/pjn.2009.1209.1211>

CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas). 2012. Ficha informativa de los humedales de RAMSAR. México.  
<https://rsistest.ramsar.org/RISapp/files/RISrep/MX1336RIS.pdf>

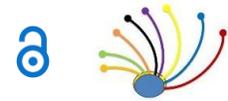
DE MENDOZA MH, Rodríguez FS, Moreno DH, Rodríguez MEG, Beceiro EL, López MP, 2006. Estudio comparativo de nivel hepático de metales pesados y metaloides en aves rapaces diurnas de Galicia y Extremadura. *Revista de toxicología*. 23(2-3):138-145. ISSN:0212-7113. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=91923308>.

DEMAYO A, Taylor MC, Taylor KW, Hodson PV. 1982. Toxic effects of lead and lead compounds on human health, aquatic life, wildlife, plants, and livestock. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. 12(4):257-305. ISSN: 1547-6537  
<https://doi.org/10.1080/10643388209381698>.

EISLER R. 1993. Zinc hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. Contaminant Hazard Reviews, Biological Report 10. United States Fish and Wildlife Service, Laurel, MD. <https://pubs.usgs.gov/publication/5200116>

EISLER R. 1994. A review of Arsenic hazards to plants and animals with emphasis on fishery and wildlife resources. In: Arsenic in the environment, Part II: Human health and ecosystems effects. En: Nriagu JO, Simmons MS (Eds.). New York: Editorial Wiley. Pp. 185-259. <https://www.nrm.dfg.ca.gov/FileHandler.ashx?DocumentID=7635>.

ESTRADA-GUERRERO DM, Soler-Tovar D. 2014. Las aves como bioindicadores de contaminación por metales pesados en humedales: *Ornitología Colombiana*. 14:145-160. ISSN: 1794-0915.  
<https://asociacioncolombianadeornitologia.org/ojs/index.php/roc/article/view/355>.



FURNESS RW. 1996. Cadmium in birds. En: Beyer WN, Heinz GH, Redmon-Norwood AW, *Environmental Contaminants in wildlife, Interpreting tissue concentrations*, Beyer WN, Heinz GH, Redmon-Norwood AW (Eds.). Lewis, Londres: Editorial CRS press. Pp. 389-404. ISBN:9781566700719. <https://pubs.usgs.gov/publication/5200137>

GHOSH L, Adhikari S. 2006. Accumulation of heavy metals in freshwater fish an assessment of toxic interactions with calcium. *American Journal of Food Technology*. 1(2):139-148. ISSN:1557-4571. <http://dx.doi.org/10.3923/ajft.2006.139.148>.

GONZÁLEZ D, Álvarez Bernal D, Mora M, Buelna-Osben HR, Ruelas-Isunza JR. 2018. Biomonitorio de metales pesados en plumas de aves acuáticas residentes del lago de Chapala, México. *Revista internacional de contaminación ambiental*. 34(2):215-224. ISSN: 0188-4999. <https://doi.org/10.20937/rica.2018.34.02.03>.

HENDERSON BM, Winterfield RV. 1975. Acute copper toxicosis in the Canada Goose. *Avian Diseases*. 19(2):385-7. ISSN: 1938-4351. <https://doi.org/10.2307/1588998>.

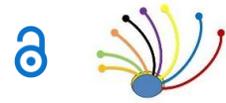
HORAI S, Watanabe I, Takada H, Iwamizu Y, Hayashi T, Tanabe S, Kuno K. 2007. Trace element accumulations in 13 avian species collected from the Kanto area, Japan. *Science of the total environment*. 373(2-3):512-525. ISSN: 1879-1026. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.10.010>.

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(3):323-329. ISSN: 1432-0703. <https://doi.org/10.1007/s00244-002-0138-2>.

KALANTARI MR, Shokrzadeh M, Ebadi AG, Mohammadzadeh C, Choudhary MI, Rahman A. 2006. Soil pollution by heavy metals and remediation (Mazandaran-Iran). *Journal of Applied Sciences*. 6:2110-2116. ISSN: 1812-5662. <https://doi.org/10.3923/jas.2006.2110.2116>.

KANNAN K, Senthilkumar K, Elliott JE, Feyk LA, Giesy JP. 1998 Occurrence of butyltin compounds in tissues of water birds and sea ducks from the United States and Canada. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 35:64-69. ISSN: 1432-0703. <https://doi.org/10.1007/s002449900350>

KAPLAN O, Yildirim NC, Yildirim N, Cimen M. 2011. Toxic elements in animal products and environmental health. *Asian Journal of Animal and Veterinary Advances*. 6(3):228-232. ISSN: 16839919. <https://doi.org/10.3923/ajava.2011.228.232>.



KOMOSA A, Kitowski I, Komosa Z. 2012. Essential trace (Zn, Cu, Mn) and toxic (Cd, Pb, cr) elements in the liver of birds from eastern Poland. *Acta veterinaria*. 62(5):579-589. ISSN: 1820-7448. <https://doi.org/10.2298/AVB1206579K>.

LUCIA M, Andre JM, Gontier K, Diot N, Veiga J, Davail S. 2010. Trace elements concentrations (Mercury, cadmium, copper, zinc, lead, aluminium, nickel, arsenic, and selenium) in some aquatic bird of the Southwest Atlantic Coast of France. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 58:844-853. ISSN: 14320703. <https://doi.org/10.1007/s00244-009-9393-9>.

METROHM. s/f. 797 VA Computrace Hardware Manual. Metrohm AG, Herisau, Switzerland. Pp. 119. <https://www.metrohm.com/content/dam/metrohm/shared/documents/manuals/87/87978001EN.pdf>

MIZUKAWA H, Takahashi S, Nakayama K, Sudo A, Tanabe S. 2009. Contamination and accumulation feature of organotin compounds in common cormorants (*Phalacrocorax carbo*) from Lake Biwa, Japan. *Interdisciplinary Studies on Environmental Chemistry – Environmental Research in Asia*. Terrapub, Tokyo, pp 153–161. [https://www.researchgate.net/publication/228845526\\_Contamination\\_and\\_Accumulation\\_Feature\\_of\\_Organotin\\_Compounds\\_in\\_Common\\_Cormorants\\_Phalacrocorax\\_carbo\\_from\\_Lake\\_Biwa\\_Japan/link/02bfe5138399be7a05000000/download?\\_tp=eyJjb250ZXh0Ijp7ImZpcnN0UGFnZSI6InB1YmxyY2F0aW9uIiwicGFnZSI6InB1YmxyY2F0aW9uIn19](https://www.researchgate.net/publication/228845526_Contamination_and_Accumulation_Feature_of_Organotin_Compounds_in_Common_Cormorants_Phalacrocorax_carbo_from_Lake_Biwa_Japan/link/02bfe5138399be7a05000000/download?_tp=eyJjb250ZXh0Ijp7ImZpcnN0UGFnZSI6InB1YmxyY2F0aW9uIiwicGFnZSI6InB1YmxyY2F0aW9uIn19).

MORA MA, Anderson DW. 1994. Selenium, boron, and heavy metals in birds from the Mexicali Valley, Baja California, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 54:198-206. ISSN: 0007-4861. <https://doi.org/10.1007/bf00197431>.

NEWMAN MC, Unger MA. 2003. *Fundamentals of ecotoxicology*. Boca, Ratón: Editorial CRC Press. Pp. 14-21. ISBN:9781351133999.

NRIAGU JO, Pacyna JM. 1988. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature*. 333(6169):134-139. ISSN: 1476-4687. <https://doi.org/10.1038/333134a0>.

PAIN DJ, Sears J, Newton I. 1995. Lead concentration in birds of prey in Britian. *Environmental Pollution*. 87(2):173-180. eISSN: 1873-6424. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(94\)p2604-8](https://doi.org/10.1016/0269-7491(94)p2604-8).



PAIN DJ. 1996. Lead in waterfowl. En: Beyer WN, Heinz GH, Redmon-Norwood AW, *Environmental Contaminants in wildlife, Interpreting tissue concentrations*, Beyer WN, Heinz GH, Redmon-Norwood AW (Eds.). Lewis, Londres: Editorial CRS press. Pp. 251-254. ISBN: 9781566700719. <https://pubs.usgs.gov/publication/5200137>

PANDIYAN J, Jagadheesan R, Karthikeyan G, Mahboob S, Al-Ghanim KA, Al-Misned F, Govindarajan M. 2020. Probing of heavy metals in the feathers of shorebirds of central asian flyway wintering grounds. *Scientific Reports*. 10(1):22118. ISSN: 2045-2322. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-79029-z>

PEREDA-SOLÍS ME, Martínez-Guerrero JH, Toca-Ramírez JA. 2012a. Detection of zinc, lead, cadmium and arsenic in dabbling ducks from Durango, Mexico. *Asian Journal of Animal and Veterinary Advances*. 7(8):761-766. ISSN: 1996-3289. <http://dx.doi.org/10.3923/ajava.2012.761.766>

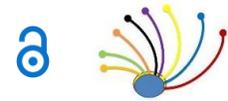
PEREDA-SOLÍS ME, Martínez-Guerrero JH, Toca Ramírez JA. 2012b. Estimation of hepatic levels of heavy metals and metalloids in aquatic birds from a wetland irrigated with residual water in the city of Durango, Mexico. *Journal of Animal and Veterinary Advances*. 11(6):826-830. ISSN: 1680-5593. [https://www.researchgate.net/publication/276039001\\_Estimation\\_of\\_Hepatic\\_Levels\\_of\\_Heavy\\_Metals\\_and\\_Metalloids\\_in\\_Aquatic\\_Birds\\_from\\_a\\_Wetland\\_Irrigated\\_with\\_Residual\\_Water\\_in\\_the\\_City\\_of\\_Durango\\_Mexico](https://www.researchgate.net/publication/276039001_Estimation_of_Hepatic_Levels_of_Heavy_Metals_and_Metalloids_in_Aquatic_Birds_from_a_Wetland_Irrigated_with_Residual_Water_in_the_City_of_Durango_Mexico)

PRONATURA. 2015. Estudio de agenda ambiental de la Laguna de Santiaguillo. Pronatura Noreste A.C. Pp. 72. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.1.2021.6402>

RAJAGANAPATHY V, Xavier F, Sreekumar D, Mandal PK. 2011. Heavy metal contamination in soil, water and fodder and their presence in livestock and products: a review. *Journal of environmental Science and Technology*. 4(3):234-249. ISSN: 2077-2181. <https://doi.org/10.3923/jest.2011.234.249>

SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2018. Programa de ordenamiento ecológico regional del territorio de la cuenca de Santiaguillo. Pp. 168. [http://dsiappsdev.semarnat.gob.mx/datos/portal/poet/2020/decreto\\_cs\\_191024.pdf](http://dsiappsdev.semarnat.gob.mx/datos/portal/poet/2020/decreto_cs_191024.pdf)

TATE DJ, Miceli MV, Newsome DA. 1999. Zinc protects against oxidative damage in cultured human retinal pigment epithelial cells. *Free Radical Biology and Medicine*. 26:704-713. ISSN: 1873-4596. [https://doi.org/10.1016/s0891-5849\(98\)00253-6](https://doi.org/10.1016/s0891-5849(98)00253-6)



THOMAS VG, McGill IR. 2008. Dissolution of copper, tin, and iron from sintered tungsten–bronze spheres in a simulated avian gizzard, and an assessment of their potential toxicity to birds. *Science of the total environment*. 394(2-3):283-289. ISSN:1879-1026. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.01.049>

THOMPSON DR. 1996. Mercury in birds and terrestrial mammals. En: Beyer WN, Heinz GH, Redmon-Norwood AW, *Environmental Contaminants in wildlife, Interpreting tissue concentrations*, Beyer WN, Heinz GH, Redmon-Norwood AW (Eds.). Lewis, Londres: Editorial CRS press. Pp. 341-356. ISBN:9781566700719. <https://pubs.usgs.gov/publication/5200137>

VAN DEN BERG CMG. 1991. Potentials and potentialities of cathodic stripping voltammetry of trace elements in natural waters. *Analytica Chimica Acta*. 250:265-276. [https://doi.org/10.1016/0003-2670\(91\)85075-4](https://doi.org/10.1016/0003-2670(91)85075-4)

WONG CSC, Li XD, Zhang G, Qi SH, Min YS. 2002. Heavy metals in agricultural soils of the Pearl River Delta, South China. *Environmental Pollution*. 119(1):33-44. ISSN: 1873-6424. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00325-6](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00325-6)

WORRALL DH. 1984. Diet of the Dunlin *Calidris alpina* in the Severn estuary. *Bird Study* 31(3):203–212. ISSN: 1944-6705. <https://doi.org/10.1080/00063658409476842>

WVDL. 2015. Normal range values for WVDL toxicology. <https://www.yumpu.com/en/document/view/52919318/normal-range-values-for-wvdl-toxicology>

ZARE S, Ebadi AG. 2005. Measurement of Heavy Metals in Fish from the Tajan River. Pakistan *Journal of Biological Sciences*. 8:1460-1462. ISSN: 1028-8880. <https://doi.org/10.3923/pjbs.2005.1460.1462>

[Errata Erratum](#)

<https://abanicoacademico.mx/revistasabanico-version-nueva/index.php/abanico-veterinario/errata>