



CENTRO DE INVESTIGACIÓN Y DE ESTUDIOS
AVANZADOS DEL
INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
UNIDAD MÉRIDA
DEPARTAMENTO DE ECOLOGÍA HUMANA

**Concentración de plomo en sangre de aves
xcoquita (Turdus grayi) en la ciudad de Mérida,
Yucatán**

Tesis que presenta
Ariadna Yarely Gamero Vega
para la obtención del grado de
**Maestra en Ciencias en la especialidad de
Ecología Humana**

Directora de tesis
Dra. Almira L. Hoogesteyn Reul

Mérida, Yucatán, México

agosto 2019

Agradecimientos

“Tout est possible a qui rêve, ose, travaille et n’abandonne jamais”

Xavier Dolan.

Agradezco al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por el apoyo económico otorgado gracias al cual fue posible dedicarme de tiempo completo a mis estudios de maestría.

Al Cinvestav Unidad Mérida por el espacio de trabajo y la beca otorgada para compartir mi trabajo en la XII Convención Internacional Sobre Medio Ambiente y Desarrollo.

Gracias a todas las personas quienes de una u otra manera me acompañaron en este camino.

A Dalila Góngora quien estuvo siempre dispuesta a ayudar y resolver mis dudas administrativas e incluso recordarnos fechas importantes a mí y a mis compañeros.

A José Luis Febles por su ayuda incondicional durante todo el proceso del proyecto, por sus consejos, observaciones y por supuesto, por la motivación para seguir adelante.

Gracias a los miembros de mi Comité Asesor, al Dr. Federico Dickinson por sus observaciones y comentarios y al Dr. Ángel Polanco por sus aportes en el progreso de la tesis.

A mis amigos de generación. Porque tuve la dicha de conocerlos y de compartir esta etapa con ellos. Por sus sugerencias, por sus enseñanzas, por estar siempre dispuestos a escuchar. Por compartir conmigo tantos momentos. Por haber enriquecido mi camino con tantas experiencias.

A David, por respetar mis desiciones, por creer en mi, por seguir escribiendo conmigo esta historia.

A mis papás, por siempre estar cerca, por su amor incondicional, por sus palabras de aliento y por estar siempre pendiente de mi bienestar.

A mi directora de tesis Almira Hoogesteyn

Por compartir conmigo su forma de trabajo. Por sus enseñanzas sobre el proceso de investigación. Por mostrarme su entusiasmo por la ciencia y hacer crecer mis deseos de continuar en este campo. Por su tiempo y paciencia dedicados a leer y comentar mi ¡terrible redacción! Por su honestidad, su exigencia y sus comentarios con los que siempre demostró su compromiso con mi formación. Por invitarme a desafiarme a mi misma.

Por las pláticas sobre temas tan variados. He aprendido mucho más que solo una manera de hacer ciencia.

Por haber sido mi guía en este proceso.

Contenido

Índice de figuras.....	VI
Índice de cuadros.....	VII
Índice de anexos.....	VIII
Resumen.....	IX
Abstract.	X
Introducción.....	1
Marco teórico	
Contaminación del Pb.....	3
Marco jurídico.....	9
Biomonitoreo de Pb en zonas urbanas.....	9
Aves como bioindicadores de Pb en zonas urbanas.....	11
Efectos de Pb en aves.....	13
Uso de sangre para la medición de concentración de Pb.....	16
Grado de urbanización.....	19
Planteamiento del problema y justificación.....	21
Objetivos.....	24
Metodología	
Área de estudio.....	24
Grado de urbanización de los sitios de estudio.....	27

Construcción del índice de grado de urbanización.....	28
Descripción de la población de estudio.....	32
Muestreo de <i>Turdus grayi</i>	33
Análisis toxicológico	35
Análisis estadístico de datos.....	36
Resultados	
Grado de urbanización	37
Concentración de Pb en sangre.....	37
Discusión	
Índice de condición corporal.....	48
Índice de urbanización.....	49
Sugerencias para fututros estudios.....	50
Conclusiones.....	51
Bibliografía.....	46
Anexos.....	59

Índice de figuras

Figura 1. Número de publicaciones encontradas en bases de datos bibliográficas sobre monitoreo de Pb urbano según el tipo de indicador utilizado.....	12
Figura 2. Concentración de Pb en sangre asociada a efectos subclínicos, tóxicos y mortales en diferentes órdenes de aves. Modificado de Friend M. et al. (1999)...	15
Figura 3. Localización de los sitios de muestreo en Municipio de Mérida, Yucatán	26
Figura 4. <i>Xcoquita (Turdus grayi)</i>	32
Figura 5. Grado de urbanización de los zoológicos Animaya y Centenario.....	38
Figura 6. Traza urbana de los lugares de estudio según el grado de urbanización por manzana en las áreas de influencia	39
Figura 7. Datos individuales de la concentración de Pb sanguíneo en <i>T. grayi</i> en los zoológicos Animaya y Centenario.....	40
Figura 8. Concentración de Pb ($\mu\text{g/L}$) obtenida en cada zoológico	41
Figura 9. Diferencia entre las medianas de la concentración de Pb en sangre de <i>T. grayi</i> de los zoológicos Animaya y Centenario.....	42
Figura 10. Comparación del Índice de Condición Corporal (ICC) de aves <i>T. grayi</i> de los zoológicos Animaya y Centenario.	43
Figura 11. Correlación entre el Índice de Condición Corporal (ICC) y la concentración de Pb en sangre.....	44

Índice de cuadros

Cuadro 1. Esquema de búsqueda de bibliografía para el desarrollo del marco teórico.....	2
Cuadro 2. Concentraciones de Pb en sangre de aves paseriformes residentes de áreas urbanas reportadas en la literatura.....	18
Cuadro 3. Urbanización: sus dimensiones e indicadores elegidos	28
Cuadro 4. Valores propios y proporción de la varianza explicada por componente principal en la ponderación de indicadores urbanos	30
Cuadro 5. Coeficientes de correlación de las variables que forman CP1 y CP2...31	
Cuadro 6. Niveles de concentración de Pb ($\mu\text{g/L}$) en sangre de <i>T. grayi</i> en zoológicos ubicados en áreas con diferente grado de urbanización.....	40
Cuadro 7. Valores descriptivos de las características morfológicas de las aves muestreadas en zoológicos ubicados en zonas con diferente grado de urbanización.....	42
Cuadro 8. Valores descriptivos del ICC de las aves muestreadas en zoológicos ubicados en zonas con diferente grado de urbanización.....	43

Índice de anexos

Anexo 1. Datos crudos de <i>T. grayi</i> capturados en los zoológicos Centenario y Animaya en Mérida, Yucatán.....	59
Anexo 2. Planilla de campo para el registro aves.	60
Anexo 3. Normas Mexicanas para la regulación del Pb ambiental.....	61
Anexo 4. Glosario.....	61

Resumen

El plomo (Pb) es un metal pesado que produce efectos nocivos a la salud de los organismos. Entre las afecciones clínicas asociadas a la exposición a Pb se encuentran: alteraciones en los sistemas nervioso, hematológico, gastrointestinal, cardiovascular, renal y esquelético. Los síntomas clínicos tienen mayor impacto en organismos en desarrollo. Un factor importante en la toxicología de este metal es su persistencia en el medio ambiente y su bioacumulación en los organismos, producto de una exposición prolongada a este contaminante. El Pb se bioconcentra en matrices orgánicas (e.g. huesos) y se bioacumula en ellas con cada nueva exposición. La biomagnificación a través de la cadena trófica hace más susceptibles a aquellos seres vivos que se encuentran en niveles altos.

La mayor parte de las emisiones del Pb al medio ambiente se han relacionado con la actividad antropogénica. Las ciudades, al ser conglomerados humanos en donde estas actividades son significativas, pueden ser sitios de alta emisión y, por ende, de alta exposición a Pb. La literatura científica se concentra en artículos que relacionan las concentraciones de Pb con sitios industriales. Hasta donde sabemos pocos estudios describen la biodisponibilidad del Pb en ciudades medianas en constante crecimiento, con una población menor a un millón de personas. El Pb ambiental generalmente se cuantifica en sustratos como agua y suelo, pero la información obtenida es insuficiente para entender la relación del Pb ambiental con las concentraciones dentro de los tejidos de los organismos que habitan ese ambiente.

Las aves son buenos bioindicadores para medir la biodisponibilidad y acumulación de los contaminantes ambientales. Las características fisiológicas, anatómicas e historia natural de algunas especies las hacen bioindicadores ideales.

En el presente estudio, se midió la biodisponibilidad del Pb en los zoológicos Centenario y Animaya, dos zonas con diferente grado de urbanización de Mérida, capital del estado de Yucatán, México, una ciudad de mediano tamaño poblacional. Se utilizaron aves sinantrópicas de la especie *Turdus grayi* como especie indicadora. Se calculó el grado de urbanización desarrollando un índice de

urbanización con un rango de 0 al 1, donde 0 y 1 representan el menor y mayor grado de urbanización, respectivamente. Existe una diferencia en la intensidad de urbanización entre los sitios muestreados (media en el índice de grado de urbanización de 0.111 y 0.239 para Animaya y Centenario respectivamente, $p < 0.0001$). Se obtuvo una muestra de sangre de 17 aves en cada sitio. Las muestras fueron analizadas con la técnica de gota seca, usando Espectrofotometría de Masas con Plasma Acoplado Inductivamente (ICP-MS). Los resultados indican una diferencia significativa ($p \leq 0.0003$) de Pb biodisponible en sangre entre los dos sitios evaluados. Las concentraciones de Pb fueron mayores en el área con mayor grado de urbanización (R= 16-73; Me = 44 $\mu\text{g/L}$; IC = 24-57), que en el área con el menor grado de (R= 9-62; Me =13 $\mu\text{g/L}$; IC = 4-17).

Se observó que las concentraciones de Pb encontradas en las aves estudiadas en el presente trabajo están por debajo de los valores que han sido reportados en la literatura.

Se recomienda la realización de estudios posteriores que permitan conocer el comportamiento del Pb a través de la cadena trófica, para tener un mayor conocimiento de los factores que podrían influir en nuestros resultados.

Abstract

Lead is a highly toxic heavy metal that acts as a nonspecific poison affecting all body systems and has no known biological requirement. Absorption of low concentrations may result in a wide range of sub-lethal effects in animals, and a higher concentration may result in mortality. Lead can concentrate in tissues, for example bones, and can accumulate in organisms with each new exposure. Lead biomagnifies through the trophic chain, therefore those species high in the chain tend to be more susceptible. Lead is closely related to human activity, it has been mined and smelted by humans for centuries, but the use of lead-based products increased greatly during the industrial era. Now, Pb is ubiquitous in air, water and soil. Cities are high emission sources due to human activity, and therefore

organisms living in cities are highly exposed. Most of the scientific literature relates to Pb concentration in industrial sites, to our knowledge there are few publications that describe Pb bioavailability in middle sized cities with less than one million inhabitants. Usually Pb is measured in the environment, however, environmental Pb is an insufficient measure when the objective is to understand how lead affects organisms in the environment. It needs to be measured in the exposed organisms to define its bioavailability.

Birds are good indicators of Pb contamination. Non-particulated Pb exposure is frequently the result of the ingestion of sediments containing lead, or from airborne sources. The physiology, anatomy and live history of some species of birds makes them ideal indicators.

The primary focus of this thesis is the interpretation of Pb concentrations in blood in two areas of the city of Merida, Yucatan, Mexico, with two different urbanization gradients. Pb concentrations were measured in a synanthropic bird, the Clay-colored Thrush (*Turdus grayi*).

To define the degree of urbanization we calculated an “urbanization index”, with a range from 0 to 1, where numbers close to 0 represented the least urbanized gradient (Animaya Zoo) and numbers approaching 1 the highest urbanization gradient (Centenario Zoo). We demonstrated that both sites had significantly different urbanization indexes (Urbanization Index Median ranged from 0.111 to 0.239 for Animaya and Centenario respectively, $p < 0.0001$).

We obtained blood samples from 17 wild, free-living thrushes per site. Samples were analyzed with the dry blood drop technique in an Induced Coupled Plasma Mass Spectrometer (ICP-MS). Birds living in Centenario Zoo presented the highest Pb concentrations in blood (Range = 16-73; Median = 44 $\mu\text{g/L}$; CI = 24-57), compared with the birds living in Animaya Zoo (Range = 9-62; Median = 13 ($\mu\text{g/L}$); CI = 4-17), ($p \leq 0.0003$). To our knowledge the data here presented are the lowest reported in the literature so far.

We recommend that further studies should be conducted that allow to understand Pb kinetics and dynamics in the environment and in the trophic chain, as to better understand the impact and meaning of these results for the birds and humans living in these environments.

Introducción

Los metales pesados son contaminantes ambientales cuya exposición ha demostrado causar efectos nocivos para la salud y al ambiente. Sus emisiones han sido relacionadas con actividades humanas (De Nicola, Baldantoni y Maisto, 2017; Kachova y Atanassova, 2017; Trujillo-Gonzalez, Torres-Mora, Keesstra, Brevik y Jimenez-Ballesta, 2016). Este trabajo se enfoca en la cuantificación del plomo (Pb), un metal pesado al que los organismos residentes en ecosistemas urbanos pueden estar expuestos (F. Cai y Calisi, 2016; Nava-Diaz, Hoogesteijn, Erosa, Febles y Mendez-Gonzalez, 2015) y cuya biodisponibilidad en ciudades medianas ha sido escasamente reportada en la literatura científica revisada. El presente estudio es parte de un esfuerzo que se viene realizando en el Laboratorio de Salud Ambiental del Departamento de Ecología Humana del Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politecnico Nacional (Cinvestav) unidad Mérida, donde se ha desarrollado un programa de monitoreo de contaminantes desde el año 2008. El presente estudio enriquece la información existente con datos actuales con la particularidad de asociarlos al grado de urbanización de las zonas evaluadas.

El objetivo planteado en este estudio fue conocer la biodisponibilidad del Pb en dos zonas de la ciudad de Mérida con diferente grado de urbanización. Dicho objetivo se planteó para responder a la pregunta: ¿La concentración de Pb en sangre de aves se ve influenciada por el grado de urbanización?

Este estudio exploratorio describe la influencia del grado de urbanización sobre la biodisponibilidad del Pb y permite conocer su biodisponibilidad, relacionándolo con la actividad humana en Mérida, Yucatán. Consecuentemente proporciona datos que serán una referencia comparativa y permitirán llevar a cabo acciones preventivas para la protección de la salud y del ecosistema.

El marco teórico de este estudio se basó en los resultados de la búsqueda bibliográfica realizada en las bases de datos: Web of Science, Toxline-PubMed, Science Direct y Cabdirect. La información obtenida se estructuró en seis subtemas (Cuadro 1).

Cuadro 1. Esquema de búsqueda de bibliografía para el desarrollo del marco teórico.

Resultados de los
años 1975-2017

Búsqueda	Palabras clave	Base de datos	Obtenidos	Elegidos
1	Pb, monitor, industrial		34 707	
	Pb, monitor, urban	Web of Science	16 633	Contaminación por Pb (45)
		Toxline-PubMed		Marco jurídico (45)
		Science Direct		Biomonitoreo en una zona urbana (38)
			Aves como bioindicadores (24)	
2	Pb, urb*, bird, concentration, monitor	Direct	48	Aves como bioindicadores (26)
		Cab Direct		<i>Turdidae</i> (7)
				Efectos de Pb en aves (24)
				Reproducción (11)
			Sangre (7)	
			Uso de sangre para medir Pb (13)	
			Paseriformes (3)	

() número de artículos, *todas las palabras que empiezan con urb.

Marco teórico

Contaminación con Pb

El plomo (Pb) es un metal pesado que, a diferencia de otros elementos, hasta donde sabemos, no cumple con función biológica alguna, persiste en el ambiente sin degradarse y su toxicidad representa un riesgo para la salud de los organismos (Blacksmith Institute, 2015; M. Cai, McBride y Li, 2016; Chen, Xia, Zhao y Zhang, 2010; Nam y Lee, 2006).

Debido a su toxicidad, el Pb se encuentra dentro de las 10 sustancias químicas de mayor importancia para la salud pública según la OMS (2018). La ONG Pure Earth (McCartor y Becker, 2010) lo considera como el número uno de los contaminantes más peligrosos, estimando que tiene un impacto en una población de entre 18 a 22 millones de personas alrededor del mundo. Está ampliamente reportado que la exposición prolongada al Pb, incluso a bajas concentraciones, llega a provocar efectos a largo plazo en los organismos vivos debido a su bioacumulación (Maret, 2017; Silver et al., 2016). Aunque la mayor parte de las investigaciones se han dedicado a analizar la relación entre las dosis altas de Pb y las afecciones clínicas en el humano, estudios recientes demuestran que la exposición prolongada a dosis bajas se relaciona con daño multisistémico, especialmente en los niños, en los cuales afecta principalmente los sistemas renal y nervioso. A nivel neurológico se ha relacionado con disminución en la capacidad de aprendizaje y del coeficiente intelectual, así como con alteraciones de comportamiento (Maret, 2017; Shefa y Héroux, 2017).

Las principales rutas de exposición al Pb son la vía oral y respiratoria (Blacksmith Institute, 2015). Una vez en el organismo, puede causar alteraciones en los sistemas nervioso, hematopoyético, gastrointestinal, cardiovascular, renal, esquelético, entre otros (ATSDR, 2011; OMS, 2018). Se ha reportado que concentraciones bajas de Pb en aves se relacionan con signos I) físicos, como alteraciones en el crecimiento y condición corporal (Roux y Marra, 2007); II) reproductivos, como alteraciones en la capacidad de construcción de nido y en la

alimentación de crías de aves (De Francisco, Ruiz y Agüera, 2003); III) fisiológicos, como daño al sistema nervioso central y hematológico, en donde puede causar anemia (Dieter y Finley, 1979; Hoffman et al., 2000; Rupley, 1997a) y IV) de comportamiento, como agresividad y dificultad en la locomoción (caminar, correr, volar, aterrizar) (Friend, Franson, Ciganovich, Redman y Stenback, 1999). Adicionalmente se le considera carcinogénico (EPA, 2017). Los niños son especialmente susceptibles a las alteraciones que el Pb causa al sistema nervioso (SN) ya que interfiere en su desarrollo (ATSDR, 2019). El Pb interfiere en la absorción de algunos metales esenciales como el zinc (Zn), el hierro (Fe) y el calcio (Ca) (Talpur, Afridi, Kazi y Talpur, 2018). Caravanos y colaboradores (2014) estimaron que el coeficiente intelectual de niños mexicanos disminuyó a partir de la exposición a esta sustancia.

El mecanismo de acción del Pb está íntimamente relacionado con el metabolismo del Ca, lo mimetiza uniéndose a receptores celulares de este mineral (Shefa y Héroux, 2017). Por ello tiende a acumularse en tejidos duros como huesos y dientes. El Pb se moviliza de sus sitios de secuestro en determinados momentos metabólicos como, por ejemplo, el embarazo, la lactancia, las respuestas inmunes, dietas, enfermedades crónico-degenerativas (ATSDR, 2019). Una dieta alta en Ca y proteína pueden reducir la absorción y retención de Pb disminuyendo la probabilidad de que se presenten sus efectos tóxicos (Roux y Marra, 2007).

La contaminación ambiental con Pb ocurre a través de dos vías: I) por fenómenos naturales (Lee, Xiangdong, Shi, Cheung y Thornton, 2006) o II) por medio de la actividad humana (Lee et al., 2006; Yu, Li, Li, Shen y Stenstrom, 2017). De manera natural, por origen geológico, el Pb puede encontrarse casi inmóvil en la corteza terrestre en concentraciones traza. Se redistribuye a través de su ciclo biogeoquímico durante procesos geológicos, e.g. erupciones volcánicas o la erosión (ATSDR, 2019; Cullen y McAlister, 2017). Este ciclo ha sido alterado por actividades antropogénicas (Cullen y McAlister, 2017) que pueden ser clasificadas como I) estacionarias: actividades minero-metalúrgicas y procesos industriales, e.g. la producción de baterías, municiones, soldaduras, material de construcción, entre otros; II) químicas: contaminación por plaguicidas y fertilizantes, en la cual el

Pb suele ser el principio activo o un residuo indeseado de la manufactura industrial y III) móviles: quema de combustibles fósiles. (OMS, 2017; Yu et al., 2017). El primer registro que se tiene del uso de Pb por humanos es una estatuilla encontrada en Egipto que data de alrededor del año 4000 a.C. (ILA). Sin embargo, los grandes incrementos en las concentraciones de Pb ambiental ocurrieron en el siglo XVIII a partir de la Revolución Industrial en la que inició el auge minero y el aumento del uso de tecnología mecanizada en los procesos de manufactura (Cullen y McAlister, 2017). Por lo que los estudios de contaminación por este metal se enfocan en su asociación con la actividad industrial (W. Liu, Tian, Chen y Guo, 2017; Okun, Cooper, Bailer, Bena y Stainer, 2004; Yu et al., 2017). Han sido pocos los trabajos que asocian al Pb con los procesos urbanos, en espacios residenciales, de comercio y servicios (Gioia et al., 2017; Zhao et al., 2019). El uso de suelo y la manera en la que éste se distribuye en un área urbana también influyen en la concentración de Pb en el medio ambiente. Se sabe que la concentración de Pb cambia dependiendo del gradiente urbano (Kouddane, Mouhir, Fekhaoui, Elabidi y Benaakame, 2016; Meillère et al., 2016; Orłowski et al., 2014; Pouyat et al., 2015) y que las áreas más urbanizadas son las que presentan mayor concentración de Pb (Gioia et al., 2017; C. Liu, Zhou y Fang, 2016). Incluso, en algunos países es posible que la concentración de Pb de zonas urbanas sea igual al que hay en zonas industriales (Nam y Lee, 2006). Liu y colaboradores (2016) concluyeron que un alto grado de urbanización con altas densidades humanas es uno de los factores positivamente asociados con la acumulación de metales pesados por la cantidad de contaminantes vertidos al ambiente.

Según datos del Banco Mundial (Banco Mundial, 2018), en el 2010 cerca del 54% de la población mundial vivía en zonas urbanas. En México, para el 2018, más del 80% de la población residía en sitios urbanos (Banco Mundial, 2018). Estos datos podrían hacernos suponer que poblaciones que residen en sitios urbanos están expuestas a niveles altos de Pb, sin embargo, la reducida cantidad de publicaciones relacionadas con el tema (Nava-Díaz et al., 2015; Roux y Marra, 2007), comparadas con la cantidad de artículos científicos sobre Pb industrial

encontradas en cinco bases de datos (Web of Science, Toxline-PubMed, Science Direct, Cabdirect) (A. M. M. Berglund, Koivula y Eeva, 2011; Geens, Dauwe, Bervoets, Blust y Eens, 2010; Yu et al., 2017; Zarrintab y Mirzaei, 2017) nos indican que se ha prestado poca atención al problema que representa la presencia y el impacto del Pb en zonas urbanas (Cuadro 1).(Fang, Qiao, Yin, Yang y Li, 2015)

El término “urbanización” ha tenido muchas conceptualizaciones. Se ha definido a través de valores demográficos (e.g. cantidad y/o densidad de población por el área de estudio), actividad humana y uso de suelo (e.g. densidad de caminos/área) (Fang et al., 2015). Fang y colaboradores (2015), mencionan que un acercamiento más confiable a la caracterización del espacio urbano debe considerar variables demográficas y físicas. Dentro de un área urbana es posible identificar gradientes de urbanización, los cuales han sido de utilidad en el análisis espacial de contaminantes (Richard V. Pouyat et al., 2008). En base a esto, para la caracterización de las zonas evaluadas en este estudio se tomaron en consideración variables demográficas, de infraestructura, económicas y de uso de suelo.

Algunos grupos han encontrado que aún en ciudades medianas existe exposición a Pb (Nava-Diaz et al., 2015; Roux y Marra, 2007). Adicionalmente al sesgo en el estudio de la contaminación industrial, encontramos que también hay un sesgo en los estudios del impacto del Pb a nivel urbano, favoreciéndose las ciudades grandes, con una alta densidad humana (Lu y Bai, 2010; Nam y Lee, 2006; Wu, Edwards, He, Liu y Kleinman, 2010). Hay un número limitado de estudios realizados en ciudades medianas con poblaciones entre los 500 mil a 1 millón de habitantes (Alleva et al., 2006; Flores-Rangel et al., 2007; Scheifler et al., 2006). En México solo 10 de 384 ciudades del Sistema Urbano Nacional poseen más de 1 millón de habitantes (Cervera y Rangel, 2015), alrededor del 92 % de las ciudades de México son ciudades medianas cuyas poblaciones también podrían estar expuestas al Pb asociado a la actividad humana. Conocer la biodisponibilidad del Pb actual en relación con el grado de urbanización permitiría

detectar alteraciones en los niveles de este metal a lo largo del tiempo, a través monitoreos sistemáticos. Esta detección facilitaría la toma de decisiones para una gestión de crecimiento urbano en la que se considere evitar el aumento de emisiones de Pb. Nava-Diaz y colaboradores (Nava-Diaz et al., 2015), reportaron una concentración de Pb en plumas de aves mayor en un sitio urbano que en uno rural en el municipio de Mérida, Yucatán, lo cual indica biodisponibilidad de Pb en una población de 777,615 habitantes (INEGI, 2010a). Sin embargo, la naturaleza de su estudio no permitió comparar concentraciones dentro de diferentes sitios de la ciudad.

En las ciudades, el tránsito vehicular es considerado la principal fuente antropogénica de contaminación por Pb (Chen et al., 2010; Lee et al., 2006) pues las emisiones vehiculares, el desgaste de neumáticos, de frenos y de partes metálicas asociadas pueden liberar este metal (M. Cai et al., 2016).

La importancia de la combustión como un factor de contaminación se hizo evidente con el incremento exponencial del uso del Pb a nivel global a mediados del siglo XX, cuando se utilizó el tetraetilo de Pb como aditivo en la gasolina para mejorar su combustión (Chang et al., 2016). La concentración de esta sustancia alcanzó su pico máximo atmosférico alrededor del año 1980. Dado el impacto de dicha contaminación, se tomaron medidas para controlar su emisión, ya que el Pb se había convertido en un grave problema de salud pública (Chang et al., 2016; Mielke, 2016). Su prohibición alrededor del mundo fue un proceso que inició con la primera reducción de Pb en gasolina en Estados Unidos en el año 1973 (EPA, 1996) y que continuó hasta el año 2008 cuando la mayoría de las naciones dejaron de usarlo (Chang et al., 2016; Illuminati, Anibaldi, Truzzi y Scarponi, 2014; Kalra, Sahu, Bedi y Pandey, 2013). Cabe recalcar que aún sin este aditivo, la combustión de gasolinas sigue liberando Pb al ambiente, aunque en menores concentraciones (Chrastný et al., 2018; Gioia et al., 2017).

Décadas después de la prohibición del uso de aditivos con Pb en gasolinas, se continúa detectando Pb en estudios ambientales, que indican la continua

liberación de este metal y su persistencia en el ambiente (Gioia et al., 2017; Ma et al., 2016).

En México el uso de gasolina con aditivo de Pb se prohibió hasta 1997 (Flores y Albert, 2004) a pesar de que ya existía evidencia científica acerca de los efectos negativos del Pb en la salud (Lusky, Braun y Laug, 1949; Verity, 1990). Estudios realizados 13 años después de la prohibición encontraron que el promedio de la concentración de este metal en sangre de niños fue de 5.36 $\mu\text{g/dL}$ (Caravanos et al., 2014). Esta concentración supera el límite máximo establecido en la Norma Oficial Mexicana NOM-199-SSA1-2000, modificada en 2017 (Secretaría de Salud, 2000), que es de 5 $\mu\text{g/dL}$.

Pouyat y colaboradores (2015), en su estudio de la concentración de Pb en jardines residenciales realizado a lo largo de un gradiente urbano encontraron variación en las concentraciones, siendo las partes de los suelos más cercanos al tráfico vehicular, las que poseían una mayor concentración de este metal. De manera similar, Khan y colaboradores (2016) encontraron altas concentraciones de Pb en suelos de parques cercanos a vialidades. Estos hallazgos confirman la combustión de combustibles fósiles como una de las principales fuentes de contaminación por Pb, así como la persistencia de éste en el ambiente y los organismos que en él habitan.

Las poblaciones dentro de las zonas urbanas están en constante contacto con las emisiones vehiculares (Chen et al., 2010). Por lo que es importante conocer la biodisponibilidad de este contaminante en lugares donde el tráfico vehicular es un factor que puede estar afectando la calidad del ambiente. Investigaciones publicadas demuestran que las concentraciones de Pb en suelo urbano pueden ser mayores a los valores recomendados por organizaciones nacionales e internacionales como el Departamento de Protección del Suelo de Países Bajos o la Agencia para el Registro de Sustancias Tóxicas y Enfermedades (ATSDR por sus siglas en inglés) (Lee et al., 2006).

Dado que es conocida la relación de la urbanización en la contaminación por Pb, así como en el riesgo de exposición de los organismos expuestos a este metal, es

necesario realizar investigaciones que estudien la problemática a nivel geográfico y a través del tiempo.

Marco jurídico

Organizaciones y gobiernos alrededor del mundo han creado leyes para limitar el impacto del Pb ya que continúa siendo habitual encontrarlo contenido en utensilios y dispositivos de uso diario (OMS, 2017). La Administración de Drogas y Alimentos de los Estados Unidos de Norteamérica (FDA por sus siglas en inglés), limita la concentración del Pb en sustancias de consumo humano, a concentraciones menores o iguales a 0.1 ppm en dulces (FDA, 2006) ; los cosméticos pueden llegar a tener hasta 10 ppm (FDA, 2018). Estos mismos límites están estipulados en el Reglamento de Control Sanitario de Productos y Servicios (Secretaría de Salud, 1999) (Anexo 2) que regula la presencia del Pb en productos de consumo humano en México.

En cuanto a la biodisponibilidad del Pb, en algunas ciudades se han encontrado concentraciones en sangre que se acercan al valor límite aceptado por las leyes locales. Kalra (2013) reportó niveles altos de Pb en niños de la ciudad de Delhi, India, 15 años después de la prohibición del uso de gasolina con Pb. En México la regulación de concentraciones de Pb en sangre humana queda establecida en la Norma Oficial Mexicana NOM-199-SSA1-2000 (Secretaría de Salud, 2000) la cual redujo la concentración límite en el año 2017 de 10 µg/dl de Pb en sangre por exposición no ocupacional en niños y mujeres embarazadas, a 5 µg/dl. Dado que investigaciones indican que cualquier concentración de Pb es perjudicial para la salud, cualquier valor debería ser cuestionado por las autoridades sanitarias (Shefa y Héroux, 2017).

Biomonitoreo del Pb en zonas urbanas

La concentración de Pb ambiental en zonas urbanas generalmente se describe en estudios publicados que han realizado mediciones en suelo (Chen et al., 2010;

Francová et al., 2017; Lee et al., 2006; Li, Yu, Li, Deng y Luo, 2011) debido a que es una fuente importante de exposición a metales pesados (Yu et al., 2017) y permite conocer la concentración de elementos tóxicos presentes en el medio ambiente. Sin embargo, hay diferencias entre los niveles de exposición y los niveles de absorción. Por la naturaleza de la interacción de elementos ambientales con un organismo, el elemento, en este caso el metal pesado, no se absorbe en su totalidad (Bauerová et al., 2017). Es por ello, que se define la conceptualización de “biodisponibilidad” como aquella fracción de contaminante que, al entrar en contacto con el organismo, es absorbida, formando parte del organismo (McGeer et al., 2004) .

Para evaluar el impacto de contaminantes ambientales en organismos se realizan estudios de biomonitorio el cual se basa en el muestreo de tejidos o fluidos de un organismo específico (bioindicador) que posea ciertas características biológicas y ecológicas que expresen la exposición a contaminantes (Zhou, Zhang, Fu, Shi y Jiang, 2008).

Se pueden realizar diferentes mediciones cuando se hacen estudios ambientales, y dependiendo del objetivo del estudio se fija el tipo de bioindicadores, de los cuales hay cuatro grandes grupos que detectan: I) contaminantes ambientales, II) cambios en ambiente, III) cambios en la biodiversidad y IV) cambios en la ecología del sitio de impacto (Parmar, Rawtani y Agrawal, 2016). En el caso de los bioindicadores de contaminación, una de sus ventajas es que pueden presentar marcadores que reflejen la exposición a la sustancia de interés. Estos pueden ser la presencia del contaminante mismo, alteraciones en metabolitos, en tejidos, en el comportamiento o en parámetros poblacionales, atribuibles a la acción de la sustancia en cuestión (Zhou et al., 2008). Las mediciones resultantes ofrecen información sobre la cantidad de contaminante y su efecto en el organismo (Zhou et al., 2008).

Entre las ventajas que muestra el uso de bioindicadores con respecto al análisis químico realizado comúnmente con el uso de sustratos como agua, aire y suelo en zonas urbanas, se puede mencionar que: I) proporciona información de cambios

biológicos en el organismo afectado por la sustancia contaminante; II) la respuesta inducida en el organismo expuesto se puede medir; III) permite un muestreo amplio (Zhou et al., 2008) y IV) permite visualizar la dinámica del contaminante a diferentes escalas biológicas a lo largo de la cadena trófica o de estudios poblacionales y de comunidad (Nava-Díaz et al., 2015).

Un organismo adecuado para el biomonitoreo debe cumplir con ciertas características según el propósito específico del monitoreo: I) que permita la acumulación de altos niveles del contaminante sin morir; II) preferentemente ser un organismo sésil o que se mantenga en territorios definidos, de esta manera se asegura que representará la contaminación local; III) poseer una amplia abundancia y distribución, esto permitirá la toma de muestras subsecuentes para poder realizar estudios longitudinales; IV) preferiblemente tener una vida larga; V) ser capaz de proporcionar una muestra adecuada de tejido para realizar los análisis requeridos ; VI) ser de fácil muestreo; VII) ocupar una importante posición en la cadena trófica o ser una especie clave y VIII) ser capaz de expresar una relación de dosis-respuesta (Zhou et al., 2008). Plantas, líquenes, lombrices, abejas, mamíferos y aves han sido empleados en el monitoreo de Pb ambiental en zonas urbanas, cada uno con sus bondades y limitaciones según la especie (Alleva et al., 2006; Demková, Baranová, Oboňa, Árvay y Lošák, 2017; Giglio et al., 2017; Pouyat et al., 2015; Scheifler et al., 2006).

Aves como bioindicadores de Pb en zonas urbanas

En la búsqueda realizada en las bases de datos antes mencionadas en el presente estudio, se encontró que los organismos animales más utilizados como bioindicadores en las zonas urbanas son las aves (Figura 1).

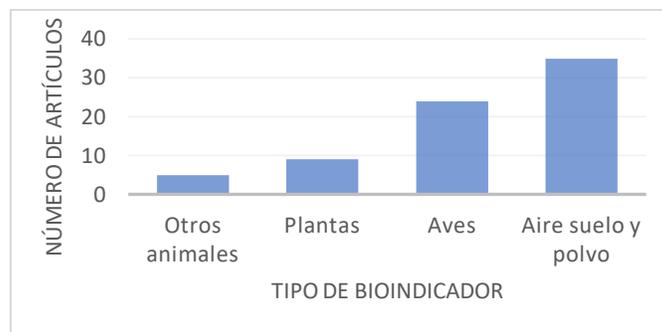


Figura 1. Número de publicaciones encontradas en bases de datos bibliográficas sobre monitoreo de Pb urbano según el tipo de indicador utilizado.

El monitoreo de metales pesados en aves se ha considerado un método efectivo para evaluar la salud del ecosistema en cuestión (Hofer, Gallagher y Holzapfel, 2010; Nava-Diaz et al., 2015).

La distribución geográfica y ubicación en un nivel alto en la cadena trófica de algunas especies de aves las ha caracterizado como buenos indicadores (Meillère et al., 2016; Nava-Diaz et al., 2015). Algunas de ellas, denominadas aves sinantrópicas, se asocian con la actividad humana (e.g. las gaviotas) o se adaptan a vivir en zonas urbanas, haciéndose tolerantes a la falta de vegetación, al ruido, la luz artificial, los cambios de temperatura, los transeúntes y la contaminación (Meillère et al., 2016; Roux y Marra, 2007). Jardines, parques y áreas verdes en general, juegan un papel importante en la ecología de estas especies (Chace y Walsh, 2006) .

La exposición al Pb ocurre preponderantemente por vía oral y respiratoria. Las aves son especialmente eficientes en la absorción del Pb. Sus hábitos alimenticios como el forrajeo, el consumo de invertebrados, tierra y material vegetal facilitan la asimilación del Pb depositado en el suelo. La fisiología del aparato respiratorio, la presencia de grandes superficies de intercambio gaseoso, como los sacos aéreos y la particular anatomía de los pulmones permiten un eficiente intercambio gaseoso que facilitan el pase del Pb al organismo (Brown, Brain y Wang, 1997; Kouddane et al., 2016; Pouyat et al., 2015; Roux y Marra, 2007). Esta eficiencia

respiratoria hace que las aves sean excelentes bioindicadores de la contaminación del aire.

Además de contar con las características mencionadas anteriormente, la especie elegida como bioindicador no debe estar amenazada o en vías de extinción. Su historia natural debe ser conocida, en la medida de lo posible, lo que permite entender mejor los hábitos alimenticios, las posibles fuentes de contaminación que la pueden afectar (Hollamby et al., 2006) y la territorialidad de los bioindicadores si se conoce su ámbito hogareño. Un bioindicador con un ámbito hogareño reducido puede reflejar la biodisponibilidad de la sustancia a investigar en la zona de estudio.

Varios estudios en los que se han empleado aves para observar su exposición a metales pesados han sido realizados en lugares en donde la exposición es directa (e.g. ranchos de tiro) o en sitios muy contaminados como minas e industrias (Zarrintab y Mirzaei, 2017). El empleo de aves para la medición de la exposición al Pb en ciudades ha sido escaso y principalmente en zonas muy contaminadas (Cui, Halbrook, Zang, Han y Li, 2017; Roux y Marra, 2007).

Efectos del Pb en aves

Como en todas las especies, las aves también presentan variabilidad en las respuestas a la exposición al Pb (Fairbrother, Locke y Hoff, 1996; Friend et al., 1999) Se han reportado efectos subclínicos, clínicos y muerte asociados con la presencia de Pb en sangre a diferentes concentraciones en distintas especies (Figura 2). Los efectos subclínicos son aquellos efectos a nivel fisiológico, insuficientes para ser apreciados desde la perspectiva clínica (Franson y Pain, 2011). Entre los efectos subclínicos se manifiestan, por ejemplo, la influencia en los procesos oxidativos, interferencia en la liberación y velocidad del impulso nervioso y la alteración de enzimas necesarias para la síntesis del grupo hemo (e.g. ácido δ-aminolevulinico-deshidratasa, ALAD) necesario para la formación de proteínas sanguíneas (hemoproteínas). Estos efectos no se perciben a través de

los exámenes clínicos tradicionales, requieren de pruebas sofisticadas que no se realizan en los paneles de evaluación de salud de rutina. El Pb puede afectar la síntesis de proteínas que desempeñan funciones como el transporte de oxígeno y CO₂ (hemoglobina, mioglobina y neuroglobina), el transporte de energía y el metabolismo de diversas sustancias (citocromo), entre otras funciones (Cid et al., 2018; Fairbrother et al., 1996). La alteración de ALAD puede resultar en reducción de la proporción de glóbulos rojos en sangre (hematocrito) y de la hemoglobina. Si la exposición al Pb es severa este cambio metabólico se expresa de forma clínica como anemia, una alteración fácilmente medible (Cid et al., 2018). La anemia, cuando es severa, puede producir daño cerebral, ya que impide la eficiente oxigenación de este órgano (De Francisco et al., 2003) .

Los efectos clínicos son aquellas manifestaciones patológicas, medibles clínicamente, de los cambios fisiológicos (Franson y Pain, 2011). Algunos efectos clínicos que se han reportado en aves expuestas a Pb se manifiestan a nivel físico y de comportamiento. A nivel físico las aves manifiestan: anorexia, diarrea, dificultad o incapacidad para volar a causa de debilidad en las alas y pérdida de peso (Franson y Pain, 2011; Friend et al., 1999; Rupley, 1997a). A nivel del comportamiento puede haber depresión, una disminución de la reacción de escape ante el peligro, cambio en el repertorio y volumen del canto y disminución en la vocalización de alarma; estos cambios se han observado en los gansos de Canadá (*Branta canadensis*) intoxicados con Pb (Friend et al., 1999; Rupley, 1997a). La mortalidad suele reportarse comúnmente en aves rapaces y acuáticas (patos, gansos, cisnes) que ingieren perdigones de Pb generalmente usados en la cacería de aves o artículos usados en la práctica de pesca (Friend et al., 1999).

Algunos autores han desarrollado guías que relacionan la concentración de Pb en la sangre con los signos clínicos, que se usan preponderantemente en las especies de interés cinegético o de conservación como aves de los órdenes Anseriformes, Falconiformes y Columbiformes (Franson y Pain, 2011). Hasta donde es de nuestro conocimiento, no se han desarrollado dichas guías para el orden Paseriforme al que pertenecen más de la mitad de las especies de aves

(CONABIO, s.f.). A diferencia de los humanos, no se ha identificado una concentración umbral de permisibilidad de concentraciones de Pb en sangre. Recordemos que, aunque las normas establecen que los niveles de Pb en sangre en humanos deben ser menor a 5 µg/dL, toda concentración de Pb en sangre se considera tóxica (Maret, 2017; OMS, 2017).

Para aves en general, algunos autores consideran que a concentraciones mayores que 0.2 µg/ml (200 µg/L) puede ser confirmada la intoxicación por Pb (Fairbrother et al., 1996; Rupley, 1997b) y a partir de 0.5 µg/ml (500 µg/L) se relacionan con la inhibición de ALAD (De Francisco et al., 2003) que está asociada con anemia, reducción de hematocrito y hemoglobina, y finalmente, desencadena daño cerebral (Dieter y Finley, 1979; Hoffman et al., 2000). Concentraciones que sobrepasen los 0.6 µg/ml (600 µg/L) indican una toxicosis clínica. Si la concentración sobrepasa 1.0 µg/ml (1000 µg/L) puede indicar envenenamiento agudo (Fairbrother et al., 1996).

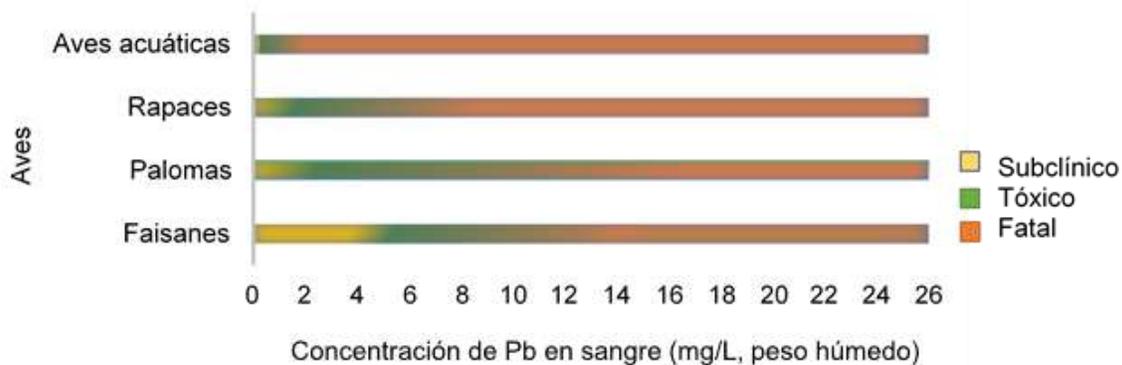


Figura 2. Concentración de Pb en sangre, asociada a efectos subclínicos, tóxicos y mortales en diferentes órdenes de aves. Modificado de Friend M. et al (1999).

De acuerdo con la literatura consultada, las aves del orden paseriforme han sido las más utilizadas como bioindicadores de contaminación por Pb. Las aves de este orden se caracterizan por ser altricias, con una disposición dactilar denominada anisodactilia que les permite posarse en ramas y por utilizar el canto para comunicarse. Algunas especies se han adaptado a ambientes antropizados (e.g. *Quiscalus mexicanus* y *T. grayi*) lo cual permite su uso como bioindicadores de

contaminación en dichos ecosistemas (CONABIO, s.f.). Las aves de la familia *Turdidae* pertenecen al orden de los passeriformes y son consideradas como buenos indicadores debido a su alta sensibilidad al Pb (Beyer, Spann, Sileo y Franson, 1988) y a su posición dentro de la cadena trófica. Se ha evaluado la biodisponibilidad de este metal en aves del género *Turdus* para comparar la contaminación en zonas urbanizadas y rurales (Meillère et al., 2016; Nava-Díaz et al., 2015). Éstas aves se consideran generalistas en cuanto a su alimentación ya que su dieta consiste en pequeños vertebrados como largartijas (*Gynophthalmus spp.*, *Leposoma spp.*, *Gonatodesal bogularis*), invertebrados (*Lumbricidae*, *Termitidae*, *Miriapoda*, entre otros), consumidos generalmente en la estación seca, y frutas (Dyrzcz, 1983) principalmente en estación de lluvias (Vidal-Astudillo, 2007). En la ciudad de Mérida, Yucatán se ha observado que los *Turdus* en la estación de lluvia se alimentan básicamente de gusanos e insectos (A. Hoogesteyn, comunicación personal, 11 de abril del 2019) a través de los cuales pueden exponerse indirectamente al Pb. La mayor parte del alimento de estas aves es conseguido mediante forrajeo en los suelos (Dyrzcz, 1983) quedando expuestas a partículas del suelo, si éste está contaminado, el acceso de los contaminantes a través de la alimentación es directo (Hofer et al., 2010). Su alimentación con invertebrados terrestres es la principal ruta de exposición de Pb (Roux y Marra, 2007; Scheifler et al., 2006). Estudios realizados usando a aves del género *Turdus* como bioindicador de contaminación por Pb han encontrado mayores concentraciones de este metal entre sitios con urbanizados que en lugares rurales (Meillère et al., 2016; Nava-Díaz et al., 2015).

En el Laboratorio de Salud Ambiental se ha venido trabajando con *xcoquita* (*T. grayi*) como indicadora de contaminantes metálicos por llenar con todas las especificaciones requeridas (Nava-Díaz et al., 2015).

Uso de sangre para la medición de concentración de Pb

Para la detección de Pb en aves se han utilizado diversos tipos de muestras biológicas como: excremento (A. M. M Berglund, 2018), huevos (Boncompagni et

al., 2003; Swaileh y Sansur, 2006), hígado (Kekkonen, Hanski, Väisänen y Brommer, 2012; Swaileh y Sansur, 2006), riñones, cerebro, corazón (Bannon et al., 2011), pulmón (Cui et al., 2017; Swaileh y Sansur, 2006) plumas y sangre (Boncompagni et al., 2003; Geens et al., 2010; Scheifler et al., 2006). Estos dos últimos tejidos se consideran los más adecuados para medir la exposición a Pb dada su confiabilidad, facilidad de muestreo y la mínima invasividad en el procedimiento de colecta (Bauerová et al., 2017; Scheifler et al., 2006) y, además, porque permite realizar investigaciones longitudinales (Hofer et al., 2010), ya que se puede marcar al ave con un anillo y volver a recapturarla para tomar muestras posteriormente. Se revisaron 48 artículos sobre monitoreo de Pb en aves. Veinticinco de ellos emplearon plumas. Se considera que la concentración de Pb en dicho tejido representa una exposición prolongada, ya que el Pb se acumula en él en el momento de su formación y depende de la exposición que el ave ha tenido a lo largo de un año (las plumas se mudan anualmente) (Capllonch, 2015). La carga interna se acumula durante las semanas que comprenden el periodo de crecimiento de la pluma cuya duración es de alrededor de 30 días (Howell et al., 2017). Las plumas también pueden demostrar “la carga externa” del contaminante, ya que las partículas del aire se adhieren a su superficie, resultando en la acumulación externa de Pb desde la emergencia de la pluma, hasta su caída por la muda (Markowski et al., 2013).

Dependiendo del tipo de estudio que se realice, se debe remover la contaminación externa de las plumas, esto se hace a través de un proceso de lavado (Scheifler et al., 2006). Esta remoción puede ser difícil, como lo explica Pain (2005) quien reporta que aún después del lavado de muestras de plumas de aves de museo, una alta proporción de la concentración de Pb encontrada pudo ser exógena. Hay que tomar en consideración que las aves en museo rutinariamente se fumigan para evitar que los insectos las dañen. Los insecticidas usados pueden tener aditamentos y contaminantes de Pb que pueden sesgar los resultados, por lo cual este tipo de estudios se debe considerar con cautela.

La concentración de Pb en sangre refleja una exposición reciente al Pb, ya sea por ingestión o a través de la respiración (Evers 2004, citado en (Evers et al., 2008). La vida media del Pb en sangre depende de diversos factores entre los que están la especie y el nivel de exposición al contaminante. Se ha estimado una vida media de Pb en sangre de aves desde 13 días en el orden columbiforme (Andersen et al. 1982 en (Buekers, Steen Redeker y Smolders, 2009) y hasta de 35 días para otras aves de compañía (Puschner y Poppenga, 2009). El análisis de Pb en sangre permite evaluar los valores existentes con respecto a concentraciones que se han relacionado con algún efecto adverso medible con las pruebas disponibles (Scheifler et al., 2006). En el Cuadro 2 se resumen los valores encontrados en los artículos que reportan la concentración de Pb en sangre de paseriformes en zonas urbanas.

Pouyat y colaboradores (2015) encontraron relación entre las concentraciones de Pb en sangre de aves y en lombrices en la región metropolitana de Baltimore-Washington en Estados Unidos. Se calcula que el tiempo medio de vida del Pb en las lombrices es de aproximadamente dos semanas (A. M. M Berglund, 2018; Scheifler et al., 2006). Las lombrices son excelentes indicadores para cambios de concentraciones de Pb inmediatas en el suelo. Las aves representarían la exposición prolongada a dicho elemento a través del consumo constante de lombrices.

Cuadro 2. Concentraciones de Pb en sangre de aves paseriformes residentes de áreas urbanas reportadas en la literatura.

Autor	Área de estudio	Especie de ave	Concentración de Pb en sangre ($\mu\text{g/L}$) *
<i>Bauerová et al. (2017)</i>	Área urbana República Checa	<i>Parus major</i>	$7670 \pm 430^*$ [$X = 7.67 \pm DS = 4.33$] ^{ps}
<i>Roux y Marra</i>	Urbana y rural	<i>Turdus migratorius</i>	$264 \pm 35^*$ [$Me = 0.264 \pm E.S. = 0.035$] ^l

<i>et al. (2007)</i>	Estados Unidos	<i>Dumetela carolinensis</i>	94 ± 11* [Me = 0.094 ± E.S. = 0.011] ¹
		<i>Melospiza melodia</i>	530 ± 9* [Me = 0.053 ± E.S. = 0.009] ¹
		<i>Cardinalis cardinalis</i>	112 ± 27* [Me = 0.112 ± E.S. = 0.027] ¹
		<i>Mimus polyglottos</i>	187 ± 65* [Me = 0.187 ± D.S. = 0.065] ²
		<i>Thryothorus ludovicianus</i>	67 ± 25* [Me = 0.067 ± D.S. = 0.025] ²
		<i>Passer domesticus</i>	148 ± 13* [Me = 0.148 ± D.S. = 0.013] ²
<i>Scheifler et al. (2006)</i>	Urbana y rural Francia	<i>Turdus merula</i>	150 ± 90* [X = 0.15 ± D.S. = 0.09] ^{ph}

[] Concentración de Pb en sangre reportada por el autor, plumasΦ, X = Media aritmética, Me = mediana, DS= Desviación estándar, ES=error estándar, * µg/L, ph µg/g peso húmedo, ps µg/g peso seco, 1ppm.

Las concentraciones más altas en sangre fueron de 1790-7670 µg/L (Bauerová et al., 2017) en República Checa en un sitio urbano cercano a una zona industrial con presencia de plantas metalúrgicas, mientras que las más bajas fueron de 67 µg/L en la zona metropolitana de la ciudad de Baltimore (Roux y Marra, 2007).

Grado de urbanización

En la literatura consultada, se identifican diferentes conceptos de zona urbana, dependiendo del país o del enfoque de la investigación.

La EPA (2018) describe la urbanización como la concentración de población humana que conduce a la transformación del suelo para uso residencial, comercial, industrial y de transporte. De acuerdo con la UNICEF (2012) un área urbana se puede definir siguiendo un criterio administrativo o político, según un límite de tamaño de población, según la función económica o por la presencia de

infraestructura urbana. En México, un área urbana se define como una región en donde habitan más de 2500 habitantes (INEGI, 2010b) y que se dividen en Áreas Geoestadísticas Básicas urbanas (AGEBs). Estas últimas se definen como “áreas geográficas ocupadas por un conjunto de manzanas perfectamente delimitadas por calles, avenidas, andadores o cualquier otro rasgo de fácil identificación en el terreno y cuyo uso del suelo es principalmente habitacional, industrial, de servicios, comercial, etc. Y solo son asignados al interior de las localidades urbanas” (INEGI, 2014).

A pesar de que no hay una definición consensuada, el principal objetivo de conceptualizar el término “urbanización” fue el de diferenciar un sitio urbano de uno no urbano. Además de la variación en la conceptualización del término urbano, se han reportado distintos métodos para medir el grado de urbanización.

Se ha reportado el uso de un único indicador (e.g. tamaño de la población) (UNICEF, 2012) o de un conjunto de indicadores (e.g. uso de suelo y aforo vehicular) (Wang, Markert, Chen, Peng y Ouyang, 2012).

Para una medición más completa de grado de urbanización, se ha sugerido tomar en cuenta factores relacionados con él, tales como: factores demográficos (e.g. crecimiento poblacional), de desarrollo económico (e.g. área destinada a agricultura) y físicos (e.g. área construida) (Mohan, K. Pathan, Narendrareddy, Kandya y Pandey, 2011). En Egipto toman en cuenta indicadores como tamaño de la población, la tenencia de la tierra y los tipos de actividades económicas (Mehaina, El-Bastawissi y Ayad, 2016). Foti et al. (2017) hacen uso de dos índices, uno sociodemográfico y otro de isla de calor, para conocer el gradiente de presión urbano logrando incluir variables sociales y de infraestructura en su estudio. De Silva y colaboradores (2016) eligieron como indicadores la antigüedad de las calles, volumen y velocidad de tráfico. Para el caso de nuestras áreas de estudio, la adopción de alguna de estas metodologías se dificultaba debido a la falta de datos sobre los indicadores mencionados. Por ejemplo, la medición y registro de la temperatura en diferentes puntos de una ciudad, es posible con estaciones meteorológicas, pero, aunque en la ciudad de Mérida, Yucatán, se

cuenta con 6 estaciones ninguna de ellas se encuentra cercana a las áreas de estudio. Con respecto al tráfico vehicular, no se encontró información sobre el aforo en la ciudad.

Planteamiento del problema

La ciudad de Mérida ha jugado un papel estratégico en el estado de Yucatán siendo centro de concentración poblacional y económica, características que han impulsado su desarrollo como urbe (García de Fuentes y Aguilar, 2006).

Durante el Porfiriato el desarrollo de la economía henequenera, la introducción de vías ferroviarias y la incursión en el mercado internacional dio lugar a cambios urbanísticos de la ciudad. El gran desarrollo como urbe comenzó a partir de los años 1950, con un crecimiento moderado, gracias a la construcción de carreteras y al incremento de transporte como automóviles, tranvías y autobuses (López, 2011). Desde 1970 comenzó a mostrar mayor crecimiento en industria, servicios y comercio y, durante las últimas tres décadas, el área urbana ha mostrado un crecimiento del 80 % con respecto a su tamaño en la década de 1980. Esto produjo problemas urbanos, entre ellos el incremento del tránsito automotor, fragmentación de los ecosistemas y la contaminación. Se estima que entre los años 2005 al 2030 la población de la Zona Metropolitana de Mérida crecerá en un 34.1% y el número de inmuebles en un 72.9% (López, 2011).

En 1950 la ciudad de Mérida estaba asentada en 4,264 ha y su número de habitantes era de 67,012. En el año 2010 el área alcanzó 27,027 ha y 777,615 habitantes. En el último año la población en el estado de Yucatán era de 1,955,557 habitantes, (SEDESOL, 2013) lo cual nos indica que en 60 años la zona urbana pasó a representar alrededor del 30.5 % del municipio de Mérida y a concentrar a alrededor del 39.7% de la población del estado de Yucatán (SEDUMA, 2010). Junto con el crecimiento poblacional, aumentó el tráfico vehicular. Durante el año 2017 más de la mitad de los 770,875 autos registrados en el estado de Yucatán se encontraban circulando en la ciudad de Mérida. El

crecimiento de la ciudad ha sido acelerado (García de Fuentes y Aguilar, 2006) y el desarrollo económico se centra en la construcción residencial. Debido a la especulación con el suelo urbano, a la concentración de la población y a la inmigración de los habitantes del interior del estado la cual permite un aumento en la población residente, existe un importante proceso de construcción de fraccionamientos residenciales que se concentra en el área de Mérida y su zona metropolitana. Mérida se encuentra en el 2° lugar de los municipios con más fraccionamientos en Yucatán (SEDUMA, s.f.). Entre los años 2000 y 2010 se reportó el desarrollo de 62 nuevos fraccionamientos en el municipio de Mérida, siendo los alrededores de la ciudad los que tienden al aumento en la construcción de viviendas (SEDUMA, s.f.). Tomando en cuenta que el aumento en la densidad poblacional puede considerarse un indicador de elevada actividad humana y que la construcción es una de las actividades en cuyo proceso puede haber emisiones de Pb es necesario el monitoreo de este metal.

Es posible que el crecimiento urbano de Mérida y el desarrollo de actividades inherentes a él, estén contribuyendo en la acumulación de Pb en la zona urbana de la ciudad por lo cual en este estudio se propone identificar el impacto de la urbanización en la concentración de Pb biodisponible usando como indicadores aves de la especie *T. grayi* en dos zonas de Mérida: una con un menor grado de urbanización (Zoológico Animaya) y una con mayor grado de urbanización (Zoológico Centenario).

La pregunta de investigación fue la siguiente:

¿La concentración de Pb en sangre de bioindicadores está asociada al grado de urbanización?

Justificación

Como se ha descrito anteriormente, la toxicidad del Pb en cualquier concentración representa un riesgo para la salud de los organismos, contribuyendo a la presencia de efectos deletéreos en todos sus sistemas (Blacksmith Institute, 2015;

M. Cai et al., 2016) . Las actividades humanas (e.g. tráfico vehicular, construcción, industria) continúan produciendo emisiones de este metal al ambiente (Gebalska, 2017; C. Liu et al., 2016). Estas actividades se presentan mayormente en centros urbanos, comprometiendo así la salud de los habitantes. Por lo anterior debe ser considerado con especial atención el estudio de la concentración de este elemento en zonas urbanas. El crecimiento de la mancha urbana en la ciudad de Mérida y el inherente aumento de las actividades humanas (García de Fuentes y Aguilar, 2006; López, 2011) pueden estar contribuyendo al aumento de Pb en el ambiente.

En México se cuenta con tres Normas Oficiales, publicadas en el Diario Oficial de la Federación, para vigilar la regulación del Pb en el ambiente, mediante el establecimiento de criterios sobre la presencia de este metal en la fabricación de productos (Secretaría de Salud, 2013, 2016); sobre las emisiones por la fundición secundaria de Pb (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2014) e indirectamente la Norma Oficial Mexicana NOM-025-SSA1-2014 (Secretaría de Salud, 2014), que establece valores para las partículas suspendidas en el aire (PM 2.5) dentro de las que se encuentra el Pb. Únicamente la Norma Oficial Mexicana NOM-199-SSA1-2000 (Secretaría de Salud, 2000) establece criterios para la protección de la población que se ha sido expuesta al Pb de manera no ocupacional. A pesar de la existencia de estas normas, hasta donde tenemos conocimiento, no se está llevando a cabo ningún programa oficial de monitoreo que aporte información sobre el nivel de contaminación por Pb en el ambiente. Además, este vacío de conocimiento se acentúa por la falta de trabajos científicos que aborden este tema. En Mérida, por ejemplo, se ha realizado solo un trabajo referente a este tema (Nava-Díaz et al., 2015). El desconocimiento de su biodisponibilidad dificulta la regulación de la contaminación por Pb en ambientes urbanos y del daño potencial a la salud humana. Por lo anterior se justifica la realización de este proyecto, cuyos resultados proporcionan información sobre las concentraciones de Pb biodisponible en áreas con diferente grado de urbanización en Mérida, Yucatán.

Objetivos

OBJETIVO GENERAL

Comparar la concentración de Pb biodisponible en *xcoquita* (*T. grayi*) de dos áreas de la ciudad de Mérida, Yucatán, con diferente grado de urbanización.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Caracterizar dos zonas de la ciudad, donde habita *T. grayi*, según su grado de urbanización.
2. Evaluar la concentración de Pb en sangre de *T. grayi* en dos sitios con diferente grado de urbanización.

Metodología

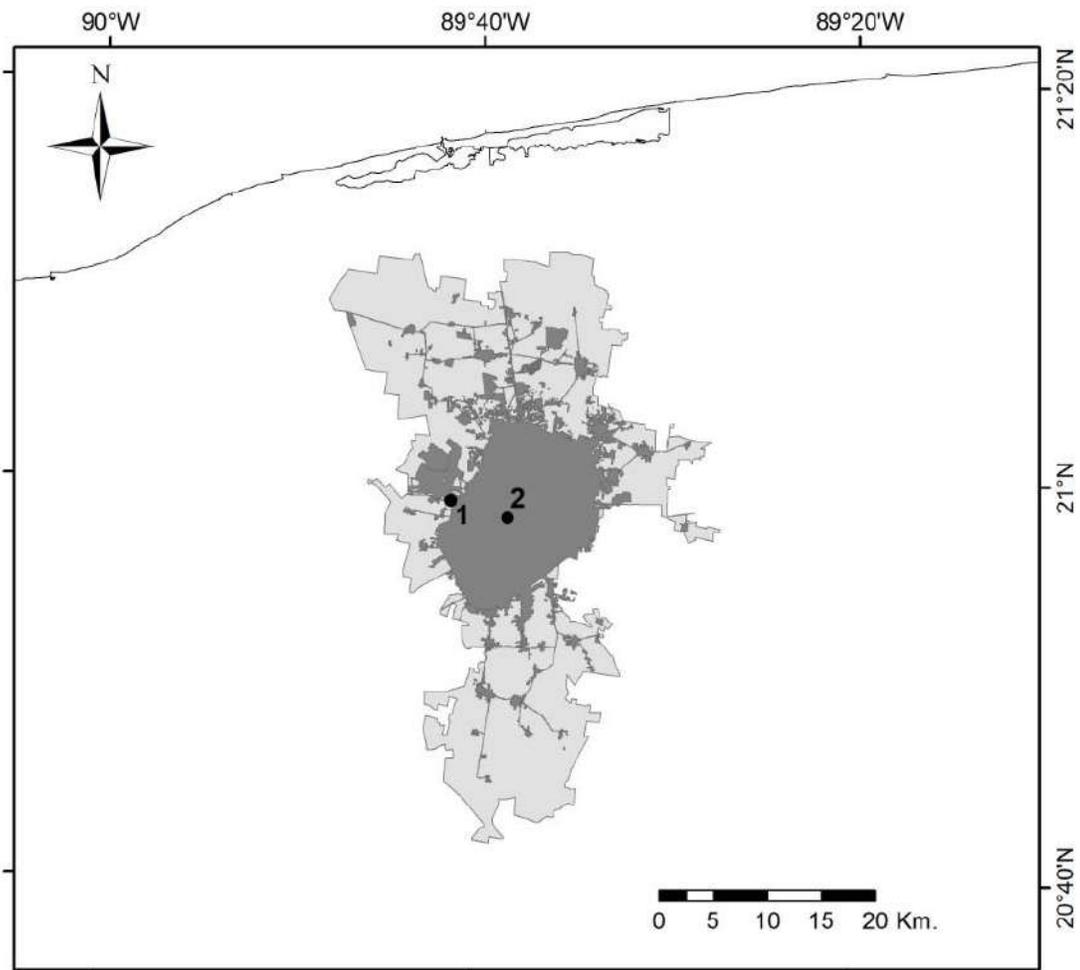
El presente, es un estudio descriptivo- transversal- observacional, realizado en el marco del proyecto de investigación sobre contaminación por metales pesados “x’kau (*Q. mexicanus*) y x’coquita (*T. grayi*) como indicadores de contaminación de metales en la zona de influencia de la ciudad de Mérida, Yucatán, México” llevado a cabo por el Laboratorio de Salud Ambiental del Departamento de Ecología Humana del Cinvestav Unidad Mérida desde el año 2008.

Área de estudio

La investigación se desarrolló en la zona urbana de la ciudad de Mérida, ubicada en el municipio del mismo nombre en el estado de Yucatán, México (Figura 3). Para el 2010 poseía una extensión territorial de 27,027 ha y una población de 777,615 habitantes (INEGI, 2010a). El clima predominante es cálido subhúmedo con una temperatura media anual entre 24.5 y 27 °C y una precipitación media anual de 805.4 a 1120.5 mm durante la temporada de lluvia que ocurre entre los meses de mayo a octubre. Predominan los vientos, considerados débiles, de sureste y noreste. En los meses de septiembre a febrero predominan los vientos

del norte. Los suelos del municipio de Mérida están formados por calizas y margas calcáreas (Ayuntamiento de Mérida, 2006; Bautista-Zúñiga, Jiménez-Osornio, Navarro-Alberto, Manu y R., 2003).

En cuanto a calidad de aire, el municipio de Mérida es el principal emisor de contaminantes atmosféricos en el estado de Yucatán contribuyendo con el 44% de material particulado menor a 2.5 $PM_{2.5}$ emitido en el estado (ProAire, 2018).



- Municipio de Mérida
- Área urbanizada (2016)

- 1 Parque Zoológico Bicentenario Animaya**
- 2 Parque Zoológico del Centenario**

Elaboró:
 José Luis Febles Patrón
 Laboratorio de Salud Ambiental
 Departamento de Ecología Humana
 Cinvestav (Mérida)

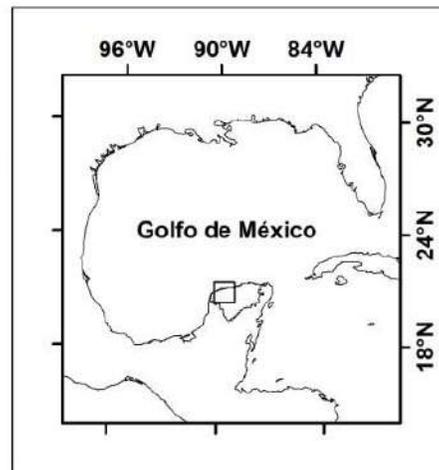


Figura 3. Localización de los sitios de muestreo en Mérida, Yucatán.

El estudio se realizó en los zoológicos Centenario y Animaya por su ubicación dentro de la zona urbana de la ciudad de Mérida, por poseer áreas verdes con presencia de aves de la especie *T. grayi* (Figura 4), por tener similar uso de suelo y por la diferencia en tiempo de urbanización, el cual es un factor relevante debido a la característica acumulativa del Pb.

El parque Zoológico del Centenario (20°58'09.36" N, 89°38'24.66" O) se localiza en la zona centro de la ciudad de Mérida, la cual tiene más de 100 años de haber sido urbanizada (Peraza, 2014). Esta zona tiene una gran actividad comercial y de servicios. Además, es la zona con mayor tráfico de vehículos automotrices. Ahí se concentra el paso de la mayoría de las rutas de transporte público (Salomón, Rodríguez, Zaragoza y Chi, 2016). Forman parte del paisaje construcciones antiguas que posiblemente contengan Pb como se ha reportado para construcciones en otras ciudades (Romieu et al., 1994; Sturges y Harrison, 1985).

Una estación de monitoreo de calidad del aire instalada en la colonia Centro, ha reportado un aumento en la concentración de partículas suspendidas menores a 2.5 micras (PM_{2.5}) a lo largo del periodo 2014 – 2016 (ProAire, 2018). No se identificaron reportes específicos de la presencia de Pb.

El segundo sitio de estudio fue el Parque Zoológico Animaya (20°58'57.09" N, 89°41'23.14" O) ubicado en la periferia oeste de la ciudad de Mérida en la localidad de Candel. Su superficie abarca alrededor de 875 ha y ha sido urbanizada hace aproximadamente 14 años. Entre los años 2007 y 2009 ocurrió la mayor actividad de construcción de fraccionamientos residenciales siendo este el principal uso de suelo en esa zona (Colditz, Cruz, Aguilar, Dávila y Ressler, 2017).

Grado de urbanización de los sitios de estudio.

Para la creación del índice de grado de urbanización fue necesario conceptualizar el término "urbanización" para lo cual se realizó una revisión bibliográfica en la que se consultó la manera en la que se ha definido y medido. Se identificaron 4 dimensiones que caracterizan un área urbana y en las cuales se categorizaron las

variables utilizadas en este trabajo para definir y medir áreas urbanas. Estas dimensiones son: I) Demográfica, II) Infraestructura, III) Uso de suelo y IV) Socioeconómica.

Con base en lo anterior se propone la siguiente definición multidimensional en la que se incluyen variables que explican en conjunto un área urbana y es la definición que se usa en este estudio:

Asentamiento humano cuyas tierras son destinadas al uso residencial, transporte y al desarrollo de actividades económicas secundarias y terciarias. Cuenta con infraestructura como calles, banquetas, luminarias y servicios como el de agua y luz eléctrica.

Para caracterizar los sitios de estudio según su grado de urbanización se creó un índice de urbanización usando indicadores relacionados con cada dimensión de zona urbana.

Construcción del índice de grado de urbanización

El índice se calculó a partir de indicadores disponibles y relacionados con cada una de las dimensiones que describen un área urbana (Cuadro 3). Estos indicadores se obtuvieron a nivel manzana de áreas geoestadísticas básicas urbanas (AGEBs urbanas) que se encuentran dentro de un radio de 1 km a partir de cada uno de los sitios de estudio.

Cuadro 3. Urbanización: sus dimensiones e indicadores elegidos.

Variables de área urbana (Dimensiones)	Indicador
Demográfica	Total de población
Infraestructura	Total de viviendas con electricidad
Socioeconómica	Total de establecimientos comerciales
Uso de suelo	Suma del total de viviendas y establecimientos comerciales

En el sistema de información geoestadística Esri ®ArcMap™ 10.1 se seleccionó una zona de influencia de 1 km de radio tomando como centro cada sitio de estudio, los zoológicos Centenario y Animaya considerando que las aves *T. grayi* se desplazan en un área menor a 1 km² con lo cual es más probable obtener información de la biodisponibilidad de Pb de esa área.

Los datos para los indicadores población total, número de viviendas con electricidad, número total de viviendas de cada una de las manzanas que forman parte de la zona de influencia seleccionada fueron obtenidos usando la información presentada en el INEGI (2010a). La información de establecimientos comerciales totales por manzana se obtuvo del Directorio Económico Nacional de Unidades Económicas (INEGI, 2016). Se complementó la información con el dato de área urbanizada obtenido del ayuntamiento de Mérida (2017). Consideramos que los datos del 2010 se mantienen para el año 2016 ya que no se muestran cambios en el área urbanizada reportada entre estos años.

Con base en una de las metodologías reportadas en el Manual para la Creación de Índices Compuestos de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (Nardo et al., 2008), se desarrolló un índice de grado de urbanización con valores del 0 al 1, en el que mientras el valor se acerca más al número 1, mayor es el grado de urbanización.

Se estandarizaron los datos de cada indicador para obtener una escala de 0 al 1 usando el procedimiento de mínimos-máximos con la siguiente fórmula:

$$\frac{x_i - \text{mínimo}}{\text{máximo} - \text{mínimo}}$$

X_i = valor del indicador en cada manzana.

Mínimo = menor valor del indicador del total de manzanas.

Máximo = mayor valor del indicador del total de manzanas.

Una vez estandarizados los datos de los indicadores, se les ponderó realizando un análisis de componentes principales (ACP). Este análisis se aplica principalmente para reducir las variables en un análisis al agruparlas con otras de acuerdo con su correlación (Nardo et al., 2008). En este trabajo se aplicó ACP como método para la ponderación de los indicadores elegidos para el desarrollo del índice de grado de urbanización, después de comprobar que se cumpliera con los supuestos para realizar dicho análisis (e.g. que exista correlación entre los indicadores) (Nardo et al., 2008). Los indicadores con un coeficiente de correlación similar conforman cada componente principal. Cada componente principal puede explicar una proporción de la variabilidad de los datos (Nardo et al., 2008).

En el análisis de componentes principales, dos componentes (CP1: población, viviendas con electricidad y construcción y CP2: establecimientos comerciales), representaron el 98.4% de la variabilidad de los datos (Cuadro 4). Las variables correlacionadas que forman parte de cada componente se muestran en el Cuadro 4. El valor ponderado del CP1 fue de 0.738 y el del CP2 fue de 0.261. Una vez realizado el ACP, se agruparon las variables correlacionadas en cada componente (Cuadro 5).

Cuadro 4. Valores propios y proporción de la varianza explicada por componente principal en la ponderación de indicadores urbanos.

	CP1	CP2	CP3	CP4
Valor propio	2.9087	1.0261	0.0525	0.0127
Proporción explicada	0.727	0.257	0.013	0.003
Proporción acumulada	0.727	0.984	0.997	1.000

Cuadro 5. Coeficientes de correlación de las variables que forman CP1 y coeficiente de correlación de la variable del CP2.

Variable	CP1	CP2	CP3	CP4
Pob	0.565	-0.211	-0.657	0.451
VivEle	0.571	-0.204	0.011	-0.795
EstCom+VivT	0.572	0.140	0.711	0.385
EstCom	0.165	0.946	-0.250	-0.128

Pob: Población, VivEle: Viviendas con electricidad, EstCom: Establecimientos comerciales y VivT: Viviendas totales

El valor ponderado de cada componente (VP) fue calculado de la siguiente manera:

$$VP_{CP1} = \frac{\text{Proporción explicada por CP1}}{\text{Proporción acumulada entre CP1 y CP2}}$$

$$VP_{CP2} = \frac{\text{Proporción explicada por CP2}}{\text{Proporción acumulada entre CP1 y CP2}}$$

CP1= Componente Principal 1

CP2 = Componente Principal 2

VP CP1 = Valor Ponderado de CP1

VP CP2 = Valor Ponderado de CP2

Posteriormente, se calculó el índice de grado de urbanización de cada manzana circunscrita en cada una de las áreas de estudio con la siguiente fórmula:

$$\text{Índice de urbanización} = \left(\left(\frac{\sum VCP1}{\max \sum VCP1} \right) * VP_{CP1} \right) + (VCP2 * VP_{CP2})$$

$\sum VPC1$ = Sumatoria de los valores de las variables explicadas por el CP1 del conjunto de datos de cada manzana.

$\max \sum VPC1$ = valor máximo de la sumatoria de las variables explicadas por el CP1 en el conjunto de datos de todas las manzanas.

VPC2 = valores de la variable explicada por el CP2 en el conjunto de datos.

A los datos obtenidos se les realizó la prueba de normalidad Shapiro Wilk. Al no mostrar una distribución normal, se comprobó la diferencia de medianas por medio de la prueba estadística no paramétrica U de Mann Whitney (Figura 5). Todos los análisis estadísticos fueron realizados usando el Minitab 16 Statistical Software (2010), [Computer software], State College, PA: Minitab, Inc. (www.minitab.com)

Finalmente se creó un mapa que muestra las manzanas dentro de las áreas de influencia seleccionada, caracterizadas según su grado de urbanización por un gradiente de colores (Figura 6).

Descripción de la población de estudio

En la zona urbana de la ciudad de Mérida es posible observar a la especie de ave *T. grayi*, conocida localmente como *xcoquita* (Figura 4) perteneciente al orden *Paseriforme* y a la familia *Turdidae*. Se trata de una especie de preocupación menor ya que tiene un amplio rango de distribución geográfico (>20,000 km²) y su población parece estar creciendo (IUCN, 2016).



Figura 4 *Xcoquita (Turdus Grayi)*.

Esta especie se eligió porque está presente en los dos sitios de estudio y porque se reportó en estudios anteriores como un buen bioindicador al contar con las características necesarias (Nava-Díaz et al., 2015). Esta especie posee una alta sensibilidad al Pb (Beyer et al., 1988). Como en otras aves del orden Paseriforme, su rápido metabolismo, tamaño y eficiencia de su sistema respiratorio las hace susceptibles a contaminantes ambientales (Dumonceaux y Harrison, 1994). La *xcoquita* se ubica en un nivel de la cadena trófica que la puede exponer a altas concentraciones de Pb debido a la biomagnificación de este metal (Roux y Marra, 2007; Scheifler et al., 2006). Su comportamiento de forrajeo la expone a partículas de suelo y a organismos contaminados que habitan en él (lombrices, larvas etc.) (Hofer et al., 2010), biomagnificando así la concentración del Pb disponible. Al ser *T. grayi* un ave sinantrópica, residente y que pertenece a un género que posee un rango hogareño menor a 0.02 km² (Calegaro-Marques y Amato, 2014), permite el monitoreo de la contaminación del área urbana local del Pb (IUCN, 2016).

Muestreo de *T. grayi*

El muestreo de *xcoquita* fue no probabilístico y a conveniencia. Se obtuvieron muestras sanguíneas de 17 individuos en cada uno de los zoológicos. Se realizaron las visitas para la colecta de individuos una vez al mes en cada sitio. Fueron utilizadas siete redes de niebla (cinco de 6 m, una de 9 m y una de 12 m) colocadas en un trayecto recto en áreas verdes de los sitios de estudio. La apertura de redes fue generalmente a las 6 horas y el cierre alrededor de las 12 horas, dando un total de 51 metros-malla/hora por sitio. Este esfuerzo mensual ha sido considerado óptimo para la captura de aves (Nava-Díaz, 2013). Cada 10 minutos se revisó la red para recoger a las aves atrapadas.

Una vez capturado un individuo en la red se procedió a su recuperación. El criterio de inclusión para la muestra fue que las aves fueran de la especie *T. grayi*. Para producir el menor estrés y mantener los estándares de trato humano a las aves

capturadas, se consideraron los siguientes criterios de exclusión: I) especies de aves distintas a *T. grayi*, II) aves lastimadas, III) aves con plumaje de cría, IV) aves con crías, V) aves con presencia de huevo en el oviducto. Aquellas aves que cumplieran con alguno de los criterios de exclusión se liberaron inmediatamente. Las aves que cumplieran con el criterio de inclusión se depositaron en una bolsa de tela previamente pesada y se trasladaron a la zona de campamento en donde se procedió a realizar las medidas y toma de muestras. El peso de cada individuo capturado se obtuvo pesando la bolsa y al individuo con una balanza de resorte tipo Pesola® registrando el peso total. Luego se sustrajo el peso de la bolsa. Se midió longitud de pico y tarso con un vernier y la longitud de la cola y el ala con ayuda de una regla ornitológica. Se realizó un examen físico del ave. Los datos anteriores sirvieron para aportar información sobre la condición corporal y de salud general de las aves. Se observó la presencia o ausencia de parches de incubación para conocer el estado de reproducción del ave. Se realizó la toma de muestra sanguínea por medio de punción de la vena yugular utilizando una jeringa estéril de 1 ml para cada ave. Se anilló cada ave para no repetir el muestreo en el mismo individuo y darle seguimiento en futuros muestreos. La información obtenida de cada individuo fue registrada junto a su número de identificación y de anillo (Anexo 2). Cada ave fue liberada en el mismo sitio de recolección, una vez terminado el procedimiento.

Para el muestreo y almacenamiento de la sangre se siguió el protocolo recomendado por el Centro de Diagnóstico para la Salud Poblacional y Animal (DCPAH), Universidad del Estado de Michigan, EE. UU.

En el DCPAH se obtuvieron estuches con el material para la recolección de gotas de sangre seca: tarjetas Guthrie, bandas de detección de humedad ambiental Humonitor®, desecantes y bolsas plásticas.

En el sitio de captura, usando una micropipeta calibrada, con puntas desechables, se depositó una alícuota de 50 µL de sangre completa en el área circular marcada en las tarjetas Guthrie. Cada tarjeta se rotuló y se dejó secar a temperatura ambiente durante cuatro horas. Una vez obtenidas todas las muestras, se realizó

la inactivación patogénica mediante el tratamiento térmico de las tarjetas a 60°C por 30 minutos en una Incubadora Quincy Lab® modelo 12-140E, un procedimiento que no permite la evaporación de los metales contenidos en la sangre y que por lo tanto no afecta su cuantificación (Shlosberg, Rumbelha, Lublin y Kannan, 2011). Posteriormente las tarjetas fueron cerradas y depositadas en bolsas plásticas que contenían un sobre desecante de gel de sílice y un papel indicador de humedad ambiental para el control visual de humedad, que debe ser menor a 30%. Una vez terminado el trabajo de campo las muestras fueron enviadas al Laboratorio de Diagnóstico Veterinario de la Universidad del estado de Michigan, Estados Unidos. Los análisis fueron realizados por espectrofotometría atómica de masas con plasma acoplado inductivamente (ICP-MS por sus siglas en inglés) por el método de gota de sangre seca.

Análisis toxicológico

Para reducir la parcialidad en la investigación, fue seguida una aproximación doble ciego por lo cual los individuos que participaron en la recolección de la muestra no participaron en el análisis de metales para limitar la parcialidad inherente.

Describimos la metodología empleada en el Laboratorio de Diagnóstico Veterinario de la Universidad del estado de Michigan, Estados Unidos para el análisis de metales pesados en las muestras sanguíneas. El análisis cuantitativo fue expresado en $\mu\text{g/L}$ peso húmedo al medir el total del analito en el total del volumen sanguíneo (50 μL). Se siguieron los pasos de limpieza para recipientes de digestión y preparación de muestras se encuentran reportadas en la literatura (Lehner et al., 2013). Las muestras fueron analizadas usando un ICP-MS Agilent (Agilent Technologies, Santa Clara, CA) equipado con un nebulizador Micro Mist y una cámara de pulverización doble de Scott (Gaines, 2005). Fueron escaneados y promediados los isótopos m/z 206, 207 y 208 de Pb. Fueron replicadas tres lecturas para cada masa. El límite calculado de cuantificación (LDC) fue de 10 $\mu\text{g/L}$ y el límite de detección de 4.4 $\mu\text{g/L}$ (Lehner et al., 2013). Se construyó una curva de calibración para el Pb usando muestras de base líquida con ajuste

matricial y calculadas con una curva cuadrática ponderada a $1/x$. Las muestras incluyeron soluciones de calibración para proveer el siguiente ajuste matricial (*i.e.* papel filtro) blanco y calibradores: 0, 10, 20, 50, 500 y 2000 $\mu\text{g/L}$ del Instituto Nacional de Estándares y Tecnología (NIST, por sus siglas en inglés) – soluciones de inventario (GFS Chemicals, Inc. Cincinnati, OH, USA o equivalente). Los materiales de referencia estándar Lypocheck 2 y 3 Whole Blood Metals (Bio-Rad, Hercules, CA, EE. UU.) se prepararon de manera idéntica a las muestras de control de calidad. Las medidas de control de calidad consistieron en blancos, duplicados, picos y el análisis de materiales estándar de referencia cada 10 muestras.

Análisis estadístico de datos

Todos los análisis estadísticos fueron realizados usando el Minitab 16 Statistical Software (2010). [Computer software]. State College, PA: Minitab, Inc. (www.minitab.com).

El límite de cuantificación del análisis es de 10 $\mu\text{g/L}$. Se observó la distribución de los datos de concentración de Pb sanguíneo por medio de un gráfico de valores individuales en cada sitio de estudio. Los valores que estuvieron por debajo del límite de cuantificación del método empleado para la medición de Pb fueron sustituidos por el valor 9 $\mu\text{g/L}$, práctica que se aplica en estudios toxicológicos, ya que se asume que la concentración de Pb sanguíneo puede estar en una concentración de 9 $\mu\text{g/L}$ o menor (Roux y Marra, 2007).

Mediante una prueba de normalidad de Ryan-Joiner se comprobó que los datos de la concentración de Pb en sangre de las aves no seguían una distribución normal. Se procedió a analizar los datos usando el método estadístico U de Mann Whitney (Figura 9). Por medio de la prueba de Grubb se determinó si los datos extremos correspondían a valores atípicos.

Para asegurarnos que la condición corporal no influiría en la concentración de Pb en sangre se calculó el Índice de Condición Corporal (ICC), es decir, el cociente

de masa corporal/longitud de tarso de cada ave (Labocha y Hayes, 2012). Por medio de un gráfico de valores individuales se analizó la distribución de los datos para comprobar si había diferencias en los ICC de las aves de los sitios de muestreo (Figura 11). Se comprobó la normalidad de las distribuciones del ICC con la prueba de Ryan-Joiner, al ver que los supuestos quedan satisfechos se procedió a realizar la comparación de las dos poblaciones usando una prueba de t de Student.

Finalmente, se compararon y discutieron los resultados obtenidos en este trabajo, con los reportados en la literatura consultada sobre investigaciones en las que se han realizado mediciones de la concentración de Pb en sangre de aves dentro de un área urbana (Cuadro 2).

Resultados

Grado de urbanización

En la zona de 1 km de radio a partir del zoológico Animaya se identificaron 108 manzanas en un área urbanizada calculada de 1.88 km². En la zona de 1 km de radio a partir del zoológico Centenario hay 208 manzanas en un área urbanizada calculada de 3.14 km².

Existe una diferencia significativa entre la mediana de grado de urbanización de las manzanas de las zonas de los zoológicos Centenario y Animaya ($p \leq 0.05$) siendo Centenario el que presenta mayor grado de urbanización (Figura 5).

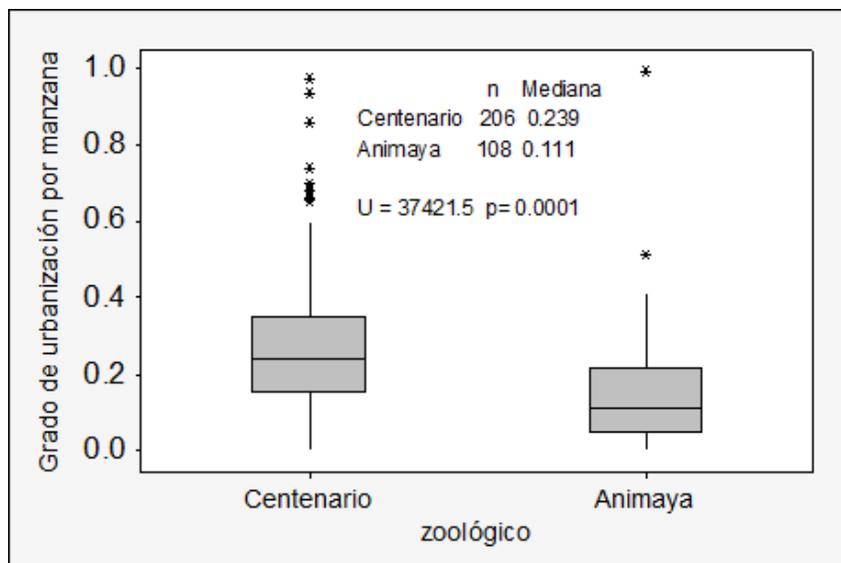


Figura 5. Grado de urbanización de los zoológicos Animaya y Centenario.

En el mapa de grado de urbanización (Figura 6) se observa que en el área en la que se circunscribe el zoológico Animaya predominan las manzanas con un bajo grado de urbanización (0.00-0.12) mientras que la del zoológico del Centenario la mayor parte de las manzanas tienen un grado medio-alto (0.23-0.39) a alto (0.40-0.76) de urbanización.

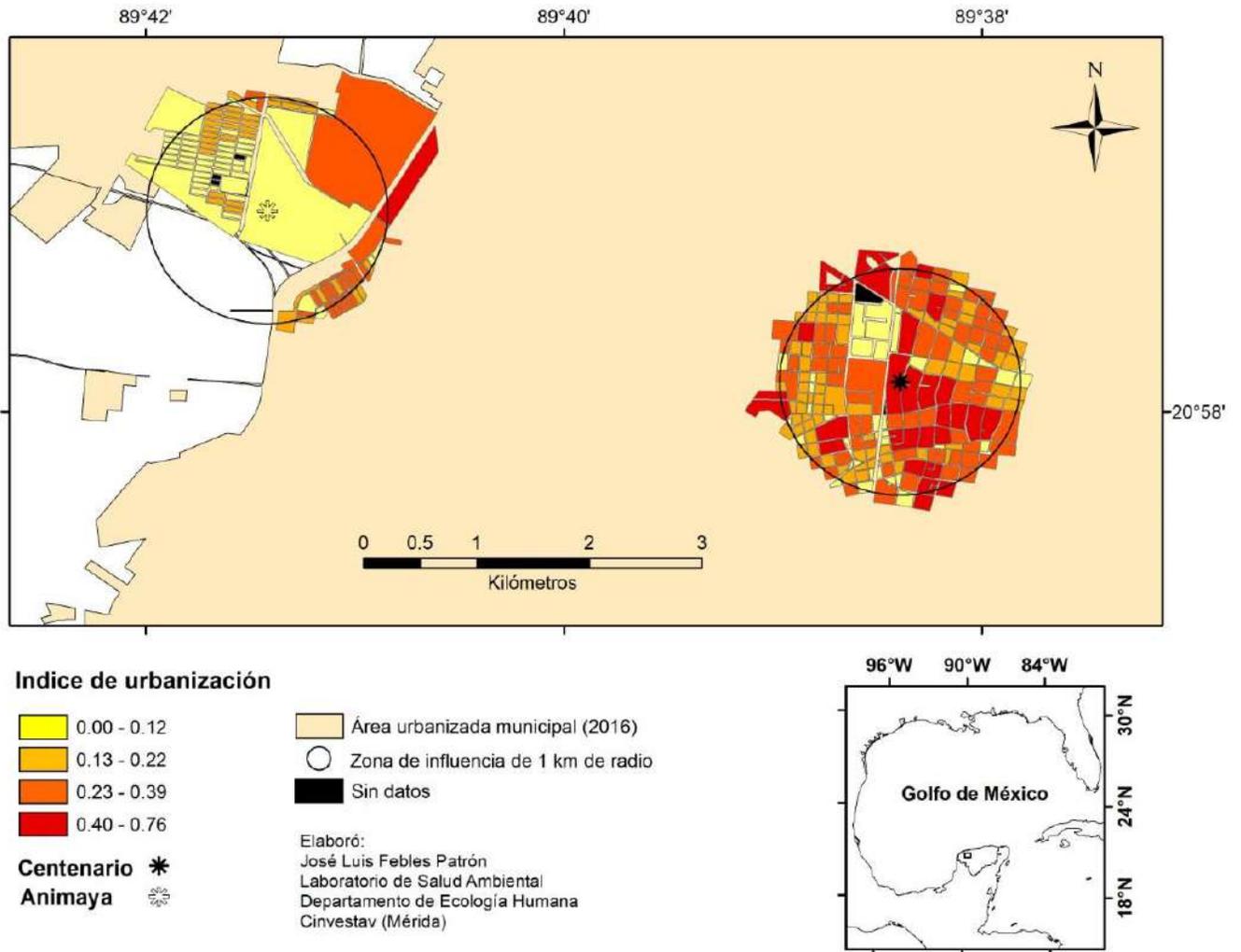


Figura 6. Trazo urbana de los lugares de estudio según el grado de urbanización por manzana en las áreas de influencia.

Concentración de Pb en sangre

Se detectó la presencia de Pb en todas las muestras de sangre analizadas (n= 34) (Cuadro 6). De las aves muestreadas, 27 (79.41%) mostraron una concentración igual o mayor a 10 ($\mu\text{g/L}$) y 7 (20.58%) tuvieron una concentración menor (Figura 7).

Cuadro 6. Niveles de concentración de Pb ($\mu\text{g/L}$) en sangre de *T. grayi* en zoológicos ubicados en áreas con diferente grado de urbanización.

Concentración de Pb ($\mu\text{g/L}$)					
Zoológicos	Grado de urbanización	n	Mediana	IC	Rango
Animaya	Bajo	17	13	4 - 17	9 - 62
Centenario	Alto	17	44	24 - 57	10 - 73

número de aves muestreadas (n) e intervalo de confianza (IC).

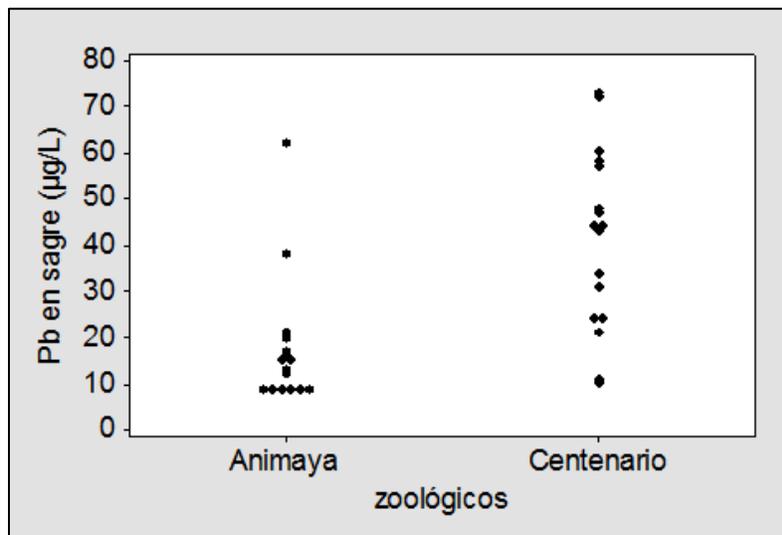


Figura 7. Datos individuales de la concentración de Pb sanguíneo en *T. grayi* en los zoológicos Animaya y Centenario.

Se encontraron diferencias entre las concentraciones de Pb de los sitios muestreados. En la zona con alto grado de urbanización (Centenario) todas las muestras presentaron concentraciones mayores o iguales a $10 \mu\text{g/L}$ (Figura 7). En la zona con bajo grado de urbanización (Animaya), 7 muestras (41.17 %) presentaron concentraciones menores a $10 \mu\text{g/L}$, es decir, por debajo del límite de cuantificación.

Un porcentaje elevado (88.23%) de las aves de Animaya tuvo una concentración de Pb menor a $21 \mu\text{g/L}$, sin embargo, dos de ellas presentaron concentraciones de 39 y $62 \mu\text{g/L}$ (Figura 7). Este último resultado correspondió a un valor atípico

significativo (test de Grubb ($p \leq .05$) que, al no ser resultado de un error de captura, se trata de un dato extremo legítimo de la distribución (EPA 2000), por lo cual se decidió mantenerlo dentro de los datos en todos los análisis realizados.

Los resultados de la concentración de Pb en sangre de *T. grayi* obtenidos en este estudio estuvieron por debajo de la concentración de 200 $\mu\text{g/L}$ a la cual se puede confirmar la intoxicación por Pb (Fairbrother et al., 1996; Rupley, 1997b) (Figura 8). Únicamente seis aves (17.64%) de la muestra total presentaron una concentración mayor a 50 $\mu\text{g/L}$.

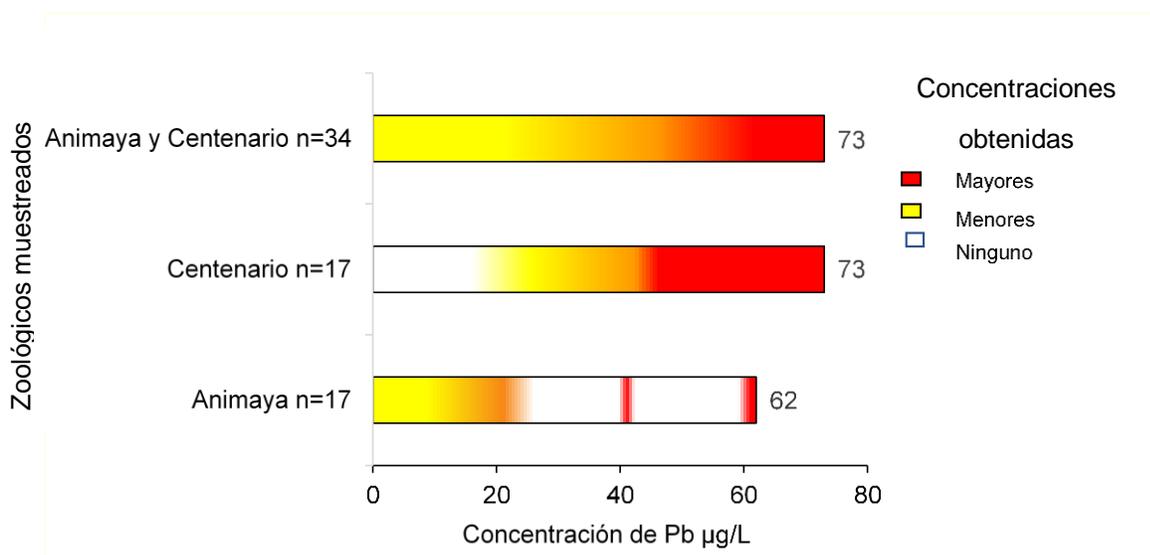


Figura 8 Concentración de Pb ($\mu\text{g/L}$) obtenidas en cada zoológico.

De acuerdo con los resultados obtenidos, las aves muestreadas en Centenario presentaron una concentración de Pb en sangre tres veces mayor que las aves muestreadas Animaya. Las medianas de Centenario y Animaya fueron 44 $\mu\text{g/L}$ (IC 24-57) de Pb y 13 $\mu\text{g/L}$ (IC 4-17) de Pb, respectivamente. Se encontró que las medianas de ambos sitios difieren significativamente entre sí (U de Mann Whitney, $p \leq 0.05$; Figura 9).

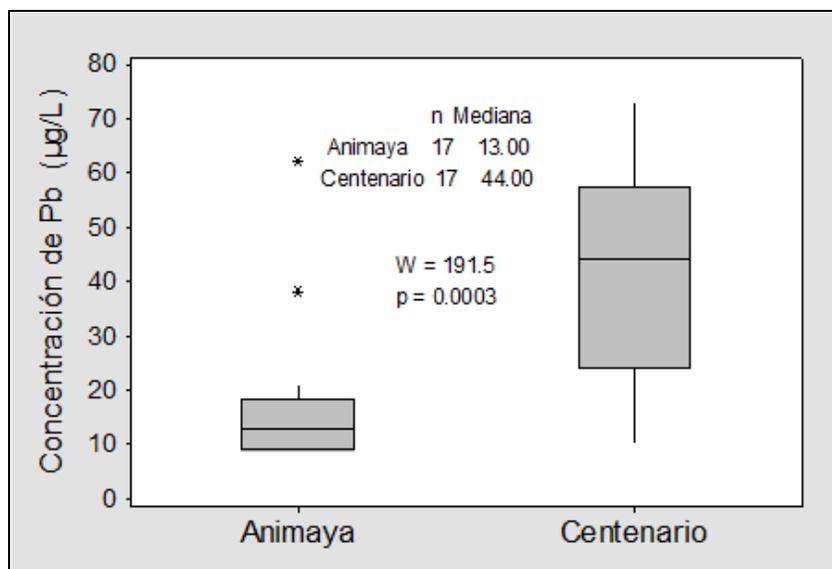


Figura 9. Diferencia entre las medianas de la concentración de Pb en sangre de *T. grayi* de los zoológicos Animaya y Centenario.

Las características morfométricas de peso y largo de tarso (Cuadro 7) fueron utilizadas para el cálculo del índice de condición corporal (ICC) de las aves. La mayor parte (79.41%) del total de las aves presentó un ICC entre 2 y 2.63, mientras que el 20.59% tuvo un ICC entre 1.64 y 1.98 (Cuadro 8). Se confirmó que no hay diferencia significativa entre las medias del ICC de *T. grayi* en los sitios de estudio (t de Student, $p = 0.356$; Figura 10). El gráfico de dispersión de datos (Figura 11) muestra que no hay correlación entre la concentración de Pb en sangre de *T. grayi* y su ICC.

Cuadro 7. Valores descriptivos de las características morfológicas de las aves muestreadas en zoológicos ubicados en zonas con diferente grado de urbanización.

Zoológico	Grado de urbanización	n	Peso (g)		Largo tarso (mm)	
			Media	IC*	Media	IC*
Animaya	Alto	17	72.12 ± 6.54	69.011, 75.228	34.147 ± 1.83	33.277, 34.357
Centenario	Bajo	17	73.41 ± 5.97	70.57, 76.247	33.653 ± 1.76	32.816, 34.489

*Intervalo de confianza

Cuadro 8. Valores descriptivos del ICC de las aves muestreadas en zoológicos ubicados en zonas con diferente grado de urbanización.

Zoológico	Porcentaje de <i>T. grayi</i>	ICC	Media	IC*
Animaya	76.48%	2 a 2.63	2.12 ± 0.2242	2.01, 2.21
	23.52%	1.68 a 1.94		
Centenario	82.36%	2 a 2.5	2.19 ± 0.2042	2.09, 2.29
	17.64%	1.88 a 1.91		

*Intervalo de confianza

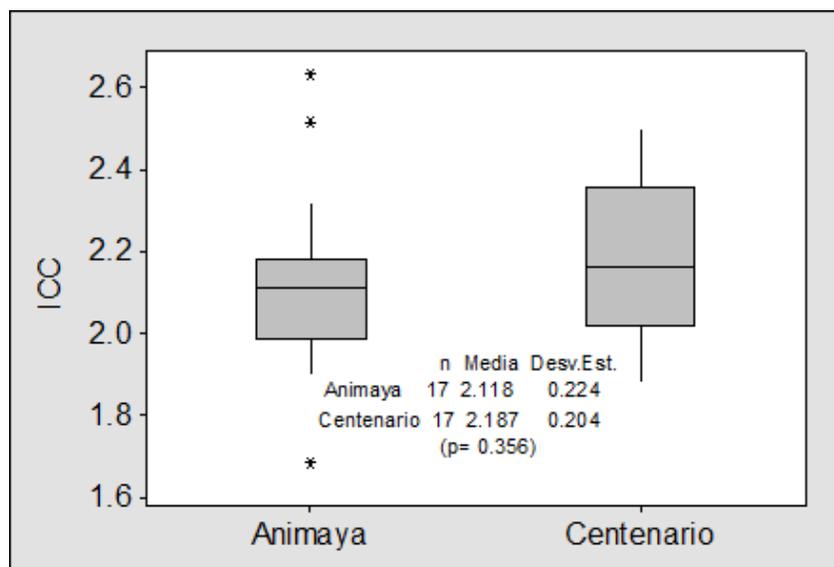


Figura 10. Comparación del Índice de Condición Corporal (ICC) de aves *T. grayi* de los zoológicos Animaya y Centenario.

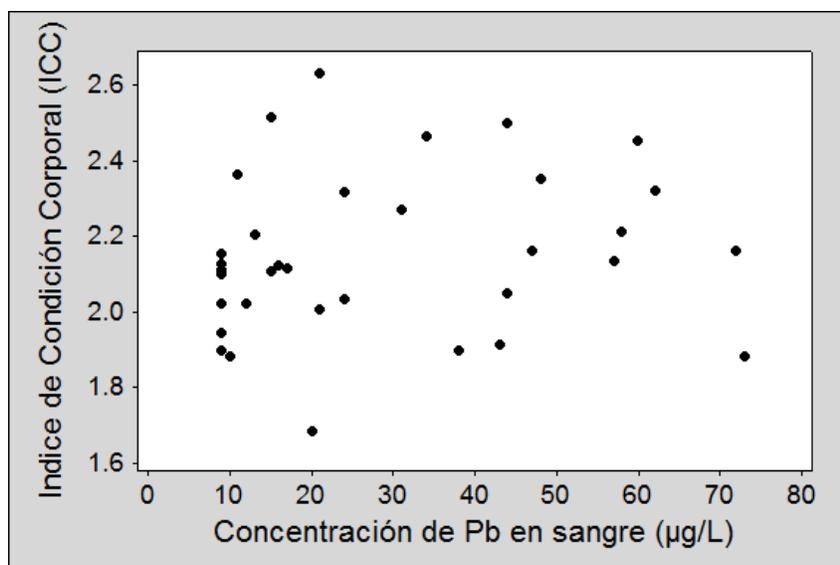


Figura 11. Correlación entre el Índice de Condición Corporal (ICC) y la concentración de Pb en sangre.

Discusión

En este trabajo se evaluó la biodisponibilidad del Pb en relación con el grado de urbanización de las zonas de estudio, ya que se ha demostrado que las zonas urbanas son sitios en donde ocurren actividades humanas relacionadas con emisiones de este metal al medio ambiente. La mayor parte de las investigaciones han monitoreado el Pb biodisponible en grandes ciudades, con una alta actividad antrópica, enfocándose en estudiar un gradiente urbano-rural (Roux y Marra, 2007; Scheifler et al., 2006). Se han publicado algunos artículos relacionados con la presencia del Pb en ciudades usando a las aves como indicadores. Cai y colaboradores (2016) encontraron que en palomas (*Columba livia*) en la ciudad de Nueva York, Estados Unidos, los niveles de Pb en sangre estaban en un rango de 16.224 µg/dl a 23.121 µg/dl. Por otro lado, Cui y colaboradores (2017) reportan que, en la ciudad de Guangzhou en China, los pulmones de *C. livia* presentaron una media de 173 ± 14 (E.S.) ng/g de Pb. Los resultados obtenidos en esta investigación indican una detección del 100% de Pb en sangre de aves, ya que todas las muestras de ambas zonas de estudio presentaron concentraciones de

Pb (Centenario: M= 44 µg/L, IC 24-57µg/L; Animaya: 13 µg/L, IC 4-17) esto sugiere que este metal se encuentra biodisponible aún al ser, Mérida, una ciudad mediana (777,615 habitantes) comparada con las estudiadas por Cai y colaboradores (2016) y Cui y colaboradores (2017) las cuales tienen una población más de 8 veces mayor.

De acuerdo con los resultados de este trabajo existe una diferencia significativa entre la concentración de Pb en sangre de aves (*T. grayi*) residentes de una zona con bajo grado de urbanización y aquellas que residen en una zona con alto grado de urbanización en Mérida. Esta variación entre sitios puede ser un primer indicador para inferir que, a mayor grado de urbanización y mayor actividad humana, puede haber mayor concentración de Pb en los organismos. Hallazgos similares han sido reportados en la literatura (Meillère et al., 2016; Roux y Marra, 2007).

De acuerdo con Scheifler y colaboradores (2006), los suelos pueden permanecer contaminados por acumulaciones altas de Pb ya que se trata de un elemento que no se degrada (Blacksmith Institute, 2015). Tomando en cuenta que parte de la dieta de *T. grayi* incluye lombrices e insectos cuyo ciclo de vida se desarrolla en los suelos, se sospecha que la biodisponibilidad y biomagnificación del Pb a través de la cadena trófica puede diferir dependiendo del grado de urbanización, lo cual también podría explicar la alta concentración de Pb en sangre de aves en un sitio con alto grado de urbanización (Scheifler et al. 2006). Pouyat y colaboradores (2015) reportaron que existe asociación entre la carga de Pb en isópodos (*Trachelipus rathkii*, *Armadillidium nasatum*) y lombrices (*Lumbricus rubellus* y *L. terrestres*) con la concentración de Pb en suelo, así como entre esta última, la carga de Pb en lombrices y la concentración de Pb en sangre de aves. Scheifler y colaboradores (2006) encontraron concentraciones de Pb significativamente más altas en lombrices de suelo urbano que de suelo rural.

A pesar de las diferencias entre las concentraciones de Pb reportadas en aves por diversos investigadores (Bauerová et al., 2017; Nava-Díaz et al., 2015; Roux y Marra, 2007), encontrar mayores concentraciones de Pb en sangre de aves

residentes de zonas urbanizadas que en aves de zonas rurales es un resultado común en la literatura consultada. Lo cual sugiere que en los ecosistemas urbanos en general hay mayor biodisponibilidad de Pb.

Con este estudio se corroboran los resultados de Nava-Díaz y colaboradores (2015) demostrando la consistencia de los resultados en los dos estudios.

Uno de los factores que podría explicar que haya una mayor concentración de Pb en Centenario es la alta actividad automotriz, ya que, como indica Salomón y colaboradores (2016), la zona centro de Mérida, al ser el corazón de la ciudad, con gran actividad comercial y turística y densamente habitado, concentra la mayor parte del transporte público pudiendo resultar en un alto grado de emisiones de contaminantes por combustión de gasolina. Trujillo-González y colaboradores (2016) en un estudio de acumulación de metales en calles urbanas de Villavicencio, Colombia, concluyeron que la mayor acumulación de metales en el suelo de las calles ocurría en el siguiente orden: zona comercial > carreteras > zona residencial.

Nuestros resultados y los reportados en la literatura consultada, sugieren que, sumado al grado de urbanización, el tiempo de urbanización de una zona puede influir en la biodisponibilidad del Pb. En nuestro caso, se obtuvo la mayor mediana de la concentración de Pb (44 µg/L) en el área con más de 100 años de urbanización y una menor mediana de la concentración (13 µg/L) en el área con alrededor de 14 años de urbanización. Ambas concentraciones fueron menores a las reportadas en aves por autores como Roux y Marra (2007) y Bauerová (2017) (Cuadro 2), cuyas áreas de estudio poseen un periodo de urbanización que se encuentra entre 218 y 763 años respectivamente.

El ahora zoológico del Centenario fue construido en el año de 1910 en conmemoración del inicio de la revolución de independencia de México. Desde entonces se han instalado estructuras, se han hecho remodelaciones y realizado mantenimiento. Por otro lado, el tráfico vehicular ha aumentado exponencialmente. En estas actividades se emplean y se liberan al ambiente elementos ricos en Pb (e.g. pinturas, anticorrosivos y gasolinas) que han sido descritos como factores

importantes en la contaminación con Pb (Pouyat et al., 2015). El uso de Pb en la fabricación de estos materiales era común. Aún para el año 2008, Caravanos y colaboradores (2014), reporta el uso de Pb en pinturas como un problema en México.

Las zonas estudiadas en este proyecto son, hasta donde es de nuestro conocimiento, las que reportan concentraciones de Pb más bajas cuando se les compara con datos publicados en la literatura científica (Bauerová et al., 2017; Roux y Marra, 2007). La diferencia en cuanto al número de habitantes, la presencia de industria en la zona urbana, el momento del monitoreo del Pb con respecto a la fecha de prohibición del uso de la gasolina con Pb y la disponibilidad de nutrientes en el entorno, que en el caso de Mérida el más abundante es el carbonato de calcio disponible por la naturaleza kárstica de los suelos (Ayuntamiento de Mérida, 2006; Bautista-Zúñiga et al., 2003), son factores que pudieron influir en la diferencia en las concentraciones de Pb entre nuestros resultados y los consultados en la literatura.

Lo descrito anteriormente podría significar dos cosas, I) la biodisponibilidad de Pb en los sitios de estudio del presente trabajo es menor a la que hay en las ciudades de Besançon, Francia (Scheifler et al., 2006); Washington D.C, E.U. (Roux y Marra, 2007) y Bohumín, República Checa (Bauerová et al., 2017), en donde otros grupos midieron Pb en sangre de aves paseriformes y II) es posible que la absorción y acumulación de Pb esté siendo mermada por el consumo de altas dosis de calcio y proteína. Se ha demostrado que existe una correlación negativa entre los niveles de Pb y calcio (Talpur et al., 2018). Nuestros hallazgos reafirman la hipótesis planteada por Nava-Díaz y colaboradores (2015), quienes plantean que el calcio disponible en los suelos de la ciudad interfieren con la absorción del Pb.

Varios autores concuerdan que, debido a diferentes características fisiológicas y de historia natural de las diferentes especies de aves, puede resultar difícil encontrar límites en concentraciones de Pb que causan determinados signos y síntomas (Friend et al., 1999; Roux y Marra, 2007) (Figura 2). En los resultados

obtenidos en este estudio se puede observar variabilidad intraespecífica (Figura 7). En la especie muestreada (*T. grayi*) hubo diferencia significativa entre las medianas de los dos sitios estudiados. En Centenario se obtuvieron valores extremos desde 10 µg/L hasta 73 µg/L de Pb en sangre (Cuadro 6) mientras que en Animaya el 88.23% de las aves presentó una concentración por debajo de 21 (µg/L) y dos presentaron una concentración más elevada (Cuadro 6). Esto indica que la exposición al Pb no es uniforme. El Pb no se encuentra distribuido uniformemente, puede haber elementos con elevadas concentraciones de Pb (e.g. hojuelas de pintura o mastiques) cuya ingestión puede exponer a un ave a altas dosis del metal. Esta variación en nuestros resultados concuerda con lo reportado por Nava-Díaz y colaboradores (2015) quienes en una comparación entre la concentración de Pb en plumas de *Q. mexicanus* urbanas vs. rurales, encontraron concentraciones de 0.87 a 4.58 ppb y 0.55 a 47.50 ppb respectivamente. Estos dos resultados y la literatura en general coinciden con nuestros hallazgos en los que la distribución de los metales no es normal, y siempre hay aves que presentan concentraciones muy altas.

La especie *T. grayi* no presenta dimorfismo sexual por lo cual no fue posible hacer una distinción entre la concentración de Pb por sexo. Algunos autores han reportado, para otros passeriformes con diferencias morfológicas identificales que no hay diferencia estadísticamente significativa en la concentración de Pb entre sexos (Nava-Díaz, 2013; Nava-Díaz et al., 2015; Scheifler et al., 2006).

Índice de condición corporal

En el presente estudio no se encontró una diferencia significativa entre el ICC de las aves de los dos sitios de muestreo. Sin embargo, los resultados obtenidos muestran que un mayor porcentaje de las aves de Centenario presentó un ICC mayor a 2 comparado con las de Animaya. En la literatura consultada no se encontraron datos sobre el ICC óptimo para *T. grayi* por lo que los resultados de este trabajo podrían ser una referencia para futuros estudios. El resultado de medida de tarso que fue menor en las aves de Centenario coincide con lo

reportado por Meillère y colaboradores (2016) para *Passer domesticus* quienes reportan una menor medida de tarso en aves adultas que habitan en un sitio con mayor grado de urbanización.

Observamos que no hay correlación entre el ICC y la concentración de Pb en sangre (Figura 11). Lo anterior podría indicar que el ICC de las aves muestreadas no tuvo influencia en la concentración de Pb en sangre de nuestra muestra o que la concentración que presentan las aves muestreadas no produjo un efecto sobre el ICC de las aves. Resultados similares fueron obtenidos por Nava-Díaz (2013) y Scheifler y colaboradores (2006). En el estudio de Nava-Díaz (2013) en la especie *Q. mexicanus* no se encontró una correlación significativa entre el ICC y la concentración de Pb. Scheifler y colaboradores (2006) reportaron que, para *T. mérida* muestreados en Besançon, Francia, no hay correlación entre la concentración de Pb en sangre o plumas y la variación en el ICC. La falta de correlación entre ICC y concentración de Pb en sangre de *T. grayi* encontrada en este estudio es consistente con la ausencia de signos clínicos observables en aves.

Índice de urbanización

El concepto de urbanización es multidimensional, por lo cual el índice aquí desarrollado incluye datos de cuatro dimensiones para describir una zona urbana (Cuadro 3). La anterior es una ventaja ya que incluye diferentes dimensiones (Mehaina et al., 2016) que le dan poder al cálculo. Se usó un grupo de indicadores que corresponden a cada una de las dimensiones mencionadas. Posteriormente se ponderaron dichas variables (Cuadros 4 y 5). El índice aquí calculado es un buen descriptor local ya que los datos de los indicadores corresponden a las manzanas que circunscriben las dos áreas de estudio. Cabe señalar que este método tiene replicabilidad, siempre y cuando se tengan los datos de los indicadores para las diferentes manzanas, AGEBS, municipios o ciudades. Se debe tomar en cuenta que, debido a que los establecimientos humanos son dinámicos, puede existir variación en algunos de los indicadores empleados a lo largo del tiempo. Por lo anterior, es conveniente tratar de conseguir las

estadísticas más recientes. En este trabajo fueron utilizados los datos de 3 indicadores que datan del censo del 2010 (INEGI, 2010a)(INEGI 2010 c) (Cuadro 3) y el dato de establecimientos comerciales totales se obtuvo del censo del INEGI (INEGI, 2016). Estas discrepancias podrían subestimar los índices de urbanización, pero como los datos usados en ambos sitios fueron recabados en los mismos años, entendemos que la discrepancia se mantuvo en ambos grupos. Adicionalmente se obtuvieron los valores de área urbanizada en los archivos del ayuntamiento de Mérida (2017) para el año 2016 que indican que no ha habido cambio en el área urbanizada entre esos años en ninguno de los sitios.

Existe la posibilidad de mejorar este índice adicionando información sobre otros indicadores relacionados con una zona urbana, si estos datos estuvieran disponibles (e.g. el aforo vehicular, número de gasolineras, porcentaje de áreas verdes o porcentaje de superficie de concreto). La desventaja del índice es que no siempre se dispone de información actualizada sobre los indicadores.

Sugerencias para estudios futuros

Para confirmar nuestros hallazgos, sería conveniente seguir realizando el monitoreo de biodisponibilidad del Pb, integrando en el diseño un gradiente de urbanización en más puntos geográficamente representativos del desarrollo urbano de la ciudad de Mérida.

Un monitoreo sistemático podría revelar tendencias en la concentración de Pb emitido y biodisponible por las actividades antrópicas que pudieran ser útiles para alertar a las autoridades de dichos cambios y sus consecuencias a la salud para que se consideren en la toma de decisiones para la gestión urbana de las localidades estudiadas. Para ello, también sería conveniente que, a la par de este tipo de monitoreos, se investiguen las posibles fuentes de emisión, así como la concentración de Pb en sangre del ser humano.

El estudio podría enriquecerse si se entendiera mejor la historia natural de la especie bioindicadora, en particular su dieta y comportamiento, lo que permitiría comprender de una forma más integral cómo ocurre su exposición al Pb.

Realizar el análisis simultáneo de la concentración de Pb en sangre, en suelo, aire, en el posible alimento y fuentes de agua de las aves, como gusanos e insectos, podría acercarnos a confirmar la hipótesis de que una baja absorción del Pb ingerido por las aves debido a la presencia del carbonato de calcio en el suelo.

Conclusiones

Se alcanzaron las metas trazadas en los objetivos y se respondió a la pregunta de investigación planteada.

El cálculo del índice de urbanización de las áreas del Zoológico Centenario y Animaya nos permite concluir que la intensidad de actividad humana es mayor en Centenario que en Animaya.

Este estudio nos permitió conocer que la ciudad de Mérida presenta biodisponibilidad de Pb tanto en una zona con un proceso de urbanización reciente (14 años) con bajo grado de urbanización (Zoológico Animaya), como en una zona con un proceso de urbanización que data de alrededor de 100 años y que tiene un alto grado de urbanización (Zoológico Centenario).

Ante la pregunta de investigación: ¿La concentración de Pb en sangre de bioindicadores se ve asociada al grado de urbanización? se responde afirmativamente ya que podemos concluir que las concentraciones de Pb en sangre de *T. grayi* varían en la ciudad de Mérida según el grado de urbanización de los sitios de muestreo. De acuerdo con nuestros resultados, existe una mayor exposición a Pb en la zona de mayor urbanización.

La homogeneidad del ICC de las aves en ambos sitios indica que el ICC de las aves no expresaron una influencia en relación con la concentración de Pb en sangre y que las concentraciones del Pb encontradas parecen no tener un efecto en el ICC.

Hasta donde es de nuestro conocimiento, las concentraciones de Pb en sangre obtenidas en este trabajo resultan ser las más bajas que se han reportado en aves paseriformes residentes de zonas urbanas.

Bibliografía

- Alleva, E., Francia, N., Pandolfi, M., Marinis, A. M. d., Chiarotti, F. y Santucci, D. (2006). Organochlorine and heavy-metal contaminants in wild mammals and birds of Urbino-Pesaro Province, Italy: an analytic overview for potential bioindicators. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 51(1), 123-134.
- ATSDR. (2011). Toxic substances portal. Atlanta Agency for Toxic Substances & Disease Registry. Recuperado el 28 de septiembre del 2017 de <https://www.atsdr.cdc.gov/substances/toxsubstance.asp?toxid=22>
- ATSDR. (2019). Toxicological profile for lead. Complete profile. Draft for public comment. Atlanta: Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Recuperado el 22 de mayo del 2019 de <https://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp.asp?ide=96&tid=22>
- Ayuntamiento de Mérida. (2006). Programa de ordenamiento ecológico territorial del municipio de Mérida, Yucatán. Recuperado el 29 de mayo del 2018 de <http://bitacoraordenamiento.yucatan.gob.mx/archivos/200702063744.pdf>.
- Ayuntamiento de Mérida. (2017). Programa municipal de desarrollo urbano de Mérida. Recuperado el 5 de junio del 2018 de <http://isla.merida.gob.mx/serviciosinternet/ordenamientoterritorial/paginas/pmdu.php>
- Banco Mundial. (2018). Población urbana. Recuperado el 14 de abril del 2018 de https://datos.bancomundial.org/indicador/sp.urb.totl.in.zs?name_desc=fals e.
- Bannon, D. I., Parsons, P. J., Centeno, J. A., Lal, S., Xu, H., Rosencrance, A. B., Dennis, W. E. y Johnson, M. S. (2011). Lead and copper in pigeons (*Columbia livia*) exposed to a small arms-range soil. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 60 (2), 351-360.
- Bauerová, P., Vinklerová, J., Hraníček, J., Čorba, V., Vojtek, L., Svobodová, J. y Vinkler, M. (2017). Associations of urban environmental pollution with health-related physiological traits in a free-living bird species. *Science of the Total Environment*, 1556-1565.
- Bautista-Zúñiga, F., Jiménez-Osornio, J., Navarro-Alberto, J., Manu, A. y R., L. (2003). Microrelieve y color del suelo como propiedades de diagnóstico en Leptosoles cársticos. *Terra Latinoamericana*, 21 (1), 1-11.
- Berglund, A. M. M. (2018). Evaluating blood and excrement as bioindicators for metal accumulation in birds. *Environmental Pollution*, 233, 1198-1206.

- Berglund, A. M. M., Koivula, M. J. y Eeva, T. (2011). Species- and age-related variation in metal exposure and accumulation of two passerine bird species. *Environmental Pollution* (10), 2368.
- Beyer, W. N., Spann, J. W., Sileo, L. y Franson, J. C. (1988). Lead poisoning in six captive avian species. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 17, 121-130.
- Blacksmith Institute. (2015). The new top six toxic threats: A priority list for remediation. *World's Worst Pollution Problems*, 1-67. Recuperado el 18 de mayo del 2019 de https://worstpolluted.org/docs/WWPP_2015_Final.pdf
- Boncompagni, E., Muhammad, A., Jabeen, R., Orvini, E., Gandini, C., Sanpera, C., Ruiz, X. y Fasola, M. (2003). Egrets as monitors of trace-metal contamination in wetlands of Pakistan. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 45 (3), 399-406.
- Brown, R. E., Brain, J. D. y Wang, N. (1997). The avian respiratory system: a unique model for studies of respiratory toxicosis and for monitoring air quality. *Environmental Health Perspectives*, 105(2), 188-200.
- Buekers, J., Steen Redeker, E. y Smolders, E. (2009). Lead toxicity to wildlife: Derivation of a critical blood concentration for wildlife monitoring based on literature data. *Science of the Total Environment*, 407, 3431-3438.
- Cai, F. y Calisi, R. M. (2016). Seasons and neighborhoods of high lead toxicity in New York City: The feral pigeon as a bioindicator. *Chemosphere*, 161, 274-279.
- Cai, M., McBride, M. B. y Li, K. (2016). Bioaccessibility of Ba, Cu, Pb, and Zn in urban garden and orchard soils. *Environmental Pollution*, 208(Part A), 145-152.
- Calegario-Marques, C. y Amato, B. S. (2014). Urbanization breaks up host-parasite interactions: a case study on parasite community ecology of Rufous-bellied Thrushes (*Turdus rufiventris*) along a rural-urban gradient. *PLoS ONE*, 9 (7), e103144.
- Capllonch, P. (2015). Estrategias de muda en tres especies de zorzales de Argentina. *Hornero*, 30 (2), 63-68.
- Caravanos, J., Dowling, R., Tllez-Rojo, M. M., Cantoral, A. A., Kobrosly, R., Estrada, D., Orjuela, M., Gualtero, S., Ericson, B., Rivera, A. y Fuller, R. (2014). Blood lead levels in Mexico and pediatric burden of disease implications. *Annals of global health*, 80 (4), 269-277.
- Cervera, F. M. J. y Rangel, G. W. (2015). Distribución de la población por tamaño de localidad y su relación con el medio ambiente. Seminario-taller "Información para la toma de decisiones: Población y medio ambiente". Recuperado el 25 de abril del 2018 de <http://www.inegi.org.mx/eventos/2015/Poblacion/doc/p-WalterRangel.pdf>

- Cid, F. D., Fernandez, N. C., Perez-Chaca, M. V., Pardo, R., Caviedes-Vidal, E. y Chediack, J. G. (2018). House sparrow biomarkers as lead pollution bioindicators. Evaluation of dose and exposition length on hematological and oxidative stress parameters. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 154, 154-161.
- Colditz, R. R., Cruz, L. M. I., Aguilar, M. A. G., Dávila, R. J. M. y Ressler, R. A. (2017). Urbanization in Mexico as cases for Latin America. en C. Gardi (Ed.), *Urban expansion, land cover and soil ecosystem services* (Routledge ed.). New York.
- CONABIO. (s.f.). Aves de percha (orden *Passeriformes*). México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Recuperado el 10 de febrero del 2018 de <http://enciclovida.mx/especies/22781.pdf?from=>
- Cui, J., Halbrook, R. S., Zang, S., Han, S. y Li, X. (2017). Metal concentrations in homing pigeon lung tissue as a biomonitor of atmospheric pollution. *Ecotoxicology*, 22.
- Cullen, J. T. y McAlister, J. (2017). Biogeochemistry of lead. Its release to the environment and chemical speciation. en Sigel A.S., Helmut S. y Roland S.K.O. (Eds.), *Lead: Its effects on environment and health*. (Vol. 17, pp. 21-48). Berlin/Boston: De Gruyter.
- Chace, J. F. y Walsh, J. J. (2006). Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning*, 74, 46-69.
- Chang, C., Han, C., Han, Y., Hur, S. D., Lee, S., Motoyama, H., Hou, S. y Hong, S. (2016). Persistent Pb pollution in central east antarctic snow: A retrospective assessment of sources and control policy implications. *Environmental Science & Technology*, 50(22), 12138-12145.
- Chen, X., Xia, X., Zhao, Y. y Zhang, P. (2010). Heavy metal concentrations in roadside soils and correlation with urban traffic in Beijing, China. *Journal of Hazardous Materials*, 181 (1), 640-646.
- Chrastný, V., Šillerová, H., Vítková, M., Francová, A., Jehlička, J., Kocourková, J., Paul E., A. P., Nilsson, O. L., Berglind, F. T., Jensene, K. B. G. y Komáreka, M. (2018). Unleaded gasoline as a significant source of Pb emissions in the Subarctic. *Chemosphere*, 193, 230-236.
- De Francisco, N., Ruiz, T. J. D. y Agüera, E. I. (2003). Lead and lead toxicity in domestic and free living birds. *Avian Pathology*, 32 (1), 3-13.
- De Nicola, F., Baldantoni, D. y Maisto, G. (2017). Heavy metal and polycyclic aromatic hydrocarbon concentrations in *Quercus ilex L.* leaves fit an a priori subdivision in site typologies based on human management. *Environmental Science and Pollution Research International*, 24 (13), 11911-11918.

- De Silva, S., Ball, A. S., Huynh, T. y Reichman, S. M. (2016). Metal accumulation in roadside soil in Melbourne, Australia: Effect of road age, traffic density and vehicular speed. *Environmental Pollution*, 208 (Pt A), 102-109.
- Demková, L., Baranová, B., Oboňa, J., Árvay, J. y Lošák, T. (2017). Assessment of air pollution by toxic elements on petrol stations using moss and lichen bag technique. *Plant, Soil and Environment*, 63 (8), 355-361.
- Dieter, M. P. y Finley, M. T. (1979). δ -aminolevulinic acid dehydratase enzyme activity in blood, brain, and liver of lead-dosed ducks. *Environmental Research*, 19 (1), 127-135.
- Dumonceaux, G. y Harrison, J. G. (1994). Toxins. en B. W. Ritchie, G. J. Harrison y L. R. Harrison (Eds.), *Avian medicine: principles and application* (pp. 1031-1052). Florida: Wingers publishing, INC.
- Dyrcoz, A. (1983). Breeding ecology of the Clay-coloured Robin *Turdus grayi* in lowland Panama. *Ibis*, 125 (3), 287-304.
- EPA. (1996). EPA takes final step in phaseout of leaded gasoline. United States: Environmental Protection Agency. Recuperado el 11 de noviembre de 2017 de <https://archive.epa.gov/epa/aboutepa/epa-takes-final-step-phaseout-lead-gasoline.html>
- EPA. (2017). Integrated Risk Information System: Lead and compounds. United States: Environmental Protection Agency. Recuperado el 28 de septiembre de 2017 de https://cfpub.epa.gov/ncea/iris2/chemicalLanding.cfm?substance_nmbr=277
- EPA. (2018). CADDIS Volumen 2. Urbanization-Overview. United States: Environmental Protection Agency. Recuperado el 28 de enero del 2019 de <https://www.epa.gov/caddis-vol2/urbanization-overview>
- Evers, D. C., Savoy, L. J., DeSorbo, C. R., Yates, D. E., Hanson, W., Taylor, K. M., Siegel, L. S., Cooley, J. H., Bank, M. S., Major, A., Munney, K., Mower, B. F., Vogel, H. S., Schoch, N., Pokras, M., Goodale, M. W. y Fair, J. (2008). Adverse effects from environmental mercury loads on breeding common loons. *Ecotoxicology*, 17 (2), 69-81.
- Fairbrother, A., Locke, L. N. y Hoff, G. L. (Eds.). (1996). *None infectious diseases of wildlife*. Iowa, USA: Iowa State University Press/Ames.
- Fang, S., Qiao, Y., Yin, C., Yang, X. y Li, N. (2015). Characterizing the physical and demographic variables associated with heavy metal distribution along urban-rural gradient. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(9), 570.
- FDA. (2006). Supporting document for recommended maximum level for lead in candy likely to be consumed frequently by small children. Food and Drug Administration. Recuperado el 25 de mayo del 2019 de

- <https://www.fda.gov/food/metals/supporting-document-recommended-maximum-level-lead-candy-likely-be-consumed-frequently-small>
- FDA. (2018). Limiting Lead in Lipstick and Other Cosmetics. Food and Drug Administration. Recuperado el 25 de mayo del 2019 de <https://www.fda.gov/cosmetics/cosmetic-products/limiting-lead-lipstick-and-other-cosmetics>
- Flores-Rangel, R. M., Rodríguez-Espinosa, P. F., de Oca-Valero, J. A. M., Mugica-Alvarez, V., Ortiz-Romero-Vargas, M. E., Navarrete-Lopez, M. y Dorantes-Rosales, H. J. (2007). Metal content in air samples collected in an urban zone in Tampico, México: A first survey. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 13 (6), 1359-1372.
- Flores, J. y Albert, L. A. (2004). Environmental lead in México, 1990-2002. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 181, 37-109.
- Foti, L., Dubs, F., Gignoux, J., Lata, J.-C., Lerch, T. Z., Mathieu, J., Nold, F., Nunan, N., Raynaud, X., Abbadie, L. y Barot, S. (2017). Trace element concentrations along a gradient of urban pressure in forest and lawn soils of the Paris region (France). *Science of the Total Environment*, 598, 938-948.
- Francová, A., Chrástný, V., Šillerová, H., Vítková, M., Kocourková, J. y Komárek, M. (2017). Evaluating the suitability of different environmental samples for tracing atmospheric pollution in industrial areas. *Environmental Pollution*, 220 (Part A), 286-297.
- Franson, C. J. y Pain, D. J. (2011). Lead in birds. en N. W. Beyer y P. J. Meador (Eds.), *Environmental contaminants in biota. Interpreting tissue concentration*. (pp. 563-583). United States of America: CRC Press.
- Friend, M., Franson, J. C., Ciganovich, E. A., Redman, P. J. y Stenback, R. S. (1999). *Field manual of wildlife diseases. General field procedures and diseases of birds*. Washington D.C., E.U: USGS science for a changing world.
- Gaines, P. (2005). Sample Introduction for ICP-MS and ICP-OES. *Spectroscopy*, 20 (1), 20-23.
- García de Fuentes, A. y Aguilar, D. M. (2006). La zona metropolitana y la aglomeración urbana de la ciudad de Mérida a principios del siglo XXI. Resultados de los indicadores y metas de la Agenda Hábitat para la Aglomeración Urbana de la Ciudad de Mérida. Mérida. Recuperado el 3 de agosto del 2018 de <https://es.scribd.com/document/61419591/La-Zona-Metropolitana-y-la-Aglomeracion-Urbana-de-la-Ciudad-de-Merida-a-principios-del-siglo-XXI>
- Gebalska, B. A. (2017). Using global trends as catalysts for city transition. *Procedia Engineering*, 198, 600-611.

- Geens, A., Dauwe, T., Bervoets, L., Blust, R. y Eens, M. (2010). Haematological status of wintering great tits (*Parus major*) along a metal pollution gradient. *Science of the Total Environment*, 408 (5), 1174-1179.
- Giglio, A., Ammendola, A., Battistella, S., Naccarato, A., Pallavicini, A., Simeon, E., Tagarelli, A. y Giulianini, P. G. (2017). *Apis mellifera ligustica*, Spinola 1806 as bioindicator for detecting environmental contamination: a preliminary study of heavy metal pollution in Trieste, Italy. *Environmental Science and Pollution Research*, 24 (1), 659-665.
- Gioia, S. M. C. L., Babinski, M., Weiss, D. J., Spiro, B., Kerr, A. A. F. S., Veríssimo, T. G., Ruiz, I. y Prates, J. C. M. (2017). An isotopic study of atmospheric lead in a megacity after phasing out of leaded gasoline. *Atmospheric Environment*, 149 (Supplement C), 70-83.
- Hofer, C., Gallagher, F. J. y Holzapfel, C. (2010). Metal accumulation and performance of nestlings of passerine bird species at an urban brownfield site. *Environmental Pollution*, 158 (5), 1207-1213.
- Hoffman, D. J., Heinz, G. H., Sileo, L., Audet, D. J., Campbell, J. K., LeCaptain, L. J. y Obrecht, H. H. (2000). Developmental toxicity of lead-contaminated sediment in Canada geese (*Branta canadensis*). *Journal of Toxicology and Environmental Health - Part A*, 59 (4), 235-252.
- Hollamby, S., Afema-Azikuru, J., Waigo, S., Cameron, K., Gandolf, A. R., Norris, A. y Sikarskie, J. G. (2006). Suggested guidelines for use of avian species as biomonitors. *Environmental Monitoring and Assessment*, 118 (1-3), 13-20.
- Howell, N. R., Lavers, J. L., Uematsu, S., Paterson, D., L., H. D., Spiers, K., de Jonge, M. D., Hanley, T., Garrett, R. y Banati, R. B. (2017). The topobiology of chemical elements in seabird feathers. *Scientific reports*, 7 (1), 1-9.
- ILA. History of lead. International Lead Association. Recuperado el 26 abril 2018 de <https://www.ila-lead.org/lead-facts/history-of-lead>
- Illuminati, S., Anibaldi, A., Truzzi, C. y Scarponi, G. (2014). Recent temporal variations of trace metal content in an Italian white wine. *Food Chemistry*, 159, 493-497.
- INEGI. (2010a). Censo Nacional de Población y Vivienda. Recuperado el 13 de junio del 2018 de <http://www.inegi.org.mx/est/scince/scince2010.aspx>
- INEGI. (2010b). Población rural y urbana. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Recuperado el 2 de marzo del 2018 de http://cuentame.inegi.org.mx/poblacion/rur_urb.aspx?tema=P.

- INEGI. (2014). Censo Nacional de Población y Vivienda. Características de las localidades y del entorno urbano glosario. . Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Recuperado el 13 de junio del 2018 de <https://www.inegi.org.mx/app/glosario/default.html?p=ENVIF1999#letraGloA>
- INEGI. (2016). Directorio Estadístico Nacional de Unidades Económicas (DENUE). Recuperado el 20 de junio del 2018 de <http://www.beta.inegi.org.mx/app/mapa/denue/default.aspx#>
- IUCN. (2016). *Turdus grayi*. International Union for Conservation of Nature. Recuperado el 19 de agosto del 2018 de <http://www.iucnredlist.org/details/22708914/0>.
- Kachova, V. G. y Atanassova, I. D. (2017). Heavy metal pools in urban soils from city parks of Sofia, Bulgaria. *Agricultural Science and Technology*, 9 (2), 144-150.
- Kalra, V., Sahu, J. K., Bedi, P. y Pandey, R. M. (2013). Blood Lead Levels among School Children after Phasing-Out of Leaded Petrol in Delhi, India. *The Indian Journal of Pediatrics*, 80(8), 636-640.
- Kekkonen, J., Hanski, I. K., Väisänen, R. A. y Brommer, J. E. (2012). Levels of heavy metals in House Sparrows (*Passer domesticus*) from urban and rural habitats of southern Finland. *Ornis Fennica*, 89(2), 91-98.
- Khan, S., Munir, S., Sajjad, M. y Li, G. (2016). Urban park soil contamination by potentially harmful elements and human health risk in Peshawar City, Khyber Pakhtunkhwa, Pakistan. *Journal of Geochemical Exploration*, 165, 102-110.
- Kouddane, N., Mouhir, L., Fekhaoui, M., Elabidi, A. y Benaakame, R. (2016). Monitoring air pollution at Mohammedia (Morocco): Pb, Cd and Zn in the blood of pigeons (*Columba livia*). *Ecotoxicology*, 25(4), 720-726.
- Labocha, M. K. y Hayes, J. P. (2012). Morphometric indices of body condition in birds: a review. *Journal of Ornithology*, 153(1), 1-22.
- Lee, C. S.-L., Xiangdong, L., Shi, W., Cheung, S. C.-n. y Thornton, I. (2006). Metal contamination in urban, suburban, and country park soils of Hong Kong: a study based on GIS and multivariate statistics. *Science of the Total Environment*, 356(1-3), 45-61.
- Lehner, A. F., Rumbelha, W., Shlosberg, A., Stuart, K., Johnson, M., Domenech, R. y Langner, H. (2013). Diagnostic analysis of veterinary dried blood spots for toxic heavy metals exposure. . *Journal of Analytical Toxicology*, 37, 406-422.

- Li, H. B., Yu, S., Li, G. L., Deng, H. y Luo, X. S. (2011). Contamination and source differentiation of Pb in park soils along an urban-rural gradient in Shanghai. *Environmental Pollution*, 159(12), 3536-3544.
- Liu, C., Zhou, P. y Fang, Y. (2016). Monitoring Airborne Heavy Metal Using Mosses in the City of Xuzhou, China. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 96 (5), 638-644.
- Liu, W., Tian, J., Chen, L. y Guo, Y. (2017). Temporal and spatial characteristics of lead emissions from the lead-acid battery manufacturing industry in China. *Environmental Pollution*, 220(Part A), 696-703.
- López, S. R. (2011). La metrópoli meridana, principales tendencias socioespaciales. *Península*, 6 (1), 47-81.
- Lu, S. G. y Bai, S. Q. (2010). Contamination and potential mobility assessment of heavy metals in urban soils of Hangzhou, China: relationship with different land uses. *Environmental Earth Sciences*, 60(7), 1481-1490.
- Lusky, L. M., Braun, H. A. y Laug, E. P. (1949). The effect of BAL on experimental lead, tungsten, vanadium, uranium, copper, and copper-arsenic poisoning. *Journal of Industrial Hygiene and Toxicology*, 31(5), 301-305.
- Ma, J., Liu, Y., Yu, G., Li, H., Yu, S., Jiang, Y., Li, G. y Lin, J. (2016). Temporal dynamics of urbanization-driven environmental changes explored by metal contamination in surface sediments in a restoring urban wetland park. *Journal of Hazardous Materials*, 309, 228-235.
- Maret, W. (2017). The Bioinorganic Chemistry of Lead in the Context of Its Toxicity. en S. Astrid, S. Helmut y S. R. K.O. (Eds.), *Metal ions in life sciences* (Vol. 17, pp. 1-20). Berlin, Boston: De Gruyter.
- Markowski, M., Kalin'ski, A., Skwarska, J., Wawrzyniak, J., M., B. b., Markowski, J., Zieliński, P. y Ban'bura, J. (2013). Avian Feathers as Bioindicators of the Exposure to Heavy Metal Contamination of Food. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 91 (3), 302–305.
- McCartor, A. y Becker, D. (2010). Top Six Toxic Threats *World's Worst Pollution Problems Report 2010* (pp. 1-73). New York (NY): Blacksmith Intitute's.
- McGeer, J., Henningsen, G., Lanno, R., Fisher, N., Sappington, K. y Drexler, J. (2004). Issue paper on the bioavailability and bioaccumulation of metals. Massachusetts: Eastern Research Group, Inc. . Recuperado el 15 de noviembre de 2018 de https://www.epa.gov/sites/production/files/2014-11/documents/bio_final.pdf
- Mehaina, M., El-Bastawissi, I. y Ayad, H. (2016). *The comprehensive urbanization level index (CULI) as a new approach to reclassifying urban and rural settlements in Egypt*. Paper presented at the 11 th International Conference on Urban Regeneration and Sustainability. WIT Transactions on Ecology and The Environment, Alicante, España.

- Meillère, A., Brischoux, F., Bustamante, P., Michaud, B., Parenteau, C., Marciau, C. y Angelier, F. (2016). Corticosterone levels in relation to trace element contamination along an urbanization gradient in the common blackbird (*Turdus merula*). *Science of the Total Environment*, 566-567, 93-101.
- Mielke, H. W. (2016). Nature and extent of metal-contaminated soils in urban environments (keynote talk). *Environmental Geochemistry and Health*, 38(4), 987-999.
- Mohan, M., K. Pathan, S., Narendrareddy, K., Kandya, A. y Pandey, S. (2011). Dynamics of Urbanization and Its Impact on Land-Use/Land-Cover: A Case Study of Megacity Delhi. *Journal of Environmental Protection*, 2(9), 1274-1283.
- Nam, D. H. y Lee, D. P. (2006). Monitoring for Pb and Cd pollution using feral pigeons in rural, urban, and industrial environments of Korea. *Science of the Total Environment*, 357(1-3), 288-295.
- Nardo, M., Saisana, M., Saltelli, A., Tarantola, S., Hoffman, A. y Giovannini, E. (2008). *Handbook on Constructing Composite Indicators and User Guide* (Vol. 2005).
- Nava-Díaz, R. (2013). *Las aves como indicadoras de plomo biológicamente disponible en la zona urbana y rural de Mérida*. Maestría, Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Mérida, Yucatán.
- Nava-Díaz, R., Hoogesteijn, A. L., Erosa, M. D., Febles, J. L. y Mendez-Gonzalez, R. M. (2015). Comparative Study of Lead Concentration in Feathers of Urban and Rural Passerines in Merida, Mexico. [journal article]. *Bull Environ Contam Toxicol*, 95(4), 470-474.
- Okun, A., Cooper, G., Bailer, A., Bena, J. y Stainer, L. (2004). Trends in occupational lead exposure since the 1978 OSHA lead standard. *American Journal of Industrial Medicine*, 45(6), 558-572.
- OMS. (2017). Lead poisoning and health. Organización Mundial de la Salud. Recuperado el 3 de octubre de 2017 de <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs379/en/>
- OMS. (2018). Programa internacional de seguridad de las sustancias químicas. Organización Mundial de la Salud. Recuperado el 14 de abril del 2018 de http://www.who.int/ipcs/assessment/public_health/lead/es/
- Orlowski, G., Kasprzykowski, Z., Dobicki, W., Pokorny, P., Wuczynski, A., Polechonski, R. y Mazgajski, T. (2014). Trace-Element Interactions in Rook

- Corvus frugilegus Eggshells Along an Urbanisation Gradient. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 67(4), 519-528.
- Pain, D. J., A., M. A., Ferrer, M., Taggart, M. y Penteriani, V. (2005). Lead concentrations in bones and feathers of the globally threatened Spanish imperial eagle. *Biological Conservation*, 12 (4), 603-610.
- Parmar, T. K., Rawtani, D. y Agrawal, Y. K. (2016). Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. *Frontiers in Life Science*, 9(2), 110-118.
- Peraza, M. T. (2014). La modernización temprana en Mérida, Yucatán. Una nueva dualidad urbana. . *Academia XXII-UNAM*, 5 (8), 110-118.
- Pouyat, R. V., Szlavecz, K., Yesilonis, I. D., Wong, C. P., Murawski, L., Marra, P., Casey, R. E. y Lev, S. (2015). Multi-scale assessment of metal contamination in residential soil and soil fauna: a case study in the Baltimore-Washington metropolitan region, USA. *Landscape and Urban Planning*, 142, 7-17.
- ProAire. (2018). Programa de gestión para mejorar la calidad del aire del estado de Yucatán. Recuperado el 10 de junio del 2018 de https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/310364/27_ProAire_Yucatan.pdf
- Puschner, B. y Poppenga, R. (2009). Lead and zinc intoxication in companion birds. *Compendium on Continuing Education for the Practising Veterinarian*, 31 (1), E1-12.
- Romieu, I., Palazuelos, E., Hernandez Avila, M., Rios, C., Muñoz, I., Jimenez, C. y Cahero, G. (1994). Sources of lead exposure in Mexico City. *Environmental Health Perspectives*, 102 (4), 384-389.
- Roux, K. E. y Marra, P. P. (2007). The presence and impact of environmental lead in passerine birds along an urban to rural land use gradient. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 53(2), 261-268.
- Rupley, A. E. (1997a). General signs. en S. Company (Ed.), *Manual of avian practice* (pp. 37-53). Philadelphia: Saunders Company.
- Rupley, A. E. (1997b). Neurologic signs. *Manual of avian practice*. (pp. 165-197).
- Salomón, A. L., Rodríguez, R. G., Zaragoza, G. J. y Chi, C. M. (2016). Estudio de Transporte público y Vialidades en el primer cuadro de la ciudad de Mérida. *Ingeniería*, 20 (2), 85-97.
- Scheifler, R., Coeurdassier, M., Morilhat, C., Bernard, N., Faivre, B., Flicoteaux, P., Giraudoux, P., Noël, M., Piotte, P., Rieffel, D., Vaufleury, A. d. y Badot, P. M. (2006). Lead concentrations in feathers and blood of common blackbirds (*Turdus merula*) and in earthworms inhabiting unpolluted and moderately polluted urban areas. *Science of the Total Environment*, 371, 197-205.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2014). Norma Oficial Mexicana NOM-166-SEMARNAT-2014, Control de emisiones atmosféricas en la fundición secundaria de plomo. México 1 de diciembre del 2014.

- Secretaría de Salud. (2000). Norma Oficial Mexicana NOM-199-SSA1-2000, Salud ambiental. Niveles de plomo en sangre y acciones como criterios para proteger la salud de la población expuesta no ocupacionalmente. México, 30 de mayo del 2000.
- Secretaría de Salud. (2013). NOM-004-SSA1-2013, Salud ambiental. Limitaciones y especificaciones sanitarias para el uso de los compuestos de plomo. México, 2 de mayo del 2014.
- Secretaría de Salud. (2014). Norma Oficial Mexicana NOM-025-SSA1-2014, Salud ambiental. Valores límite permisibles para la concentración de partículas suspendidas PM10 y PM2.5 en el aire ambiente y criterios para su evaluación. México, 20 de agosto del 2014.
- Secretaría de Salud. (2016). Norma Oficial Mexicana NOM-231-SSA1-2016, Artículos de alfarería vidriada, cerámica vidriada, porcelana y artículos de vidrio-Límites máximos permisibles de plomo y cadmio solubles-Método de Ensayo. México 25 de octubre del 2016.
- SEDESOL. (2013). Catálogo de localidades. Unidad de microrregiones México: Secretaría de desarrollo social. Recuperado el 11 de noviembre del 2017 de <http://www.microrregiones.gob.mx/catloc/LocdeMun.aspx?ent=31&mun=050>
- SEDUMA. (2010). Crecimiento de la mancha urbana (1950-1978-1998-2010). Mérida, Yucatán: Secretaría de Desarrollo Urbano y Medio Ambiente del Gobierno del Estado de Yucatán. Recuperado el 31 de octubre del 2017 de www.seduma.yucatan.gob.mx/desarrollo-urbano/documentos/ZonaMetropolitana/1_3_Crecimiento_Urbano.pdf
- SEDUMA. (s.f.). Zona metropolitana de Mérida, Fraccionamientos. Mérida, Yucatán: Secretaria de desarrollo urbano. Recuperado el 31 de octubre de 2017 de http://www.seduma.yucatan.gob.mx/desarrollo-urbano/documentos/ZonaMetropolitana/2_7_Fraccionamientos.pdf
- Shefa, S. T. y Héroux, P. (2017). Both physiology and epidemiology support zero tolerable blood lead levels. *Toxicology Letters*, 280, 232-237.
- Shlosberg, A., Rumbeiha, W. K., Lublin, A. y Kannan, K. (2011). A database of avian blood spot examinations for exposure of wild birds to environmental toxicants: the DABSE biomonitoring project. *Journal of Environmental Monitoring*, 13(6), 1547-1558.
- Silver, M. K., Li, X., Liu, Y., Li, M., Mai, X., Kaciroti, N., Kileny, P., Tardif, T., Meeker, J. D. y Lozoff, B. (2016). Low-level prenatal lead exposure and infant sensory function. *Environmental health : a global access science source*, 15(1), 65.
- Sturges, W. T. y Harrison, R. M. (1985). An assessment of the contribution from paint flakes to the lead content of some street and household dusts. *Science of The Total Environment*, 44 (3), 225-234.

- Swaileh, K. M. y Sansur, R. (2006). Monitoring urban heavy metal pollution using the House Sparrow (*Passer domesticus*). *Journal of Environmental Monitoring*, 8 (1), 209-213.
- Talpur, S., Afridi, H. I., Kazi, T. G. y Talpur, F. N. (2018). Interaction of Lead with Calcium, Iron, and Zinc in the Biological Samples of Malnourished Children. *Biological Trace Element Research*, 183 (2), 209-217.
- Trujillo-Gonzalez, J. M., Torres-Mora, M. A., Keesstra, S., Brevik, E. C. y Jimenez-Ballesta, R. (2016). Heavy metal accumulation related to population density in road dust samples taken from urban sites under different land uses. *Science of the Total Environment*, 553, 636-642.
- UNICEF. (2012). The state of the world's children. Recuperado el 3 de julio del 2018 de <https://www.unicef.org/sowc2012/pdfs/SOWC-2012-DEFINITIONS.pdf>
- Verity, M. A. (1990). Comparative observations on inorganic and organic lead neurotoxicity. *Environmental Health Perspectives*, 89, 43-48.
- Vidal-Astudillo, V. J. (2007). *Observaciones del comportamiento de forrajeo y reproductivo de la Mirra olera Turdus ignobilis (Aves:Turdidae) relacionado con la precipitación en el Corregimiento Villa Carmelo-Valle del Cauca*. Universidad del Valle, Facultad de Ciencias Naturales y Exactas, Santiago de Cali.
- Wang, M., Markert, B., Chen, W., Peng, C. y Ouyang, Z. (2012). Identification of heavy metal pollutants using multivariate analysis and effects of land uses on their accumulation in urban soils in Beijing, China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184(10), 5889-5897.
- Wu, J., Edwards, R., He, X. E., Liu, Z. y Kleinman, M. (2010). Spatial analysis of bioavailable soil lead concentrations in Los Angeles, California. *Environmental research*, 110(4), 309-317.
- Yu, Y., Li, Y., Li, B., Shen, Z. y Stenstrom, M. K. (2017). Profiles of lead in urban dust and the effect of the distance to multi-industry in an old heavy industry city in China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 137, 281-287.
- Zarrintab, M. y Mirzaei, R. (2017). Stress induced by heavy metals on breeding of magpie (*Pica pica*) from central Iran. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 143, 28-37.
- Zhao, L., Hu, G., Yan, Y., Yu, R., Cui, J., Wang, X. y Yan, Y. (2019). Source apportionment of heavy metals in urban road dust in a continental city of eastern China: Using Pb and Sr isotopes combined with multivariate statistical analysis. *Atmospheric Environment*, 201, 201-211.

Zhou, Q., Zhang, J., Fu, J., Shi, J. y Jiang, G. (2008). Biomonitoring: An appealing tool for assessment of metal pollution in the aquatic ecosystem. *Analytica Chimica Acta*, 606(2), 135-150.

Anexos

Anexo 1. Datos crudos de *T. grayi* capturados en los zoológicos Centenario y Animaya en Mérida, Yucatán.

Localidad	Peso	Tarso	ICC	Pb (µg/L)
Centenario (n=17)	68	33.9	2.00	21
	79	33.4	2.36	11*
	69	31.9	2.16	72
	64	34	1.88	10*
	75	33.9	2.21	58
	72	33.3	2.16	47
	83	33.2	2.5	44
	67	32.9	2.03	24
	80	32.6	2.45	60
	79	34.1	2.31	24
	83	35.3	2.35	48
	71	34.6	2.05	44
	75	33	2.27	31
	65	34.5	1.88	73
	71	37.1	1.91	43
	76	35.6	2.13	57
	71	28.8	2.46	34
Animaya (n=17)	68	32.2	2.11	9*
	75	35.7	2.10	9*
	72	34	2.11	17
	64	38	1.68	20
	70	32.5	2.15	9*
	69	32.4	2.12	9*
	61	32.1	1.90	9*
	68	33.6	2.02	9*
	71	33.4	2.12	16
	72	37	1.94	9*
	84	31.9	2.63	21
	68	35.8	1.89	38
	69	34.1	2.02	12
	75	34	2.20	13
	73	34.6	2.10	15
	83	33	2.51	15
	84	36.2	2.32	62

ICC índice de condición corporal; Pb plomo; * concentración por debajo del límite de cuantificación (13.34 µg/L).

Anexo 3. Normas Mexicanas para la regulación del Pb ambiental.

Norma Mexicana	Descripción
NOM-004-SSA1-2013	Establece las limitaciones y las especificaciones sanitarias para el uso de productos que contengan Pb
NOM-231-SSA1-2016	Específica los límites máximos permisibles de Pb en artículos de alfarería, cerámica, porcelana y vidrio utilizados para contener y procesar alimentos y bebidas
NOM-199-SSA1-2000	Expresa los niveles de Pb en sangre, las acciones a tomar y los criterios para la protección de la población expuesta de forma no ocupacional; la
NOM-166-SEMARNAT-2014	Establece los límites máximos permisibles en la emisión de Pb a la atmósfera proveniente de la fundición secundaria del Pb
NOM-025-SSA1-2014	Establece los valores límite permisibles de concentración de partículas suspendidas PM10 y PM2.5 en el aire y los criterios para su evaluación.

Anexo 4 Glosario

Aditivo: sustancia que se agrega a otras para darles cualidades de que carecen o para mejorar las que poseen.

AGEB urbana: áreas geográficas ocupadas por un conjunto de manzanas perfectamente delimitadas por calles, avenidas, andadores o cualquier otro rasgo de fácil identificación en el terreno y cuyo uso del suelo es principalmente habitacional, industrial, de servicios, comercial, etc. Y solo son asignados al interior de las localidades urbanas

Altricial: crías que nacen ciegas, sin los conductos auditivos abiertos, prácticamente sin plumas y con una movilidad muy limitada

Anemia: condición en la cual hay una reducción en el número de células rojas o en la cantidad de hemoglobina por unidad de volumen de sangre por debajo del intervalo de referencia para un individuo de especie similar, causando palidez y fatiga.

Anisodactilia: Disposición de los dedos de aves perchadoras en las que 3 dedos se orientan hacia adelante y uno hacia atrás.

Anseriforme: Orden de aves muy adaptadas a la vida acuática (e.g. gansos, patos, ocas).

Biodisponibilidad: grado de absorción de una sustancia por un organismo vivo en comparación con un sistema estándar.

Biomagnificación: proceso en el que la sustancia tóxica es acumulada en un organismo en bajas concentraciones al inicio de la cadena trófica y aumenta a medida que se asciende en la cadena.

Biomonitoreo: evaluación biológica de exposición a sustancias químicas o sus metabolitos con el objetivo de evaluar la exposición, salud ambiental y riesgo mediante la comparación con valores de referencia basados en el conocimiento de la relación entre la exposición ambiental y efectos adversos a la salud.

Bioindicador: especie o grupo de especies representativa en un ecosistema, que presenta las características para servir en un monitoreo entre las cuales está que la población presente una respuesta sensible a los cambios (presencia de un tóxico en el ecosistema).

Caliza: roca sedimentaria formada principalmente por carbonato de calcio y que se caracteriza por presentar efervescencia por acción de los ácidos diluidos en frío.

Carcinogénico: agente (químico, físico o biológico) capaz de incrementar la incidencia de neoplasmas malignos.

Concentración: cantidad de sustancia presente en un medio determinado.

Concentración umbral: concentración a la cual se comienzan a observar signos tóxicos.

Dosis: cantidad total de una sustancia administrada o absorbida por un organismo, órgano o tejido.

Efectos subclínicos: cambio biológico resultado de la exposición a un agente causante de enfermedad ya sea antes de que se presenten los signos de la enfermedad o cuando están ausentes.

Emaciación: adelgazamiento patológico.

Forrajeo: conductas encaminadas a conseguir alimento, como la búsqueda, la exploración, la selección y la manipulación de alimento o sustrato.

Marga calcárea: roca sedimentaria compuesta de arcilla y caliza.

Material particulado: partículas en el aire, usualmente de un tamaño definido y especificado como PM_n donde n es el máximo diámetro aerodinámico (usualmente expresadas en μm) de al menos 50% de las partículas.

Mimesis: capacidad de imitar.

Muda: proceso que consiste en el reemplazo del plumaje de las aves.

$\mu\text{g/L}$: Un μg es una unidad de medida de peso equivalente a la millonésima parte de un gramo. Un $\mu\text{g/L}$ es una unidad de medida de concentración en la que microgramos de soluto se encuentra en un litro de solvente.

Neurotoxina: sustancia capaz de producir químicamente efectos adversos en el Sistema nervioso.

Paseriforme: Orden que abarca más de la mitad de las especies del mundo. Son aves altricias, la disposición de sus dedos les permite perchar y tienen la capacidad de controlar su siringe y producir cantos.

Principio activo: componente de una mezcla responsable del efecto biológico de la misma.

Sésil: característica de algunos organismos que no poseen locomoción.

Sinantrópico: organismo que se ha adaptado a las características de un ambiente urbano.

Tarjeta Guthrie: pieza rectangular de papel filtro absorbente usada para el análisis de sangre seca.

Toxicidad: capacidad de una sustancia para causar daño a un organismo vivo en relación a su naturaleza, a la dosis administrada (única o repetida), absorbida, a la forma en la que se administra y distribuye en el tiempo, a la naturaleza del organismo afectado y entre otras condiciones.

Zona urbana: asentamiento humano cuyas tierras son destinadas al uso residencial, transporte y al desarrollo de actividades económicas secundarias y terciarias. Cuenta con infraestructura como calles, banquetas, luminarias y servicios como el de agua y luz eléctrica.

Firmas de Comité Asesor

Dra. Almira L. Hoogesteyn Reul

Directora de tesis

Dr. Federico H. Dickinson Bannack

Dr. Ángel G. Polanco Rodríguez

