



**CENTRO DE INVESTIGACIÓN Y DE ESTUDIOS
AVANZADOS DEL INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL**

**UNIDAD MÉRIDA
DEPARTAMENTO DE ECOLOGÍA HUMANA**

Las aves como indicadores de plomo biológicamente
disponible en la zona urbana y rural de Mérida

Tesis que presenta

Remedios Nava Díaz

para obtener el grado de

**Maestra en Ciencias
en la especialidad de Ecología Humana**

Directora de Tesis:

Dra. Almira Lydia Hoogesteyn Reul

Mérida, Yucatán, México

Agosto de 2013

AGRADECIMIENTOS

A la Doctora Almira Hoogesteyn, quien compartió su tiempo y conocimientos más allá de lo académico.

A la Doctora Dolores Cervera, cuyos comentarios y empatía fueron siempre oportunos.

Al Doctor Víctor Vidal por participar comprometidamente en la revisión de la tesis.

A la Dra. Mercy Dzul, quien realizó el análisis químico de las plumas.

Al Departamento de Ecología Humana del Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional por permitirme realizar mis estudios de posgrado.

Al Consejo Nacional para la Ciencia y Tecnología por haberme otorgado una beca para cursar la maestría (número de registro 263814).

AGRADECIMIENTOS A TÍTULO PERSONAL

Doy gracias a mis padres y a mi hermano que siempre creyeron que podía superar este reto.

Quiero reconocer el apoyo de la M. en C. Margarita Garza de la Facultad de Ciencias de la UNAM por tener siempre una respuesta a mis preguntas, o al menos decirme, cómo encontrarla.

Reconozco y agradezco toda la cooperación de Rosa María, Fabiola, Dalila, Ligia y José Luis.

A Debra, Diego, Tarly y toda la buena banda, les expreso mi sincero cariño. Fue mucha suerte conocerlos.

Deseo dar las gracias a los habitantes del albergue de AFAD. Me han mostrado que no hay condición tan adversa que impida compartir una alegría.

A Yucatán, por sus calores de verano.

A ti mamá Lola, ahora estoy en paz.

CONTENIDO

	Página
ÍNDICE DE FIGURAS.....	vi
ÍNDICE DE TABLAS.....	vii
ÍNDICE DE ANEXOS.....	viii
RESUMEN.....	ix
ABSTRACT.....	xi
INTRODUCCIÓN.....	1
Panorama general de la contaminación con plomo.....	1
Monitoreo biológico del plomo.....	4
Aves como bioindicadores.....	5
Plumas: sitio de secuestro de plomo.....	7
OBJETIVOS.....	9
MATERIALES Y MÉTODOS.....	10

Sitio de estudio	10
Descripción del bioindicador seleccionado.....	12
Captura de los zanates (<i>Quiscalus mexicanus</i> Gmelin, 1788).....	16
Procesamiento de las muestras.....	18
Análisis estadístico de los datos.....	19
RESULTADOS.....	23
DISCUSIÓN.....	34
Relación entre las concentraciones de plomo y algunas características biológicas de los zanates capturados.....	36
Condición corporal y concentración de plomo.....	41
Biodisponibilidad del plomo en Mérida.....	42
Origen probable de la presencia ambiental de plomo en Mérida.....	44
Relación del tamaño de muestra obtenido con la historia natural del zanate.....	46
Reflexiones.....	47
CONCLUSIONES.....	50
REFERENCIAS.....	52
ANEXOS.....	66

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.	Ubicación de los sitios de captura de los zanates.	12
Figura 2	Ejemplar macho de zanate (<i>Q. mexicanus</i>).	14
Figura 3.	Ejemplar hembra de zanate (<i>Q. mexicanus</i>).	15
Figura 4.	Red de niebla colocada a lo largo de una brecha (lado izquierdo).	17
Figura 5.	Dispersión de los valores del índice de condición corporal de zanates capturados en un sitio urbano y uno rural en Mérida, Yucatán.	25
Figura 6.	Histograma de distribución de las concentraciones de plomo en plumas de zanates capturados en Mérida.	26
Figura 7.	Gráficos de dispersión de las variables morfométricas y la concentración de plomo en plumas de zanates capturados en un sitio urbano y un sitio rural en Mérida, Yucatán.	28

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.	Límite de detección en diferentes técnicas analíticas usadas para determinar la concentración de plomo.	19
Tabla 2.	Estadísticos descriptivos de las variables morfométricas de los zanates capturados en la zona urbana y rural de Mérida, Yucatán.	24
Tabla 3.	Estadísticos descriptivos de la concentración de plomo en la tercera pluma secundaria de zanates capturados en la zona urbana y rural de Mérida, Yucatán.	27
Tabla 4.	Coeficientes de correlación entre las variables morfométricas incluyendo el índice de condición corporal y la concentración de plomo en plumas de zanates capturados en la zona urbana y rural de Mérida, Yucatán.	30
Tabla 5.	Coeficientes y valores críticos del modelo final para la concentración de plomo en plumas de zanates capturados en la zona urbana y rural de Mérida, Yucatán.	32
Tabla 6.	Coeficiente de contraste calculado para concentraciones de plomo en plumas de aves urbanas y rurales reportadas en la literatura.	33

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1.	Valores críticos de la prueba de bondad de ajuste Kolmogorov-Smirnov para probar la hipótesis nula de que la muestra proviene de una población con distribución normal.	66
Anexo 2.	Media y desviación estándar de las variables morfométricas de zanates capturados en un sitio urbano y otro rural en Mérida, Yucatán.	67
Anexo 3.	Gráfico Q-Q para los residuos estandarizados del modelo lineal final.	68

RESUMEN

Se determinó la concentración de plomo en plumas del zanate (*Quiscalus mexicanus*) de un sitio urbano (n= 49) y uno rural (n= 33) en Mérida, Yucatán. La concentración de plomo en la muestra urbana (3.95 ppb) fue significativamente mayor ($p < 0.01$) que la concentración de la muestra rural (0.53 ppb). Los valores encontrados fueron bajos respecto a otros valores reportados en la literatura. Dichos resultados sugieren que los zanates estuvieron poco expuestos al plomo o que la biodisponibilidad de éste es baja en los sitios de muestreo.

Dado el patrón observado en la relación entre las variables morfométricas y la concentración de plomo se ajustó un modelo de regresión lineal, cuyo ajuste fue verificado, para analizar el efecto de dichas variables y el sexo sobre la variación de la concentración de plomo. A pesar de que las hembras mostraron concentraciones más bajas, la diferencia entre sexos no fue estadísticamente significativa; el peso y largo de ala tampoco mostraron significancia. En cambio, tanto el largo del pico como el largo del tarso fueron factores significativos. Proponemos que la relación observada entre el largo del tarso y la concentración de plomo puede ser un efecto derivado del tamaño del ave y el papel del esqueleto como principal repositorio del metal. En cuanto al largo del pico, no

podemos explicar su asociación con la concentración de plomo. Adicionalmente se exploró la relación entre la concentración de plomo y un índice de condición corporal encontrando sólo para la submuestra de machos urbanos una relación negativa marginalmente significativa.

Aun cuando las concentraciones de plomo encontradas son relativamente bajas y los datos no apoyan un efecto deletéreo del plomo sobre los zanates consideramos como urgentes: 1) evitar que la carga ambiental de plomo en Mérida alcance niveles dañinos y 2) establecer un programa de monitoreo a largo plazo que verifique los niveles aquí reportados y alerte sobre cualquier cambio en éstos.

ABSTRACT

We determined lead concentration in great-tailed grackle feathers (*Quiscalus mexicanus*) in and urban (n = 49) and rural (n= 33) location, in Mérida, Yucatán. Urban lead concentration (3.95 ppb) was significantly higher ($p < 0.01$) than rural lead concentration (0.53 ppb). The observed levels were low compared to previous reports. This finding suggests that either grackles were barely exposed to lead or lead bioavailability is low in studied sites.

We fitted a linear regression model to examine the role of sex and four morphometric variables on lead concentration. Although females showed lower lead concentrations than males, the observed difference was not statistically significant. Similarly, neither mass nor wing length turned out to be significant variables. Both bill length and tarsus length were significant factors. We propose that tarsus length effect may be related to the role of bones as main lead repositories. We cannot account for the relationship between bill length and lead concentration. Additionally, we explored the relationship between lead concentration and a body condition index. This relationship was negative and marginally significant for the urban male sub-sample.

Even though lead concentrations herein reported are relatively low and data do not support any lead deleterious effect on grackles we regard as urgent: 1) to prevent environmental lead load in Merida reaches harmful levels and 2) to establish a long-term monitoring that verifies the lead levels herein reported and warns people in case they change.

INTRODUCCIÓN

Panorama general de la contaminación con plomo

El plomo es un elemento que está presente en la corteza terrestre (ATSDR, 2007), al igual que otros metales pesados ingresa al ambiente por procesos naturales y como producto de la actividad humana (Alleva *et al.*, 2006). Entre las fuentes naturales están la erosión del suelo y sedimentos, las emisiones volcánicas, biogénicas y oceánicas y los escombros generados por incendios forestales. Entre las fuentes antropogénicas se pueden mencionar como preponderantes el uso de plomo en los procesos industriales y la quema de combustibles fósiles, la extracción de metales no ferrosos, la producción de cemento, hierro y acero y la eliminación de desechos sólidos urbanos (Pacyna y Pacyna, 2001). Desde hace más de tres décadas se reconoce que, a nivel mundial, la tasa de emisión de plomo de origen antropogénico supera la tasa de emisión natural (Hogg y Giraud, 1979). El plomo destaca entre los diferentes contaminantes ambientales por ser de alto riesgo debido a su elevada persistencia en agua y suelo (ATSDR, 2007) en donde puede acumularse (Vázquez-Alarcón *et al.*, 2001).

Algunos de los principales usos presentes y pasados del plomo son la elaboración de baterías, aleaciones, antidetonantes para gasolinas, estabilizadores de plásticos, herbicidas, insecticidas, rodenticidas, municiones, pesos de pesca, pigmentos y pinturas, protectores contra rayos-X, recubrimientos de cables, soldaduras y tuberías (ATSDR, 2007). Entre los elementos tóxicos es el más común en el ambiente (Crosby, 1998), debido a su uso industrial extendido, principalmente en pinturas y gasolinas (Rosas *et al.*, 1995) afectando incluso a poblaciones humanas consideradas remotas y poco expuestas (Tsuji *et al.*, 2008; Barbosa *et al.*, 2009).

A la fecha no se atribuye al plomo una función biológica (Healey, 2009) pero se sabe que es capaz de competir con los iones de calcio alterando así diversas vías metabólicas (Bellinger y Bellinger, 2006). Esta propiedad lo convierte en un tóxico sistémico, esto es, un tóxico con la capacidad de afectar diversos órganos y sistemas de los organismos expuestos (Healey, 2009). Por ejemplo, una exposición aguda a plomo puede provocar un aumento en la presión arterial, daño en los riñones, abortos espontáneos y alteraciones en la producción espermática (ATSDR, 2007). Entre las consecuencias adversas recurrentemente estudiadas están las relacionadas con el sistema hematopoyético. Los organismos expuestos al plomo pueden presentar anemia que resulta de la inhibición de enzimas participantes en la síntesis del grupo hemo (Katavolos *et al.*, 2007).

El plomo es ampliamente reconocido por su potencial neurotóxico (Risk, 1992), acentuándose éste en niños (Populations, 1993), con manifestaciones diversas.

Por ejemplo, la exposición a plomo durante la niñez condiciona la capacidad de aprendizaje y el desarrollo intelectual posterior (Needleman *et al.*, 1990). Paralelamente a las afectaciones cognitivas, la exposición a plomo está asociada a una alta incidencia de irritabilidad e hiperactividad (Verity, 1990). Algunos de los efectos neurotóxicos del plomo son atribuidos a una activación anormal de proteínas que desembocan en una señalización transmembranal distorsionada y una diferenciación neuronal deficiente (Verity, 1990). Cabe resaltar que los efectos deletéreos del plomo pueden perdurar a través del tiempo. Cecil y colaboradores (2008) encontraron una relación entre la concentración sanguínea de plomo durante la niñez y una reducción de la materia gris en cerebros de los mismos individuos en la etapa adulta.

Se han establecido niveles sanguíneos de plomo a partir de los cuales se inician intervenciones para controlar y disminuir la carga del metal (CDC, 2013). Sin embargo hay autores que consideran que la información actualmente disponible no permite definir un umbral en el que no se manifiesten los efectos del plomo sobre la salud (Wilhelm *et al.*, 2010) e incluso se ha señalado que ningún nivel de exposición a plomo puede considerarse como seguro (Howson *et al.*, 1996). Considerando además que el envenenamiento con plomo es una condición de origen antropogénico y por ende un mal que se podría evitar con una regulación y aplicación de las normas más estrictas (Bellinger y Bellinger, 2006), surge la necesidad de documentar la presencia de este elemento en el ambiente para poder determinar la magnitud del problema y ejecutar medidas que reduzcan la

exposición de los individuos a este metal así como evaluar la efectividad de dichas medidas.

Monitoreo biológico del plomo

Para determinar el éxito de las acciones dirigidas a controlar la emisión de plomo al ambiente, por ejemplo la regulación de la adición de plomo a la gasolina adoptada por México y otros países (Driscoll *et al.*, 1992), se han establecido programas de monitoreo que comúnmente se enfocan a la calidad del aire (Cortez-Lugo *et al.*, 2003). Este tipo de ejercicios permiten registrar los niveles y tendencias de los contaminantes en el ambiente pero no son suficientes para conocer el riesgo que representa la presencia de dicho contaminante para los organismos vivos.

Este problema es comúnmente atendido a través del uso de bioindicadores, definidos éstos como cualquier organismo que responde de modo predecible a la contaminación de una manera observable y cuantificable (Burger *et al.*, 2007). El uso de bioindicadores permite establecer la biodisponibilidad de los contaminantes. La biodisponibilidad de un químico se refiere a la capacidad del mismo de ser absorbido por un organismo en un tiempo y espacio definidos (Katayama *et al.*, 2010). El contaminante debe ser capaz de atravesar membranas biológicas y generar un efecto (preferentemente medible) en los organismos (Lind, Bignert y Odsjö, 2006). Entre los principales factores que afectan la biodisponibilidad de los metales presentes en el suelo están la especie del químico

en cuestión, el pH de los suelos, su capacidad de intercambio catiónico, el contenido de materia orgánica y el porcentaje de arcilla (Peakall y Burger, 2003; Fritsch *et al.*, 2012). Cuando el contaminante se encuentra en un medio diferente como el aire o el agua, otros factores cobran relevancia como el diámetro de la partícula o la solubilidad de la misma (Marquardt *et al.*, 1999; Traina y Laperche, 1999).

Los programas de biomonitorio generan información base útil para evaluar el estado y tendencias de los residuos químicos presentes en el ambiente e identificar riesgos para la salud (Alleva *et al.*, 2006). El biomonitorio se sirve de diversos criterios para examinar la exposición, asimilación, metabolismo y excreción de los contaminantes pues estudia cambios celulares, alteraciones de las funciones fisiológicas y endócrinas, modificaciones de los patrones de conducta, afectaciones a la reproducción abarcando también análisis de embriotoxicidad, teratogenicidad y de perfiles bioquímicos de células y tejidos (Rattner, 2009).

Aves como bioindicadores

El biomonitorio de plomo se ha realizado con organismos pertenecientes a diferentes grupos biológicos. En México se ha monitoreado la contaminación por plomo en macroalgas (Horta-Puga *et al.*, 2013), pastos marinos (Solís *et al.*, 2007), tortugas marinas (Ley-Quiñónez *et al.*, 2011), ganado (Alcocer *et al.*, 2007) y patos (Pereda-Solis, Martínez-Guerrero y Toca-Ramirez, 2012). Como

indicadores de plomo, las aves presentan ventajas sobre otros grupos debido a que esta clase de vertebrados posee un sistema respiratorio muy eficiente cuando se compara con el de los mamíferos, además de que las aves habitan esencialmente todos los ambientes ocupados por los humanos (Brown, Brain y Wang, 1997).

Las aves expuestas a plomo presentan afectaciones similares a las descritas en humanos destacándose las de tipo neuroconductual. En un estudio experimental en el que suministraron dosis de acetato de plomo a patos (*Anas platyrhynchos*) se observó una disminución en la masa cerebral y desmielinización del sistema nervioso periférico (Mateo *et al.*, 2003). Entre las afectaciones conductuales y motrices se ha registrado un incremento en la agresividad, dificultad para volar, aterrizar y caminar (Friend, 1999) y una capacidad reducida de mantener una postura erecta y el equilibrio (Burger y Gochfeld, 1995).

El plomo que ha ingresado al cuerpo de las aves puede ser almacenado en la grasa, pudiendo alcanzar concentraciones altas en la mielina (Katavolos *et al.*, 2007). El plomo puede almacenarse también en órganos como el riñón, hígado, cerebro, pulmón, el tejido óseo y muscular (Dauwe *et al.*, 2005; Ancora *et al.*, 2008). De éstos el tejido óseo actúa como un sitio importante de secuestro de plomo, almacenando hasta 94% de la carga corporal (Rodríguez-Ramos *et al.*, 2011). Existe un intercambio entre el plomo contenido en los huesos y aquel que circula en la sangre como consecuencia de diversos procesos fisiológicos (Friend, 1999). Por ejemplo, el plomo depositado en el hueso puede ser movilizado hacia

la sangre durante la desmineralización del hueso (Burger y Gochfeld, 2003) lo que en humanos ocurre durante el embarazo, la lactancia y osteoporosis y en aves durante la formación del cascarón del huevo (Brown *et al.*, 2006).

Plumas: sitio de secuestro de plomo

El almacenamiento y movilización de plomo dentro de los tejidos y órganos junto con la excreción determinan la cantidad del metal que llegará a órganos sensibles (Burger y Gochfeld, 2003). Los órganos y tejidos más empleados en los estudios toxicológicos que emplean aves como indicadores son el hígado, riñón, hueso, sangre y plumas (Ek *et al.*, 2004). De éstos, el tejido óseo tiene una tasa de recambio de plomo baja (Rodríguez-Ramos *et al.*, 2011) ya que la vida media del fosfato de plomo dentro del hueso puede llegar a ser de 20 a 30 años (Katavolos *et al.*, 2007). Esta característica del tejido óseo junto con su capacidad de almacenar gran parte de la carga corporal de plomo han hecho que se le proponga como un mejor indicador de exposición crónica (Burger y Gochfeld, 2003). Sin embargo, el obtener muestras óseas implica el sacrificio del animal. En cambio, las muestras de plumas ofrecen las ventajas prácticas de fácil obtención, almacenamiento que no requiere refrigeración y sobre todo, el carácter ligeramente invasivo en la colecta de muestras, ya que al arrancar una pluma no se pone en riesgo la vida del ave y la pluma puede reponerse en periodos menores a un mes (Veerle *et al.*, 2004). Existen ya protocolos establecidos para la

obtención del metal de la matriz de la pluma, es por ello que las plumas son frecuentemente utilizadas en estudios de contaminación (Ancora *et al.*, 2008).

El plomo presente en las plumas es incorporado a la matriz proteica durante la formación de la pluma (Pain *et al.*, 2005). El plomo llega a las plumas en crecimiento a través del torrente sanguíneo y se une permanentemente a la queratina (Burger y Gochfeld, 1992). Una vez terminado el crecimiento de las plumas, la concentración de elementos metálicos es estable hasta la próxima muda. Los metales quedan secuestrados en la matriz proteica, a diferencia de los perfiles sanguíneos que pueden variar por exposición, metabolismo y/o movilización de contaminantes almacenados en otros tejidos u órganos (Ek *et al.*, 2004). La fracción externa de plomo comprende aquellas partículas del metal adheridas a la superficie de la pluma provenientes de la deposición atmosférica y el contacto con medios contaminados (Cardiel, Taggart y Mateo, 2011). Generalmente esta fracción es removida a través de los procesos de lavado y preparación de las muestras para el análisis de las concentraciones de químicos. Dado que este estudio se enfoca en la fracción biodisponible de plomo las plumas fueron lavadas para eliminar la contaminación por deposición, ya que la fracción relevante a estudiar fue la interna.

OBJETIVOS

Objetivo general

Evaluar la disponibilidad del plomo en un sitio urbano y rural de Mérida empleando un ave como bioindicador.

Objetivos particulares

1. Cuantificar la concentración de plomo en las plumas de zanates (*Quiscalus mexicanus*) capturados en un sitio urbano dentro de Mérida y un sitio rural en la zona rural de la ciudad.
2. Determinar si existen diferencias en la concentración de plomo entre las plumas de ambos sitios.

MATERIALES Y MÉTODOS

El presente estudio es de corte comparativo y transversal (Méndez *et al.*, 2011). Esta tesis está enmarcada en el proyecto de investigación “X’kau (*Quiscalus mexicanus*) como indicadores de contaminación de metales en zonas de influencia de la ciudad de Mérida” que se desarrolla en el Laboratorio de Salud Ambiental del CINVESTAV-Mérida desde el año 2008 hasta la fecha.

Sitio de estudio

El municipio de Mérida se ubica en el Estado de Yucatán entre los paralelos 20° 45' y 21° 15' de latitud norte y los meridianos 89° 30' y 89° 45' de longitud oeste (Secretaría de Gobernación, 2004). Éste tiene una superficie continental de 883.40 km² y una superficie de áreas urbanas de 173.90 km². La población del municipio de Mérida para el año 2010 fue de 830,720 personas (INEGI, 2011). Existen 47 poblaciones dentro del municipio incluyendo la ciudad de mismo nombre. En el año 2005 la ciudad de Mérida albergaba al 93.98% de la población del municipio, presentando un problema de concentración demográfica (Dirección de Desarrollo Urbano, 2010). En la ciudad se registra el mayor consumo y distribución de bienes

y servicios, se localizan importantes instalaciones de almacenamiento y abasto y se concentra el 75% de la industria del estado (Dirección de Desarrollo Urbano, 2010). Si bien la ciudad todavía se mantiene relativamente libre de contaminación atmosférica dada su topografía y los patrones de vientos presentes, se ha observado un incremento en las partículas suspendidas totales, específicamente de monóxido de carbono y el bióxido de azufre, durante los meses previos a la temporada de lluvias (Dirección de Desarrollo Urbano, 2010).

Los dos sitios estudiados se ubican dentro del municipio de Mérida, uno dentro de la ciudad (parque zoológico del Centenario) y otro en un área rural al sureste, la Subcomisaría de Dzoyaxché (Fig. 1). De aquí en adelante el primero será denominado sitio urbano y el segundo sitio rural. El sitio urbano se encuentra en el centro de la ciudad, está delimitado por una vialidad primaria con alto tránsito de vehículos automotores y está próximo a varios focos de contaminación como el Aeropuerto Internacional de Mérida (4.4 km) y el complejo Ciudad Industrial (5.4 km). Por el contrario el sitio rural se encuentra dentro de la Zona Sujeta a Conservación Ecológica Reserva Cuxtal, designada en 1993 como el “pulmón verde de la ciudad”. La densidad poblacional dentro de la Reserva es menor a 250 habitantes por kilómetro cuadrado y en ella se localiza la zona de extracción que surte a la Planta Potabilizadora Mérida 1, la cual satisface alrededor del 40% de la demanda de agua de la ciudad (UADY, 2006; Dirección de Desarrollo Urbano, 2010). Si bien, la Reserva se ha visto amenazada por el crecimiento de la mancha urbana y de las comunidades a su interior (Dirección de Desarrollo Urbano, 2010) la Subcomisaría de Dzoyaxché, con 454 habitantes (Departamento de Comisarías,

2013) no ha experimentado grandes cambios en el uso de suelo y sus pobladores aún conservan gran parte de sus tierras donde siembran milpa y extraen leña (Lugo y Tzuc, 2013). Cabe señalar también que la Subcomisaría no es una extensión continua de la ciudad ni ha sido absorbida por ésta.

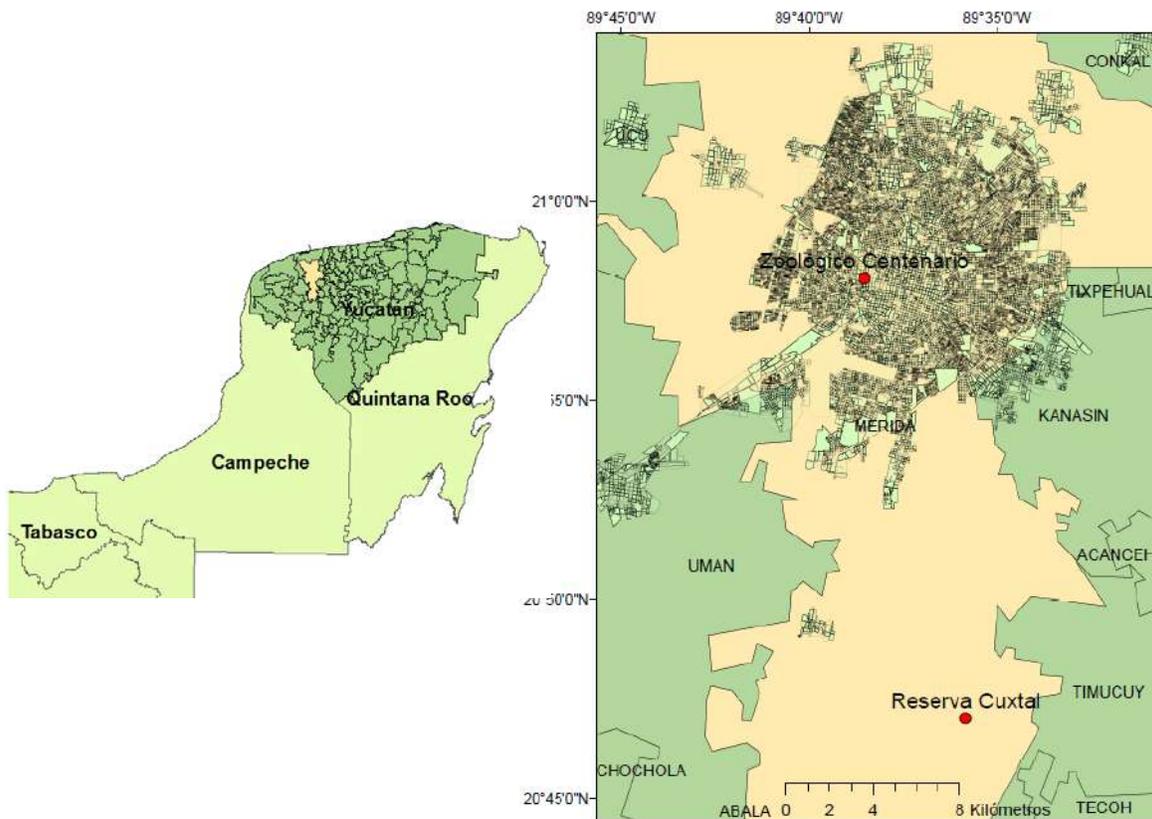


Figura 1. Ubicación de los sitios de captura de los zanzates. En el sitio rural, la captura de los zanzates se realizó dentro de la Subcomisaría de Dzoyaxché.

Descripción del bioindicador seleccionado

Se eligió al zanate mayor (*Q. mexicanus*) como especie indicadora para monitorear la disponibilidad del plomo. Esta especie se denomina localmente

como X'kau o kau. El zanate satisface la mayoría de los criterios que se han postulado para calificar a un indicador como adecuado (Esselink *et al.*, 1995; Deng *et al.*, 2007). Una especie indicadora apropiada es aquella que: tiene una distribución amplia, es territorial y no migra, cuenta con grandes poblaciones, no está incluida en ninguna categoría de riesgo y tiene una masa corporal adecuada para obtener una cantidad de muestra suficiente para los análisis. A continuación se describe brevemente la historia natural del zanate para mostrar de qué manera cumple con las recomendaciones previas.

El zanate pertenece a la familia Icteridae la cual incluye también a otras aves como el tordo negro, el tordo cantor o el zanate norteño (Sibley, 2001; Peterson y Chalif, 2008). El zanate se encuentra desde el suroeste de Estados Unidos, en México, América Central, el Noroeste de América del Sur y hasta el norte de Perú (Peterson y Chalif, 2008). Existen también poblaciones en el norte de los Estados Unidos por ejemplo en Wyoming, Idaho y Montana y hay registros de avistamientos en Ontario, Ottawa, Columbia Británica y Quebec desde la década de los ochentas (Wehjte, 2003). En México, la distribución del zanate es amplia, estando ausente sólo en Baja California y se sabe habita en altitudes que van desde el nivel del mar hasta los 2750 m.s.n.m. (Peterson y Chalif, 2008). Los zanates son por lo general aves residentes y sólo las poblaciones ubicadas en la parte más septentrional del rango de distribución migran (Johnson y Peer, 2001). El zanate es una especie gregaria (Powell *et al.*, 2008) que anida en colonias (Johnson *et al.*, 2000).

La gran variación morfológica, principalmente en el tamaño y coloración de la hembra, ha llevado a que la especie sea subdividida en ocho subespecies distribuyéndose en Yucatán la subespecie *loweryi* (DaCosta *et al* 2008). El zanate presenta dimorfismo sexual dicromático (Johnson *et al.*, 2000) (Fig. 2 y 3). El plumaje del macho es color negro con azul y morado iridiscente mientras que las hembras son de color café chocolate (Johnson *et al.*, 2000). La longitud desde la punta del pico hasta el final de la cola es de 425 mm en el macho y 325 mm en la hembra (Peterson y Chalif, 2008). Se ha reportado un rango de peso para machos que va de 200 a 250 gramos y en hembras de 100 a 120 gramos (Johnson *et al.*, 2000).



Figura 2. Ejemplar macho de zanate (*Q. mexicanus*). Fotografía capturada por Remedios Nava Díaz (2013).

Los zanates son omnívoros y forrajean mayoritariamente en el suelo en áreas abiertas (Powell *et al.*, 2008; Cornell Lab of Ornithology, 2012) (Fig. 2). El hábito de forrajear en el suelo es en extremo relevante para fines del monitoreo de plomo

ya que el suelo es el principal repositorio de este metal en las áreas urbanas (Chen *et al.*, 2012). La dieta de los zanates incluye plantas, invertebrados (Gurrola *et al.*, 2009) y pequeños vertebrados (Grabrucker y Grabrucker, 2010) como tortugas (Cabrera, 1998) y lagartijas (Platt *et al.*, 1999). Se ha observado que el zanate puede depredar huevos y pollos de aves como garzas (Hernández y Fernández, 1999) y es capaz de matar aves adultas (Clapp, 1986).

El zanate es una especie originaria de los humedales costeros que en los últimos 150 años se ha expandido tierra adentro gracias a la presencia de matrices que incluyen paisajes agrícolas y urbanos en los que encuentra agua disponible (Christensen, 2000; Wehtje, 2003) ocupando en la actualidad todo el territorio nacional salvo la Península de Baja California (Peterson y Chalif, 2008). Dada la rápida expansión de su rango de distribución, se le considera como especie invasora (Wehtje, 2003) la cual ha seguido las alteraciones del hábitat realizadas por el humano (Christensen, 2000).



Figura 3. Ejemplar hembra de zanate (*Q. mexicanus*). Fotografía capturada por Remedios Nava Díaz (2013).

La respuesta numérica al gradiente de urbanización que muestra el zanate lo ubica dentro de la categoría de “urban exploiter” o “urban enhanced” (González *et al.*, 2007) lo que significa que los zanates son capaces de explotar cambios en variables ambientales como la cubierta vegetal, la disponibilidad de fuentes de agua, la producción primaria y la cantidad de hábitat de borde asociados con los hábitat muy desarrollados, aumentando su abundancia y distribución (Blair, 1996).

Captura de los zanates

Se realizó una visita mensual a ambos sitios en los que se colocaron redes de niebla para capturar a los zanates (Fig. 4). Las redes se abrieron de 6:00 am a 12:00 pm en lugares acondicionados para tal fin, la posición de las mallas fue fija a lo largo de todos los muestreos. Se colocaron nueve redes de nueve metros cada una. Se calculó el esfuerzo de captura (9 mallas x 6 horas de captura) que generó un esfuerzo mensual de 54 horas malla por mes por sitio, para un total de 1026 horas malla.

En un formulario de campo se registró el sexo, el peso y la longitud del tarso, pico y ala de cada ave. La longitud del ave junto con su peso han sido utilizados como indicadores del tamaño corporal del ave (González *et al.*, 2007) mientras que la longitud del tarso junto con el peso han servido para valorar la condición física de las aves capturadas (Roux y Marra, 2007; Hargreaves, Whiteside y Gilchrist, 2011). Las mediciones se realizaron con una balanza tipo Pesola®, un vernier y una regla ornitológica.

Se colectó la tercer pluma secundaria de cada ala conservando cada una en una bolsa de plástico individual doblemente etiquetada. Sólo se utilizó una de las plumas en los análisis. La pluma no analizada fue conservada como material de referencia. Cada ave fue anillada con una banda de aluminio que lleva una numeración individual lo que permite realizar análisis longitudinales a partir de la captura y recaptura de los individuos (Fig. 2).



Figura 4. Red de niebla colocada a lo largo de una brecha (lado izquierdo). Fotografía capturada por Remedios Nava Díaz (2012).

Procesamiento de las muestras

La preparación y análisis de las muestras se realizó en el Laboratorio de Espectroscopía Atómica de la Facultad de Ingeniería Química de la UADY con la colaboración de la Dra. Mercy Dzul. El procesamiento de las muestras incluyó un lavado con el fin de eliminar la contaminación externa de las plumas (Bannon *et al.*, 2010; Cardiel *et al.*, 2011; Lambertucci *et al.*, 2011). Para realizar el lavado, cada pluma fue sumergida en agua ultra pura y se sometió a un baño de ultrasonido por 5 minutos. Las plumas fueron enjuagadas con agua ultra pura para posteriormente dejar que secaran a temperatura ambiente con lo cual se obtiene un peso seco constante (Lambertucci *et al.*, 2011). Una vez secas, se registró el peso de cada pluma.

Cada pluma fue transferida a un vaso de digestión XP 1500 al cual se agregó una mezcla de ácido nítrico y agua en una proporción 2:8. Posteriormente, los vasos fueron introducidos a un horno de microondas especializado durante cinco minutos. El horno funcionó a una temperatura de 190°C con una presión de 450 PSI y con una potencia de 1200 watts. Las muestras digeridas fueron aforadas a un volumen final de 25 mL con agua ultra pura.

Se determinó la concentración de plomo en cada pluma con la técnica de espectrometría de masas con plasma acoplado inductivamente (ICP-MS por sus siglas en inglés). Dicha técnica permite realizar análisis cuantitativos con base en la relación masa/carga de una muestra (Harris, 2003). Es importante mencionar

que el ICP-MS es más sensible que otras técnicas pues permite cuantificar concentraciones por debajo de partes por billón (Tabla 1).

Tabla 1. Límite de detección en diferentes técnicas analíticas usadas para determinar la concentración de plomo (Harris, 2003).

Técnica	Límite de detección (ng/mL)
Emisión atómica de plasma inductivamente	10
Absorción atómica con flama	10
Absorción atómica con horno de grafito	0.05
Espectrometría de masas por plasma acoplado inductivamente	0.0006

Análisis estadístico de los datos

Se realizó una exploración gráfica de los datos de concentración de plomo por medio de histogramas de frecuencia para observar la dispersión de los mismos. Adicionalmente, se utilizó la prueba de Grubbs en la que se calcula un valor Z para cada dato el cual es comparado con un valor crítico (Sokal y Rohlf, 1995). Si el valor Z obtenido es mayor que el valor crítico, el dato de concentración de plomo puede considerarse como valor atípico (Hiller y Barclay, 2011). Se verificó si la concentración de plomo, el peso, el largo del tarso, el largo del ala y el largo del pico mostraban una distribución normal con una prueba de bondad de Kolmogorov-Smirnov para determinar si se podían aplicar pruebas paramétricas.

Con un análisis de varianza (ANOVA por sus siglas en inglés) se comparó la concentración media de plomo introduciendo como factores el sitio de captura y sexo de las aves e incluyendo la interacción entre ambos factores. Con el método de la diferencia honestamente significativa de Tukey se determinó qué pares presentaban las diferencias. Para cada grupo, formado en base al sitio de captura y el sexo, se obtuvo un coeficiente de correlación producto-momento de Pearson para la concentración de plomo y el índice de condición corporal. Dicho índice se calculó como el cociente de la masa entre el largo del tarso con el fin de controlar la variación en la masa atribuible a cambios en el tamaño estructural del ave (Labocha y Hayes, 2012). Se decidió estudiar la relación entre el índice de condición corporal y la concentración de plomo para cada grupo ya que se ha reportado una tendencia en la que las aves urbanas presentan menor tamaño que las aves rurales (Hoogesteijn datos no publicados, Evans *et al.*, 2009) y también se ha propuesto que la presión ejercida por el ambiente sobre las aves no es la misma para sitios urbanos y rurales (Shochat *et al.*, 2006).

Para valorar el papel de las variables morfométricas registradas en la variación de la concentración de plomo se ajustó un modelo de regresión lineal el cual incluye los efectos principales del sitio de captura, sexo, peso, largo del tarso, largo del ala y largo del pico. Asimismo se incluyeron las interacciones triples dadas entre cada una de las variables morfométricas, el sexo y el sitio de captura así como las interacciones dobles al interior. Se decidió ajustar también un modelo de efectos mixtos (MEM) ya que las plumas fueron colectadas a lo largo de diecinueve meses con el fin de controlar la variación atribuible a la fecha de captura. La estructura de

términos del (MEM) fue la misma que se utilizó en el modelo de regresión lineal. En ambos modelos se utilizan valores de concentración transformados (logaritmo base diez) como variable de respuesta para obtener homogeneidad en la distribución de los residuales (Zuur *et al.*, 2009).

La selección de modelo se realizó con base en el criterio de información Akaike (AIC por sus siglas en inglés), considerando un modelo con un valor menor como un modelo mejor (Zuur *et al.*, 2009). Los términos no significativos se eliminaron uno a uno si su valor de p era menor que 0.05 comenzando por las interacciones triples, continuando con las interacciones dobles y por último los efectos principales. Para controlar la variación en el peso, se mantuvo este término a lo largo de todo el proceso (Bókony *et al.*, 2012). A pesar de que se han utilizado modelos con distribuciones diferentes, se decidió generar un modelo lineal ya que se recomienda utilizar la técnica estadística más sencilla siempre y cuando se verifique que sea empelada adecuadamente (Zuur *et al.*, 2009). Se revisó el ajuste del modelo observando gráficos Q-Q (el cual debe de verse como una línea recta si los errores tienen una distribución normal) (Crawley, 2007) y aplicando una prueba de normalidad de Shapiro-Wilk para los residuales (Huang *et al.*, 2012). Se estableció el nivel de significancia para todas las pruebas en 0.05, pero en los resultados se presentan valores por debajo de 0.10 para que el lector pueda valorar por sí mismo la relevancia biológica del resultado. Todas las pruebas se realizaron con el paquete estadístico R versión 2.15.3 (R Core Team, 2013). Los datos de concentración de plomo son presentados como media geométrica en el texto y en las tablas a menos que se señale otra cosa.

Con el fin de valorar nuestros resultados en el contexto internacional se realizó una búsqueda en las bases de datos ISI Web of Knowledge y TOXNET para identificar estudios que compararan la concentración de plomo en plumas de aves capturadas en sitios denominados como urbanos y rurales o que presentaran condiciones semejantes a las de este estudio. Para cada estudio se calculó un coeficiente de contraste (CC) el cual se obtuvo dividiendo la concentración media urbana entre la concentración media rural empleando la media geométrica y/o la media aritmética.

RESULTADOS

La base de datos analizada comprende 82 capturas de zanates (*Quiscalus mexicanus*) efectuadas desde junio del 2008 hasta diciembre del 2009, abarcando un periodo de diecinueve meses. Aun cuando se aplicó el mismo esfuerzo de captura en ambos sitios a lo largo de dicho periodo, el número de ejemplares capturados no fue el mismo. La muestra urbana fue mayor (n= 49) que la muestra rural (n= 33). De igual manera, la proporción de sexos difirió entre sitios, ya que en el sitio urbano se capturaron más machos (n= 26) que hembras (n= 23) mientras que en el sitio rural, las hembras fueron más comunes (n= 24) que los machos (n= 9).

Algunas variables morfométricas no presentaron una distribución normal dentro de ciertos grupos (Anexo 1). En consecuencia se usó una prueba paramétrica o una prueba no paramétrica para comparar los valores entre grupos. Se observaron diferencias en las medidas de las aves capturadas en ambos sitios (Tabla 2). El peso y largo del tarso tuvieron valores más altos para las aves rurales de ambos sexos. Sin embargo, las diferencias entre sitios no fueron estadísticamente significativas comparando los sexos por separado, salvo en el caso de las hembras rurales que tuvieron un peso y largo de tarso significativamente mayor al

de las hembras urbanas (Anexo 2). Para todas las variables los machos presentaron valores significativamente mayores a los de las hembras.

Tabla 2. Estadísticos descriptivos de las variables morfométricas de los zanates capturados en la zona urbana y rural de Mérida, Yucatán. Valores en la parte superior de la celda: mínimo – máximo; en la parte inferior: media (error estándar de la media).

	Urbano		Rural	
	Hembras (23)	Machos (26)	Hembras (24)	Machos (9)
Peso (g)	99.0 – 128.0 111.13 (1.56)	109.0 – 241.0 204.42 (5.43)	78.0 – 180.0 120.67 (3.71)	100.0 – 269.0 206.8 (18.9)
Largo tarso (mm)	35.5 – 46.4 40.87 (0.61)	41.8 – 54.9 48.90 (0.69)	35.8 – 48.6 42.49 (0.63)	44.7 – 53.8 49.48 (1.12)
Largo pico (mm)	29.1 – 38.2 32.51 (0.45)	31.0 – 49.9 41.24 (0.75)	27.8 – 38.9 33.59 (0.47)	30.3 – 44.2 38.88 (1.49)
Largo ala (mm)	133.0- 149.0 140.09 (1.01)	140.0 – 200.0 175.56 (2.72)	130.0 – 159.0 141.25 (1.40)	130.0 – 201.0 170.56 (7.57)

Con los valores de peso y largo de tarso se calculó el índice de condición corporal el cual tuvo valores desde 1.7 hasta 5.3. En ambos sitios los machos tuvieron valores más altos para el índice (Fig. 5). Se encontraron diferencias significativas entre sexos para el sitio urbano ($t_{39}=12.3$, $p<0.001$) y el sitio rural ($t_8=3.64$, $p=0.007$). Al comparar el índice de condición corporal en zanates del mismo sexo entre sitios no se encontraron diferencias significativas entre las hembras ($t_{45}=1.13$, $p=0.26$) y los machos ($t_9=-0.09$, $p=0.93$).

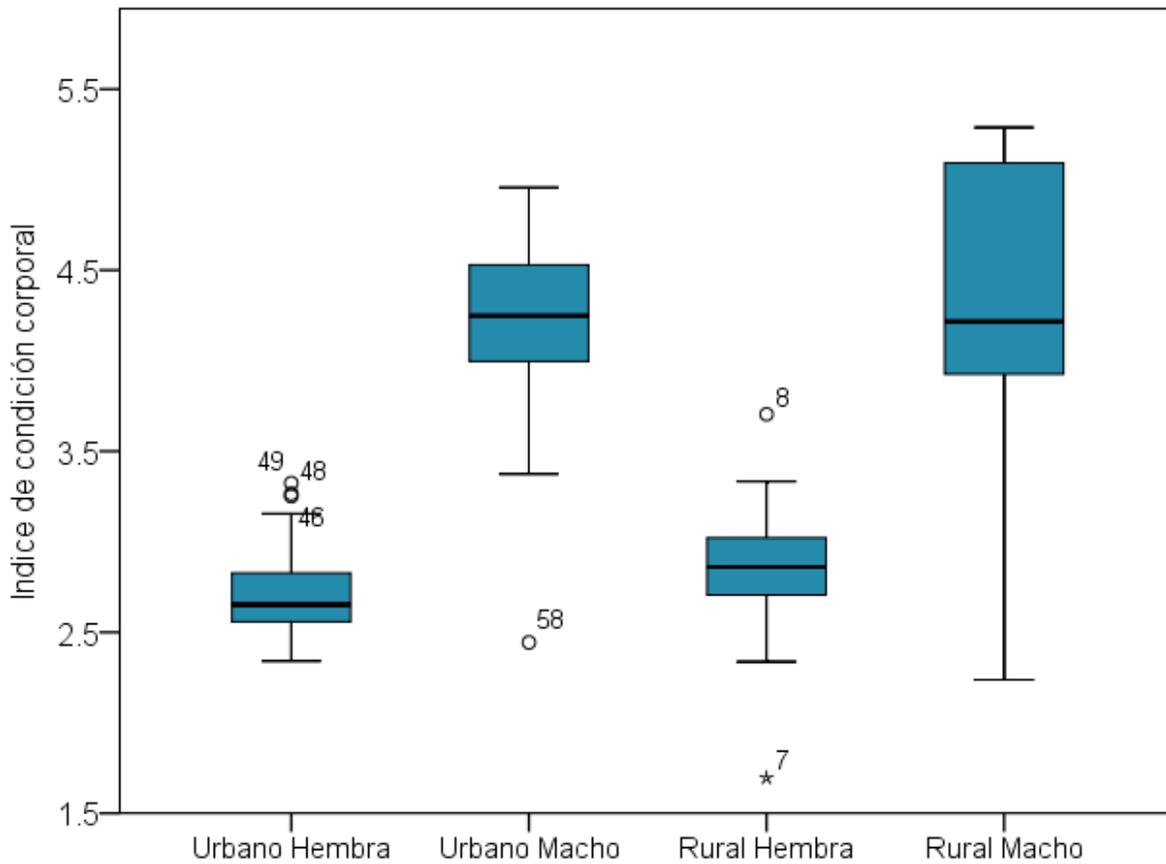


Figura 5. Dispersión de los valores del índice de condición corporal de zanates capturados en la zona urbana y rural de Mérida, Yucatán.

En ambos sitios la distribución de los valores de plomo mostró un sesgo positivo ya que se observaron valores extremos del lado derecho de la distribución (Fig. 6). De acuerdo con la prueba de Grubbs, en cada muestra existe un valor atípico que corresponde al valor máximo registrado. La concentración de plomo no mostró una distribución normal ($D= 0.57$, $p< 0.01$). Los datos se ajustaron a una distribución log-normal ($AD= 0.701$, $p= 0.06$) por lo que se transformaron todos los datos obteniendo el logaritmo base diez de cada valor (Zar, 1996).

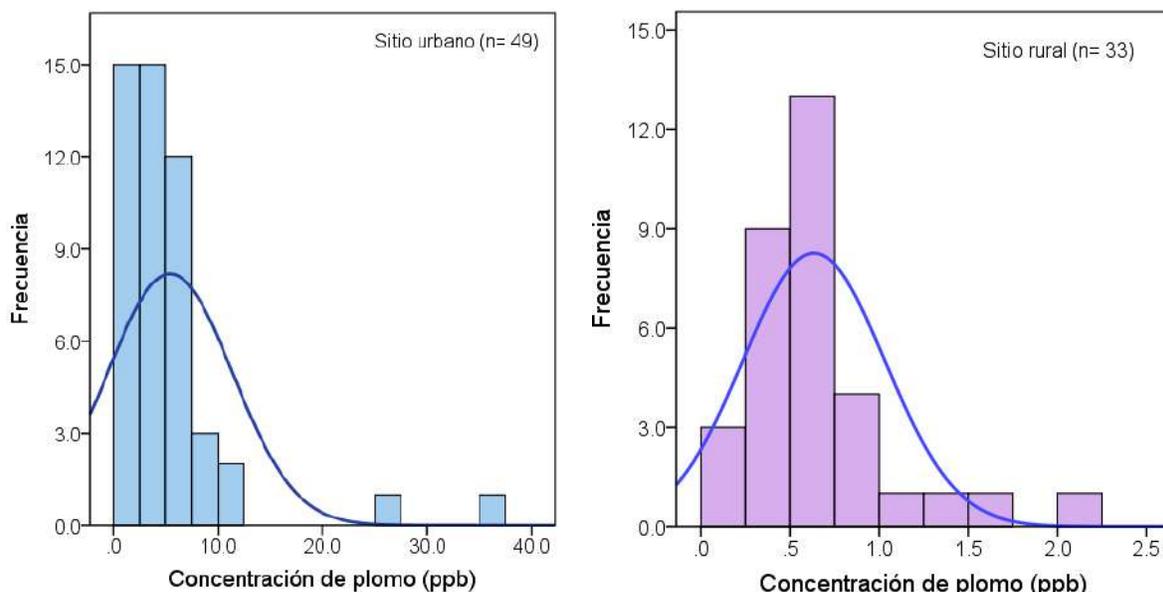


Figura 6. Histograma de distribución de las concentraciones de plomo en plumas de zanates capturados en la zona urbana y rural de Mérida, Yucatán. La línea azul muestra la distribución normal hipotética correspondiente.

El nivel de plomo para todas las plumas analizadas fue del orden de partes por billón (ppb)¹. La concentración de plomo fue significativamente mayor en la ciudad (3.95 ppb) que en el sitio rural (0.53 ppb) ($p < 0.01$). Aunque en ambos sitios las hembras mostraron una concentración más baja que los machos (Tabla 3) la diferencia entre sexos no fue estadísticamente significativa ($p = 0.18$). La Tabla 3 incluye también el coeficiente de variación² para la concentración dentro de cada

¹ Una parte por billón es una unidad que se usa comúnmente para expresar concentraciones de contaminantes y que puede ser utilizada en agua, aire o suelo. En el suelo una parte por billón corresponde a un microgramo de contaminante por kilogramo de suelo (Crosby, 1998).

² El coeficiente de variación (CV) expresa la variabilidad de la muestra en relación a la media y está definido como el cociente de la desviación estándar sobre la media

grupo, el cual permite la comparación con lo reportado en otros trabajos ya que es una medida de variación sin unidades (Zar, 1996).

Tabla 3. Estadísticos descriptivos de la concentración de plomo en la tercera pluma secundaria de zanates capturados en la zona urbana y rural de Mérida, Yucatán.

		Urbano		Rural	
		Hembra (23)	Macho (26)	Hembra (24)	Macho (9)
	Mínimo - máximo	1.18 - 9.03	0.95 – 35.82	0.13 – 1.61	0.22 – 2.02
Concentración de plomo (ppb)	Media aritmética	4.03	6.62	0.57	0.79
	Desviación estándar	2.07	7.82	0.29	0.59
	Media geométrica	3.53	4.36	0.50	0.62
	Intervalo de confianza del 95%	2.79 - 4.46	3.06 – 6.22	0.40 - 0.63	0.36 – 1.08
	Coeficiente de variación	51.37	118.19	50.98	74.68

Se muestran las gráficas de dispersión para cada una de las variables morfométricas (Fig. 7), incluyendo el índice de condición corporal y los valores transformados de la concentración de plomo. Se generaron gráficas para cada sexo y no para cada sitio con el fin de visualizar mejor la relación entre las variables puesto que el rango del eje de las abscisas difiere entre sexos. Únicamente la relación entre el largo del tarso y la concentración de plomo para el grupo de los machos de la ciudad fue significativa ($p= 0.04$) (Tabla 4). Para este

multiplicado por 100 (Zar, 1996). Si el valor de la desviación estándar es alto con respecto a la media el coeficiente de variación tendrá un valor alto.

mismo grupo la asociación entre el índice de condición corporal y la concentración de plomo fue negativa y marginalmente significativa ($p= 0.057$).

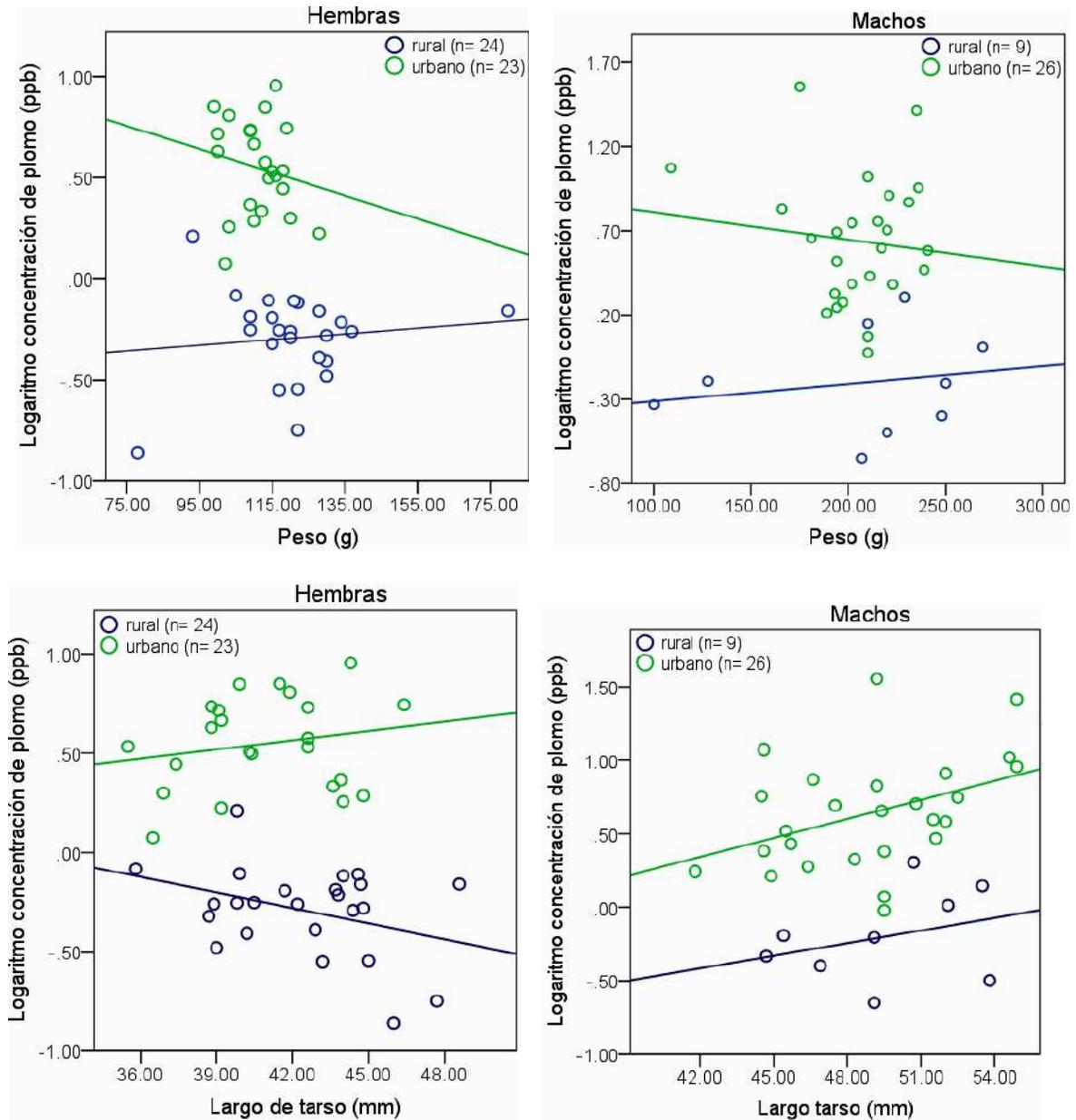


Figura 7. Gráficos de dispersión de las variables morfométricas y la concentración de plomo en plumas de zanates capturados en la zona urbana y rural de Mérida, Yucatán.

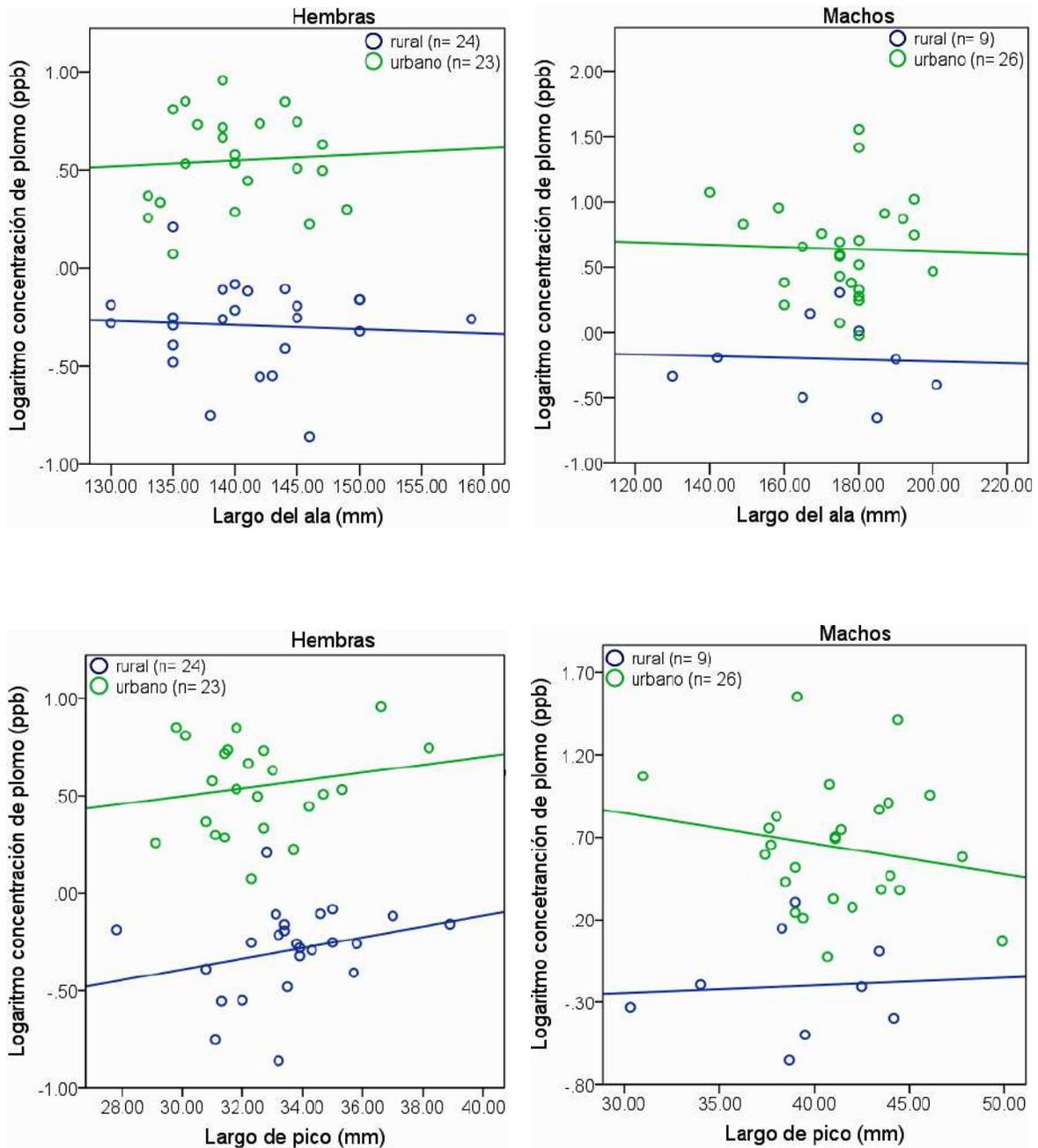


Figura 7 (continúa). Gráficos de dispersión de las variables morfométricas y la concentración de plomo en plumas de zanates capturados en la zona urbana y rural de Mérida, Yucatán.

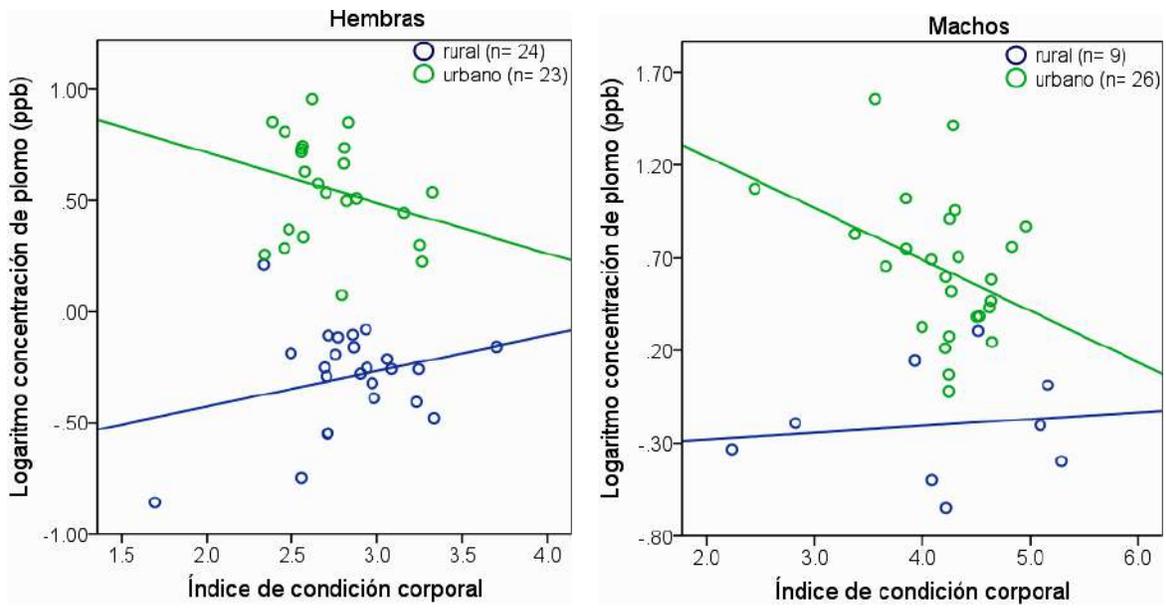


Figura 7 (continúa). Gráficos de dispersión del índice de condición corporal y la concentración de plomo en plumas de zanates capturados en la zona urbana y rural de Mérida, Yucatán. El gráfico sólo representa la asociación entre variables sin asumir una relación de causalidad por lo que la posición de las variables en los ejes no es relevante.

Tabla 4. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables morfométricas incluyendo el índice de condición corporal y la concentración de plomo en plumas de zanates capturados en la zona urbana y rural de Mérida, Yucatán. En cada celda se muestra el coeficiente de correlación (renglón superior) y el nivel de significancia (renglón inferior). Valor de $p < 0.10$ indicado con *; valor de $p < 0.05$ indicado con**.

	Peso	Ala	Pico	Tarso	ICC
Hembras urbano	-0.18 0.40	0.06 0.77	0.18 0.39	0.19 0.37	-0.27 0.20
Machos urbano	-0.11 0.57	-0.03 0.87	-0.18 0.36	0.40 0.04**	-0.37 0.06**
Hembras rural	0.11 0.59	-0.64 0.76	0.26 0.20	-0.35 0.08*	0.26 0.20
Machos rural	0.19 0.62	-0.04 0.89	0.06 0.86	0.30 0.41	0.12 0.74

El valor del criterio de información Akaike (AIC por sus siglas en inglés) para el modelo de regresión lineal fue menor (39.15) que el valor del modelo de efectos mixtos (165.97) por lo que se decidió trabajar con el primero. La eliminación de los términos no significativos se realizó a partir de los valores de p de cada término comenzando por las interacciones triples con un valor $p > 0.05$. Entre cada paso del proceso se obtuvieron los valores críticos para los términos que permanecían en el modelo ya que éstos pueden variar entre paso y paso.

El modelo final tuvo un valor del AIC de 27.82 y una r^2 ajustada de 0.72. Los términos incluidos así como los valores críticos de éstos se muestran en la Tabla 5. De acuerdo con el modelo el peso del ave no es un factor que afecte de manera significativa la acumulación de plomo. En cambio tanto el largo del tarso como el largo del pico sí explican parte de la variación. El coeficiente del largo del tarso es de signo negativo, contrario a lo observado en la prueba de correlación. Cabe aclarar que este coeficiente pertenece a toda la muestra. Por el contrario, el coeficiente de la interacción entre el largo del tarso y el sexo es de signo positivo y este valor corresponde a la relación para la submuestra de machos. El caso contrario ocurre con el largo del pico. El coeficiente general es positivo mientras que el coeficiente para los machos es negativo. De acuerdo con la prueba de normalidad de los residuales, éstos presentan una distribución normal ($W = 0.98$, $p = 0.55$). Esta prueba y el gráfico Q-Q (Anexo 3) indican que el modelo final es adecuado.

Tabla 5. Coeficientes y valores críticos del modelo final para la concentración de plomo en plumas de zanates capturados en la zona urbana y rural de Mérida, Yucatán.

	Coeficiente	Valor de t	p
Intercepto	-0.437	-0.81	0.418
Sitio de captura	-0.903	-13.43	<0.001
Peso	0.0001	0.11	0.912
Largo de tarso	-0.056	-2.41	0.018
Largo de pico	0.102	3.15	0.002
Largo de tarso : sexo	0.054	3.64	<0.001
Largo de pico : sexo	-0.069	-3.58	<0.001

Con la revisión bibliográfica efectuada se identificaron cinco trabajos que comparan la concentración de plomo en plumas de aves urbanas y rurales. Se calculó el índice de contraste para las concentraciones reportadas (Tabla 6). Destaca que el índice de contraste del presente trabajo se encuentre entre los más altos, superado únicamente por lo reportado por Getz y colaboradores (1977) para el estornino pinto (*Sturnus vulgaris*). El coeficiente de contraste calculado para el resto de los estudios no supera el aquí reportado.

Tabla 6. Coeficiente de contraste (CC) calculado para concentraciones de plomo en plumas de aves urbanas y rurales reportadas en la literatura.

Ubicación	Especie(s)	Concentraciones reportadas urbano/rural	CC	Referencia
Beer Sheva, Israel	<i>Columba livia</i> ¹	6.9 / 5.6 ppm ^a	1.1	Adout <i>et al.</i> (2007)
Maryland, EUA	<i>Hirundo rustica</i> ²	67.0 / 24.0 ppm ^g	2.7	Grue <i>et al.</i> (1984)
Besaçon, Francia	<i>Turdus merula</i> ³	3.15 / 1.37 ppm ^a	2.2	Scheifler <i>et al.</i> (2006)
	<i>T. merula</i> ⁴	4.89 / 0.73 ppm ^a	6.6	
Jersey City, EUA	<i>Troglodytes aedon</i> ³	4250 / 650 ppb ^a	6.5	Hofer <i>et al.</i> (2010)
Mérida, México	<i>Q. mexicanus</i> ⁵	3.95 / 0.53 ppb ^g	7.4	Este estudio
		5.4 / 0.6 ppb ^a	8.5	
Champaign-Urbana, EUA	<i>Q. quiscula</i> ¹	81.4 / 36.0 ppm ^a	2.2	Getz <i>et al.</i> (1977)
	<i>Turdus migratorius</i> ¹	79.7 / 25.3 ppm ^a	3.1	
	<i>Passer domesticus</i> ¹	158.3 / 27.0 ppm ^a	5.8	
	<i>Sturnus vulgaris</i> ¹	225.0 / 6.4 ppm ^a	35.1	

Nota. 1: tipo de pluma no especificado, 2: plumaje completo, 3: plumas del pecho, 4: plumas rectrices, 5: plumas secundarias, a: media aritmética, g: media geométrica.

Discusión

El objetivo general de este trabajo fue evaluar la presencia de plomo disponible en el ambiente a través de la determinación de su concentración en plumas de zanate (*Q. mexicanus*) en una zona urbana y rural de Mérida. Se encontraron concentraciones de plomo detectables en las plumas de las aves de los dos sitios estudiados. Este resultado concuerda con la calificación del plomo como un contaminante ubicuo (Bannon *et al.*, 2011) y se suma a otros reportes que han mostrado la presencia de plomo y valorado su disponibilidad a aves en ciudades (Ohi *et al.*, 1981; Roux y Marra., 2007), zonas industriales (Adout *et al.*, 2007), zonas industriales abandonadas (Hofer *et al.*, 2010), áreas rurales (Adout *et al.*, 2007) y áreas naturales (Burger y Eichhorst, 2007).

La media geométrica de la concentración de plomo para el sitio urbano fue de 3.95 ppb y para el sitio rural de 0.53 ppb. Las concentraciones medias obtenidas para ambos sitios se encuentran entre las más bajas de acuerdo con la revisión de literatura realizada para la matriz pluma. Sólo dos trabajos presentan

concentraciones medias cercanas a las de este estudio³. El primero se desarrolló con aves capturadas dentro del santuario de aves migratorias de East Bay en Canadá en el que dos especies tuvieron una concentración media de 57.3 ppb y 61.8 ppb (Hargreaves *et al.*, 2011). El segundo, realizado en la comunidad española de Castilla-La Mancha, analizó plumas secundarias de una rapaz para las cuales la concentración media fue de 49 ppb (Rodríguez-Ramos *et al.*, 2011).

Otro de los objetivos particulares del trabajo fue comparar la concentración de plomo en las plumas de los zanates capturados en un sitio urbano y otro rural dentro del municipio de Mérida. Los resultados generales para las dos muestras señalan que la concentración media de plomo es 7.4 veces mayor para las aves del sitio urbano y este valor asciende a 8.5 si se toma la media aritmética. Si bien se ha encontrado que el nivel del plomo puede no diferir entre un sitio antropizado y uno natural (Bianchi *et al.*, 2008; Grue *et al.*, 1984) lo común es que se detecte una concentración de plomo más alta en los sitios urbanos con respecto a los rurales o naturales (Adout *et al.*, 2007; Grue *et al.*, 1984; Scheifler *et al.*, 2006; Hofer *et al.*, 2008; Getz *et al.*, 1977). Debemos resaltar que la magnitud de la diferencia entre los sitios es una de las más altas que hemos encontrado en la literatura cuando se analiza la concentración de plomo en la matriz pluma (Tabla 6). El valor que encontramos únicamente es superado por el reportado para un área urbana en Illinois, en el que el coeficiente ascendió a 35 (Getz *et al.*, 1977).

³ Es necesario resaltar que nos referimos a la concentración media reportada en cada publicación ya que en algunos trabajos el valor mínimo podría ser más cercano a los valores aquí reportados.

Relación entre las concentraciones de plomo y algunas características biológicas de los zanates capturados

El nivel de plomo encontrado en las aves capturadas en el zoológico del Centenario, mostró un coeficiente de variación relativamente alto (110.2%) debido a la presencia de un valor atípico alejado cinco desviaciones estándar de la media. La concentración de plomo correspondiente a la muestra rural, la Reserva Cuxtal, tuvo un coeficiente de variación menor (62.8%) lo que representa una distribución más homogénea de los valores en relación con la muestra urbana. En este caso sólo se identificó un valor atípico correspondiente a un macho cuyo nivel de plomo fue 1.38 desviaciones estándar mayor que la concentración media.

Estudios independientes que analizaron plumas y huesos de una rapaz (*Aquila adalberti*) detectaron que el 7% (3 de 41 registros de plumas) (Pain *et al.*, 2005) y el 12% (10 de 81 registros de hueso) (Rodríguez-Ramos *et al.*, 2010) de los individuos tuvieron una concentración atípica o al menos evidentemente mayor. En el presente estudio el 2.04% y 3.03% de los datos de las muestras urbana y rural respectivamente fueron atípicos. Estos valores demuestran que las poblaciones muestreadas se comportan de manera similar a otras poblaciones estudiadas. Algunos autores han reportado distribuciones de concentraciones consistentes en muchos individuos con valores bajos y pocos individuos con valores elevados señalando que esto es común en poblaciones que sufren problemas de contaminación con plomo como por ejemplo la presencia e ingestión de perdigones de plomo (Hernández y Margalida, 2009; Lambertucci *et al.*, 2011). Pain y colaboradores (2005) atribuyen la presencia de valores extremos a una

exposición de dichos individuos diferente de la del resto de la población. Las principales rutas de entrada del plomo son a través de la inhalación de aire contaminado y la ingestión de partículas en el suelo. En paseriformes, la ingestión de pequeñas piedras que funcionan como gastrolitos es una de las entradas más importantes de plomo, ya que dichos gastrolitos por encontrarse en el borde de las calles, o en áreas de construcción pueden estar altamente contaminados. La literatura cita que la contaminación de plomo en aves paseriformes y subpaseriformes está más estrechamente relacionada con la ingestión de particulados contaminados. El aire representa una fuente menor de contaminación (Erickson, 2003, Nam *et al.*, 2006)⁴ Las distribuciones de concentraciones de plomo más homogénea o cercana a la normalidad por lo general indican una fuente de plomo generalizada en el aire o el agua (Martín *et al.*, 2008). El no haber encontrado una distribución normal de las concentraciones de plomo para la muestra rural puede significar que existe la posibilidad de que las aves tengan contacto con el plomo por medio de una fuente puntual como pintura vieja desprendida de alguna construcción dentro de alguna hacienda.

Los valores extremos también pueden deberse a características individuales del ave. Experimentalmente se han obtenido concentraciones extremas en el contenido de plomo en plumas dentro de un grupo de aves que ha recibido la misma dosis del metal bajo condiciones controladas (Bannon *et al.*, 2010). Esto

⁴ Varias de las construcciones del zoológico datan de principio del siglo XX, época en la que la pintura solía tener una base de plomo. Hoy en día es común el uso de pinturas anticorrosivas a base de minio (tetróxido de plomo) en estructuras de hierro y acero.

significa que la presencia de valores atípicos puede no ser producto únicamente de una variación en la exposición de los individuos, siendo las diferencias metabólicas de algunos individuos una fuente de variación adicional.

Se observó un nivel medio de plomo diferente entre sexos, pero esta diferencia no fue estadísticamente significativa, tendencia que se ha presentado en otros estudios (Grue *et al.*, 1984; Scheifler *et al.*, 2006). La falta de significancia puede deberse a que dentro del modelo lineal generado se controló el peso de las aves, aunque la diferencia no es significativa la literatura cita datos similares que los autores atribuyen a una disminución en la concentración de plomo a través de la ovoposición (Mora, 2003; Dauwe *et al.*, 2005); a diferencias en la tasa en que el plomo es metabolizado, compartimentalizado y/o eliminado y a diferencias en el crecimiento y conducta (Burger y Gochfeld, 2003) derivados de las diferencias hormonales y genéticas entre sexos y dependiente de la edad (Taggart *et al.*, 2009).

Las pruebas de correlación para el tamaño de las aves y la concentración de plomo en las plumas señalan que el coeficiente de correlación entre la concentración de plomo y el peso, largo del pico y largo del ala de las aves no fue significativo mientras que el largo del tarso sí mostró una relación positiva con el contenido de plomo en las plumas de los machos de la ciudad y una relación negativa para las hembras rurales (Tabla 4). Cabe señalar que el tamaño de muestra pudo haber sido insuficiente para detectar alguna asociación entre las variables, particularmente en el grupo de los machos rurales para el cual sólo se tienen nueve casos.

La relación entre la concentración de plomo y el largo del tarso puede atribuirse al papel del último como indicador de la masa ósea y el tamaño estructural del ave (Bókony *et al.*, 2012). El esqueleto es el principal repositorio de plomo, almacenando hasta el 90% de la carga corporal del metal (Burger y Gochfeld, 2003). Esto significa que aquellos zanates con una masa ósea o tamaño estructural mayor podrían presentar una carga mayor de plomo asociada al tejido óseo. Dicha carga se liberaría al torrente sanguíneo dependiendo de las demandas metabólicas del ave⁵. Si la liberación ocurre durante la formación de las plumas, el incremento en la concentración sanguínea del metal podría a su vez conducir a un incremento en la cantidad de plomo secuestrado en las plumas.

En el caso de las hembras la relación entre el tamaño del esqueleto y la carga de plomo es menos lineal. Durante la ovoposición ocurre una movilización de calcio desde los sitios de almacenamiento (hueso) hacia la sangre para compensar los iones de calcio provenientes del plasma que fueron utilizados en la formación del cascarón (Sugiyama y Kusuhara, 2001). Puesto que el plomo se comporta químicamente como el calcio, el metal también experimenta un recambio durante la ovoposición. Dicho proceso fisiológico podría explicar la tendencia observada entre el largo del tarso y la concentración de plomo en el grupo de las hembras rurales. Estos resultados coinciden con lo esperado desde el punto de vista de la

⁵ El tejido óseo funciona como un reservorio dinámico de plomo (Burger y Gochfeld, 2003). Se han registrado incrementos en los niveles sanguíneos de plomo durante el embarazo, la lactancia, osteoporosis y envejecimiento lo cual se atribuye a cambios en el metabolismo del calcio (Rabinowitz, 1991).

teoría y el metabolismo del calcio (con el cual compite el plomo) en machos y hembras.

El modelo de regresión lineal señala como significativa la relación entre el largo del pico y la concentración de plomo lo cual podría deberse a una divergencia en los hábitos alimenticios de las aves. Debemos señalar que el pico es una estructura dinámica cuyo tamaño y forma depende de las tasas de crecimiento y desgaste (Stettenheim, 1972 citado en Cuthill *et al.*, 1992) y que la forma del pico es capaz de ajustarse a la dieta y al sustrato del cual se obtiene la dieta, sufriendo un mayor desgaste cuando el sustrato es duro como el concreto (Cuthill *et al.*, 1992). La forma del pico afecta la manera en que se localiza, maneja y escoge el alimento (Swennen *et al.*, 1983). La dieta es uno de los factores más importantes en la asimilación de metales pesados en aves (Barbieri *et al.*, 2010), sin embargo la alimentación de los zanates no es especializada, es un ave omnívora (Cornell Lab of Ornithology, 2012) de alimentación oportunista (Grabrucker y Grabrucker, 2010). No podemos definir cómo el pico podría afectar la exposición de los zanates al plomo. Existe otro estudio en el que dicha relación también fue estadísticamente significativa (Burger y Gochfeld, 1992) pero los autores tampoco definieron la causa biológica de esta asociación. Proponemos que dicha relación sea analizada sistemáticamente para descartar que se trate de un resultado espurio.

Condición corporal y concentración de plomo

La masa corporal es el índice de condición corporal más simple utilizado en estudios biológicos para estimar el tamaño de las reservas de energía. La masa corporal muestra una fuerte correlación con la masa de la grasa corporal (Labocha y Hayes, 2012). El índice empleado en este estudio tiene por objetivo corregir la variación en el peso del ave debida a la correlación con el tamaño corporal de la misma (Labocha y Hayes, 2012).

Para la submuestra de machos urbanos la relación entre el índice de condición corporal y la concentración de plomo fue negativa mientras que para el resto de las submuestras la relación no fue estadísticamente significativa. Estudios previos que han abordado la relación entre la condición corporal y la concentración de plomo en plumas y sangre tampoco encontraron que ésta fuera significativa (Scheifler *et al.*, 2006; Roux y Marra, 2007; Hargreaves *et al.*, 2011), proponiéndose que la ausencia de efectos fisiológicos pudiera deberse a que el esqueleto actúa como un sistema de amortiguamiento (Roux y Marra, 2007).

Si bien la intoxicación con plomo produce pérdida de peso e inanición en las aves (Martin *et al.*, 2008), con la información disponible, no podemos asegurar que la condición corporal disminuida en los machos se deba a un efecto patológico producido por el plomo. Cabe destacar que los machos urbanos con los niveles más altos de plomo, fueron los mismos que presentaron los valores para el índice de condición corporal más bajos, sin embargo, las concentraciones registradas en

este estudio son bajas y no existen en la literatura reportes de signos de inanición a estas concentraciones. Sería necesario trabajar con otros indicadores de salud (hematológicos y/o inmunológicos) (Bókony *et al.*, 2012) para poder atribuir efectos a la presencia de plomo en los zanates. La forma correcta de abordar esta pregunta sería realizar estudios experimentales con aves en cautiverio en condiciones controladas.

Biodisponibilidad del plomo en Mérida

Los niveles de plomo en plumas aquí reportados reflejan únicamente el contenido de plomo asimilado por medio de la dieta y la respiración (Ek *et al.*, 2004) que llega al torrente sanguíneo, es decir, el plomo biodisponible (Clapp *et al.*, 2012). Una vez ingerido el plomo, su asimilación y distribución en el cuerpo dependen de factores como la especie de plomo ingerida (Banon *et al.*, 2011), la intensidad y duración de la exposición, la interacción con otras toxinas y una variedad de factores metabólicos individuales (Gochfeld y Burger, 1987), de modo que la carga ambiental del plomo no es la única variable que determina la concentración de plomo en el sustrato a estudiar, en este caso, plumas.

Como mencionamos anteriormente, las concentraciones determinadas para las dos muestras son más bajas que la mayoría de los valores que aparecen en la literatura especializada. Para explicar estos resultados proponemos las siguientes hipótesis.

1) La emisión de plomo en Mérida es relativamente menor que en los sitios estudiados por otros autores, por lo que la exposición de las aves al metal es baja y en consecuencia la cantidad de plomo secuestrado en las plumas también lo es. Esta hipótesis parece poco probable puesto que se han detectado concentraciones en el orden de partes por millón en plumas de aves capturadas en áreas naturales (Adout *et al.*, 2007; Burger y Eichhorst, 2007) además de que en Mérida existen fuentes que liberan el metal permanentemente como expondremos en el próximo apartado.

2) En Mérida, la acumulación de plomo en las plumas es baja dadas las condiciones edáficas y geológicas de la región. Mérida, junto con el resto de la Península de Yucatán, se ubica sobre una plataforma de caliza (Bauer-Gottwein *et al.*, 2011) la cual es una roca sedimentaria compuesta principalmente de carbonato de calcio (Howell, 1960) predominantemente en forma de calcita y dolomita (Whitten y Brooks, 1982). Se sabe que la absorción de plomo en el tracto gastrointestinal está relacionada de manera inversa con el contenido de calcio en la dieta (Peraza *et al.*, 1998). En un estudio experimental se registró que los pájaros (*Taeniopygia guttata*) que recibían una dieta con un contenido de calcio diez veces menor acumulaban más plomo en el hígado (4x), riñones (4x) y hueso (6x) que las aves que recibían una dieta rica en calcio (Scheuhammer, 1996). Sugerimos que la presencia de calcio en el suelo de Mérida podría estar limitando la absorción intestinal de plomo. Proponemos que aquellos estudios que evalúen la biodisponibilidad del plomo registren la concentración de éste y sus isótopos en el suelo, aire y agua, así como la concentración de los elementos que pudieran

afectar la absorción del metal para describir un panorama completo de la presencia y movilidad del plomo en el ambiente hacia los organismos vivos.

Origen probable de la presencia ambiental de plomo en Mérida

El plomo es un metal introducido al ambiente de manera natural por diversos procesos como la erosión del lecho de roca (Soto-Jiménez y Flegal, 2009) y el decaimiento radioactivo de varios elementos (Morton-Bermea *et al.*, 2011). Sin embargo, el incremento actual en la concentración de plomo ambiental puede atribuirse a aquellas actividades humanas en cuyos procesos interviene el plomo (ATSDR, 2007). En la ciudad de Mérida estas actividades incluyen el uso de combustibles fósiles, la incineración de basura, la fundición y refinación de metales, la producción de cemento entre otras (Pacyna, 1987).

En el caso del zoológico del Centenario su cercanía a varias vialidades con tránsito vehicular alto tiene consecuencias en la carga ambiental de plomo en los alrededores. Por ejemplo, Wu y colaboradores (2010) registraron que la concentración de plomo total y biodisponible es mayor en sitios cercanos a autopistas que en sitios elegidos al azar dentro de zonas urbanas. También se sabe que la acumulación de plomo es proporcional al tránsito (Mielke *et al.*, 1997 citados en Ladilaw y Filippelli, 2008) y que una gran proporción del plomo emitido por los automóviles se deposita dentro de los 50 metros próximos al borde de la

vialidad (Ladilaw y Filippeli, 2008). Proponemos que una fracción importante del plomo detectado en este sitio proviene de la actividad automotora⁶.

El material de desecho de las construcciones y demoliciones representa otra fuente importante de plomo, principalmente aquel que proviene de las construcciones viejas (Washington State Department of Ecology, 2013), ya que se han detectado concentraciones de plomo medidas en residuos de construcción que ascienden a 5 mg/kg (Townsend *et al.*, 2004). Dada la cantidad de vialidades con tránsito elevado y el número de obras en construcción es posible que en la ciudad de Mérida existan áreas con cargas muy altas de plomo.

Para el caso de Cuxtal, es posible que la presencia del plomo en esta área que se encuentra a 21 km de la ciudad (distancia euclidiana), se deba al transporte atmosférico (Steinnes, 1987). Aguilar y colaboradores (2011) han sugerido que la dirección predominante del viento en Mérida (sureste) podría estar transportando partículas de contaminantes hacia esta parte de la zona rural. Cabe destacar que la exposición en el sitio rural es baja en general y proponemos que ésta puede considerarse como un nivel basal útil para estudios de monitoreo en el futuro.

⁶ Existen fuentes de plomo asociadas al tránsito vehicular adicionales a la gasolina como los lubricantes, llantas, frenos y anticongelantes (Frantz *et al.*, 2012) y pesos para llantas (Root, 2000).

Relación del tamaño de muestra obtenido con la historia natural del zanate

Es importante mencionar que el número de zanates capturados para cada sitio concuerda con lo que se ha reportado para la especie. El zanate es una especie que muestra una preferencia por los ambientes modificados por el hombre (Wehtje, 2003) y que funciona como una especie sinúrbica, es decir, presenta densidades poblacionales más altas en áreas urbanas que en áreas rurales (Francis y Chadwick, 2012). Esto explica que el tamaño de muestra sea mayor en la ciudad, a pesar de que se aplique el mismo esfuerzo de captura. Por otro lado, la proporción de sexos para el zanate en poblaciones no urbanas es de dos tercios de hembras por un tercio de machos (The Cornell Lab of Ornithology, 2011), por lo que lo observado en la muestra rural concuerda con la historia natural reportada, mientras que la proporción de captura de machos y hembras en la muestra urbana podría deberse a que la supervivencia de las crías del sexo masculino es menos desfavorecida en la ciudad.

Reflexiones

La contaminación con metales pesados, en particular plomo, se suma a otros problemas derivados de la influencia humana sobre el ecosistemas (Vitousek *et al.*, 2007). Actualmente más de la mitad de la población mundial habita en áreas urbanas (WHO, 2013), mientras que en México el porcentaje asciende a más del 75% (INEGI, 2011). No obstante, la salud ambiental de las ciudades mexicanas no ha sido abordada, aún cuando el tema es relevante pues somos los humanos quienes establecemos, impactamos y utilizamos los ecosistemas urbanos y sufrimos las consecuencias de los cambios en el mismo (Su *et al.*, 2010).

El crecimiento de Mérida se ha acompañado de una deforestación y urbanización elevadas y no planificadas. Para el año 2030 se proyecta un crecimiento poblacional de 34% alcanzando los 1.3 millones de habitantes (Fundación Plan Estratégico de Mérida, 2011) lo que representa un posible aumento en la carga de plomo en Mérida. Existe evidencia de que Mérida experimenta ya problemas de contaminación (Dirección de Desarrollo Urbano, 2010), algunos ligados directamente con el proceso de urbanización (Graniel *et al.*, 1999), además de otros problemas ambientales (Jiménez-Coello *et al.*, 2010; García-Rejón *et al.*, 2011). Lo anterior sugiere que la salud ambiental en Mérida no está siendo atendida ni observada.

Reportes previos de análisis químicos de plumas han señalado una relación positiva entre el plomo y otros metales que se liberan durante la quema de combustibles fósiles como el cadmio, el zinc (Frantz *et al.*, 2012), el cromo y el selenio (Burger, 1995; Bianchi *et al.*, 2008). En suelo se ha encontrado que la concentración de plomo está relacionada positivamente con la concentración de cobalto, cromo y cobre, apoyando la posibilidad de un origen geológico común (Chen *et al.*, 2012) o en el caso del cobre, la ocurrencia de quema de residuos como cables para recuperarlo (Nava-Martínez *et al.*, 2012). Todos los elementos anteriores son potencialmente tóxicos⁷ (ATSDR, 2011) lo que justifica que éstos sean igualmente monitoreados en los sitios de estudio.

La experiencia adquirida durante este estudio nos indica que se debe explorar sistemáticamente la existencia o ausencia de un patrón temporal en la disponibilidad de plomo, con el fin de definir si hay un aumento en la exposición durante algún período estacional, considerando que los suelos urbanos son resuspendidos en verano y otoño (Mielke *et al.*, 2010) y que la concentración de plomo atmosférico puede ser 30-40% menor en la temporada de lluvias, comparado con la temporada de secas (Rosas *et al.*, 1995). Para este fin sería

⁷ Cabe recordar la famosa frase atribuida a Paracelso, “la dosis hace al veneno” (Hughes, 1996). Por ejemplo, el zinc es un elemento esencial requerido en pequeñas dosis para el desarrollo y crecimiento adecuado de los niños pero si se rebasa la ingesta requerida se pueden presentar problemas como anemia y daño al páncreas (ATSDR, 2005). Es el potencial tóxico de las sustancias lo que justifica que los programas de monitoreo cubran la mayor cantidad de contaminantes posibles.

necesario utilizar un tejido biológico que registre de manera más inmediata los cambios en la concentración del contaminante como por ejemplo la sangre.

Finalmente debemos resaltar el valor de este trabajo. El hecho de que el metal fuera detectado en los zanates significa que éste podría estar presente también en otras especies, incluyendo a los humanos. Si bien es cierto que las concentraciones aquí reportadas pueden considerarse relativamente bajas y muy probablemente producto de la ingestión, aún no se ha definido un umbral absoluto en el que la exposición a plomo no genere efectos en los organismos. Muchos de estos efectos pueden ocurrir sin que se presenten signos de intoxicación (EPA, 2013), pero afectando severa y permanentemente el sistema nervioso. El daño neurológico permanente asociado con la exposición al plomo se manifiesta anatómicamente como una reducción de la materia gris en áreas específicas del cerebro de adultos expuestos al plomo en la niñez (Cecil *et al.*, 2008) y funcionalmente como una reducción del cociente intelectual, dificultades en el aprendizaje e, inclusive, un aumento en la agresividad (Populations 1993). Justamente estos efectos del plomo son los que hacen un monitoreo longitudinal una actividad obligatoria. Aunque las actuales concentraciones de plomo registradas en las plumas de los zanates son relativamente bajas, sugerimos que se debe actuar para prevenir que el riesgo por la contaminación con plomo aumente en Mérida, regulando y reduciendo la emisión de plomo en los procesos y productos pertinentes.

Conclusiones

La concentración de plomo detectada en las plumas de los zanates capturados en Mérida es, hasta donde sabemos, una de las más bajas reportadas por la literatura. Este hallazgo aunque es alentador, requiere una verificación longitudinal a través de programas de monitoreo que documenten los cambios en los niveles, con el fin de alertar a las autoridades correspondientes y a la población en general en caso que sea necesario. En concordancia con estudios realizados en diferentes partes del mundo la concentración de plomo fue mayor en las plumas de aves capturadas en una zona urbana que de las aves capturadas en una zona rural. Cabe destacar que la diferencia de magnitud en la concentración media de ambos sitios es una de las más altas reportadas. Sugerimos que se replique la comparación entre localidades rurales fuera de la ciudad de Mérida y localidades dentro de la ciudad para generar un panorama más completo de la contaminación con plomo en Mérida y su zona de influencia.

Debido a la enorme cantidad de variables que influyen el tamaño y peso de un animal silvestre no podemos afirmar haber encontrado relaciones de causa – efecto, sin embargo, llama la atención que hay una relación entre la concentración del plomo y el largo del tarso, relación que se pudiera atribuir al tamaño estructural del ave y la carga de plomo acumulada en el tejido óseo. También encontramos

que las aves de menor peso presentan la mayor concentración de plomo en las plumas. Este hallazgo amerita una exploración más intensa del tema, se necesitaría determinar si estos efectos se deben a la concentración de plomo.

Cumplimos con los objetivos trazados: la determinación de la presencia de plomo en forma biodisponible a través de uso de una ave sinúrbica como indicador, en una zona urbana y una rural. Como todo trabajo científico, generó una serie de preguntas que esperamos puedan ser resueltas en el futuro.

Referencias

Adout, A., Hawlena, D., Mamam, R., Paz-Tal, O. y Z. Karpas. (2007). Determination of trace elements in pigeon and raven feathers by ICPMS. *International Journal of Mass Spectrometry*, 267(1-3), 109-116.

Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), 2005. Toxicological profile for zinc. Págs. 3 y 5. Recuperado el 2 de abril de 2013 de <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp60.pdf>.

Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 2007. Toxicological profile for Lead. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Pp: 1, 8, 9, 303,

Agency for Toxic Substances & Disease Registry (ATSDR). 2011. Toxic Substances Portal. Recuperado el 2 de abril de 2013 de <http://www.atsdr.cdc.gov/substances/indexAZ.asp#C>.

Aguilar, B., F. Bautista, A. Goguitchaichvili y O. Morton. 2010. Magnetic monitoring of top soils of Merida (Southern Mexico). *Studia Geophysica et Geodaetica*, 55(2), 377-388.

Alcocer V. M., Castellanos, A. F., Herrera, F., Chel, L. A. y A. Betancur. (2007). Detección de metales pesados y dicloro difenil tricloro etanos (DDT) en músculos y órganos de bovinos en Yucatán. *Técnica Pecuaria en México*, 45(2), 237-247.

Alleva, E., N. Francia, M. Pandolfi, A. M. De Marinis, F. Chiarotti, y D. Santucci. (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.

Ancora, S., N. Bianchi, C. Leonzio, y A. Renzoni. (2008). Heavy metals in flamingos (*Phoenicopterus ruber*) from Italian wetlands: the problem of ingestion of lead shot. *Environmental Research*, 107(2), 229-236.

Azcona-Cruz, M., Rothenberg, S., Schnaas-Arrieta, L., Romero-Placeres, M. y E. Perroni-Hernández. (2000). Niveles de plomo en sangre en niños de 8 a 10 años y su relación con la alteración en el sistema visomotor y del equilibrio. *Salud Pública de México*, 42(4), 279-287.

Bannon, D., P. Parsons, J. Centeno, S. Lal, H. Xu, A. Rosencrance, W. Dennis y M. Johnson. 2010. Lead and Copper in Pigeons (*Columbia livia*) Exposed to a Small Arms-Range Soil. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 60(2), 351-360.

Barbieri, E., E. Passos, A. Filippini, I. dos Santos y C. Borges. (2010). Assessment of trace metal concentration in feathers of seabird (*Larus dominicanus*) sampled in the Florianopolis, SC, Brazilian coast. *Environmental Monitoring and Assessment*, 169(1-4), 631-638.

Barbosa, F., Fillion, M., Lemiere, M., Passos, C., Rodrigues, J., Philibert, A., Guimares, J. y D. Mergler. 2009. Elevated blood lead levels in a riverside population in the Brazilian Amazon. *Environmental Research*, 109(5), 594-599.

Bauer-Gottwein, P., Gondwe, B., Charvet, G., Marín, L. E., Rebolledo-Vieyra, M. y G. Merediz-Alonso. (2011). Review: The Yucatán Peninsula karst aquifer, Mexico. *Hydrogeology Journal*, 19(3), 507-524.

Bellinger, D. C., y A. M. Bellinger. (2006). Childhood lead poisoning: the torturous path from science to policy. *Journal of Clinical Investigation*, 116(4), 853-857.

Bianchi, N., S. Ancora, N. Di Fazio y C. Leonzio. 2008. Cadmium, lead, and mercury levels in feathers of small passerine birds: Noninvasive sampling strategy. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 27(10), 2064-2070.

Blair, R. 1996. Land Use and Avian Species Diversity Along an Urban Gradient. *Ecological Applications*, 6(2), 506-519.

Bókony, V., S. Gábor., S. Nagy., Á. Lendvai y A. Liker. 2012. Multiple indices of body condition reveal no negative effect of urbanization in adult house sparrows. *Landscape and urban planning*, 104(1), 75-84.

Brown, R. E., Brain, J. D. y N. Wang. (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.

Brown, C. S., J. Luebbert, D. Mulcahy, J. Schamber, y D. H. Rosenberg. (2006). Blood lead levels of wild Steller's eiders (*Polysticta stelleri*) and black scoters (*Melanitta nigra*) in Alaska using a portable blood lead analyzer. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*, 37(3), 361-365.

Burger, J. 1995. Heavy metal and selenium levels in feathers of herring gulls (*Larus argentatus*): Differences due to year, gender, and age at capture, Long Island. *Environmental Monitoring and Assessment*, 38(1), 37-50.

Burger, J. y B. Eichhorst. 2007. Heavy metals and selenium in grebe feathers from Agassiz National Wildlife Refuge in northern Minnesota. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 53(3), 442-449.

Burger, J., C. Fossi, P. McClellan-Green, y E. F. Orlando. (2007). Methodologies, bioindicators, and biomarkers for assessing gender-related differences in wildlife exposed to environmental chemicals. *Environmental Research*, 104(1), 135-152.

Burger, J. y M. Gochfeld. (1992). Trace Element Distribution in Growing Feathers: Additional Excretion in Feather Sheaths. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 23(1), 105-108.

Burger, J. y M. Gochfeld. (1992b). Heavy Metal and Selenium Concentration in Black Skimmers (*Rynchops niger*): Gender Differences. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 23(4), 431-434.

Burger, J., y M. Gochfeld. (1995). Effects of varying temporal exposure to lead behavioral-development in herring gulls (*Larus argentatus*) chicks. *Pharmacology Biochemistry and Behavior*, 52(3), 601-608.

Burger, J., y M. Gochfeld. (2003). Lead in young herring gulls: paradoxical effects of exercise on tissue concentrations. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A.*, 66(2), 181-197.

Cabrera, J. (1998). Depredación de neonatos de *Lepidochelys olivacea* (Reptilia: Cheloniidae) por *Quiscalus mexicanus* (Passeriformes: Icteridae). *Revista de Biología Tropical*, 46(3), 845-846.

Cardiel, I. E., Taggart, M. A. y R. Mateo. (2011). Using Pb-Al ratios to discriminate between internal and external deposition of Pb in feathers. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 74(4), 911-917.

Cecil, K. M., Brubaker, C. J., Adler, C. M., Dietrich, K. N., Altaye, M., Egelhoff, J. C., Wessel, S., Elangovan, I., Hornung, R., Jarvis, K. B. P. Lanphear. (2008). Decreased Brain Volume in Adults with Childhood Lead Exposure. *PLOS Medicine*, 5(5), 741-750.

Centers for Disease Control and Prevention. 2013. Lead. Recuperado el 21 de mayo de 2013 de <http://www.cdc.gov/nceh/lead/>.

Chen, X., X. Lu y G. Yang. (2012). Sources identification of heavy metals in urban topsoil from inside the Xi'an Second Ringroad, NW. China using multivariate statistical methods. *Catena*, 98, 73-78.

Christensen, A. (2000). The fifteenth- and twentieth-century colonization of the Basin of Mexico by the Great-tailed Grackle (*Quiscalus mexicanus*). *Global Ecology and Biogeography*, 9(5), 415-420.

Clapp, R. (1986). Great-tailed Grackle kills Barn Swallow in flight. *The Wilson Bulletin*, 98, 614-615.

Clarke, B. (2008). Normal Bone Anatomy and Physiology. *Clinical Journal of the American Society of Nephrology*, 3, 131-139.

Cortez-Lugo, M., Téllez-Rojo, M. M., Gómez-Dantés, H. y M. Hernández-Ávila. (2003). Tendencia de los niveles de plomo en la atmósfera de la zona metropolitana de la Ciudad de México. 1988-1998. *Salud Pública de México*, 45(2), 196-202.

Crawley, M. J. 2007. *The R Book*. Chichester, West Sussex: John Wiley & Sons. Pp. 401 y 402.

Crosby, D. G. 1998. *Environmental Toxicology and Chemistry*. New York, New York: National Academy Press. Pp. 18 y 216.

Cuthill, I., Witter, M. y L. Clarke. 1992. The function of bill-wiping. *Animal Behaviour*, 43(1), 103-115.

DaCosta, J., W. Wehtje y J. Klicka. (2008). Historic genetic structuring and paraphyly within the great-tailed grackle. *The Condor*, 110(1), 170-177.

Dauwe, T. y E. Janssens, L. Bervoets, R. Blust y M. Eens. (2005). Heavy-metal concentrations in female laying great tits (*Parus major*) and their clutches. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 49(2), 249-256.

Davis, W. y K. Arnold. (1972). Food Habits of Great-Tailed Grackle in Brazos-County, Texas. *Condor*, 74(4), 439-446.

Deng, H. Z. Zhang, C. Chang y Y. Wang. (2007). Trace metal concentration in Great Tit (*Parus major*) and Greenfinch (*Carduelis sinica*) at the Western Mountains of Beijing, China. *Environmental Pollution*, 148(2), 620-626.

Departamento de Comisarías. 2013. Comisarías y Subcomisarías. Recuperado el 7 de agosto de 2013 de <http://www.merida.gob.mx/comisarias/>.

Dirección de Desarrollo Urbano. 2010. Programa de Desarrollo Urbano. Recuperado el 24 de julio de 2012 de <http://isla.merida.gob.mx/serviciosInternet/wsSIDU/html/>.

Driscoll, W., Mushak, P., Garfias, J. y S. J. Rothenberg. (1992). Reducing Lead in Gasoline: Mexico's Experience. *Environmental Science and Technology*, 26, 1702-1705.

Eevans, K. L., Gaston, K. J., Sharp, S. P., McGowan, A. y B. Hatchwell. (2009). The effect if urbanization on avian morphology and latitudinal gradients in body size. *Oikos*, 118(2), 251-259.

Ek, K. H., G. M. Morrison, P. Lindberg, y S. Rauch. (2004). Comparative Tissue Distribution of Metals in Birds in Sweden Using ICP-MS and Laser Ablation ICP-MS. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 47(2), 259-269.

Environmental Protection Agency. 2013. Integrated Risk Information System: Lead and compounds (inorganic9 (CASRN 7439-92-1). Recuperado el 4 de marzo de 2013 de <http://www.epa.gov/iris/subst/0277.htm>.

Erickson, B. (2003). Lead paint on former military bases poses risks to wildlife. *Environmental Science & Technology*, 37(15), 277A-278A.

Esselink, H., van der Geld, F. M., Jager, L. P., Posthuma-Trumpie, G. A., Zoun, P. E. y A. J. Baars. (1995). Biomonitoring Heavy Metals Using the Barn Owl (*Tyto alba guttata*): Sources of Variation Especially Relating to Body Condition. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 28(4), 471-486.

Francis, R. A. y M. A. Chadwick. (2012). What makes a species synurbic? *Applied Geography*, 32(2), 514-521.

Frantz, A., Pottier, M. A., Karimi, B., Corbel, H., Aubry, E., Haussy, C., Gasparini, J. y M. Castrec-Rouelle. (2012). Contrasting levels of heavy metals in the feathers of urban pigeons from close habitats suggest limited movements at a restricted scale. *Environmental Pollution*, 168, 23-28.

Friend, M. (1999). *Field Manual of Wildlife Diseases: general field procedures and diseases of birds*. VA: Reston. Pp. 318 y 319.

Fritsch, C., Coeurdassier, M., Faivre, B., Baurand P., Giraudoux, P., van de Brink, N. y R. Scheifler. (2012). Influence of landscape composition and diversity on contaminant flux in terrestrial food webs: A case study of trace metal transfer to European blackbirds *Turdus merula*. *Science of the Total Environment*, 432, 275-287.

Fundación Plan Estratégico de Mérida, A. C. 2011. Programa Integral de Desarrollo Metropolitano de Mérida (PIDEM).

García-Rejón, J. E., Loroño-Pino, M. A., Farfán-Ale, J. A., Flores-Flores, L. F., López-Uribe, M. P., Najera-Vázquez, M. R., Nuñez-Ayala, G., Beaty, B. J. y L. Eisen. (2011). Mosquito Infestation and Dengue Virus in *Aedes aegypti* Females in Schools in Mérida, México. *The American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 84(3), 489-496.

Getz, L., L. Best y M. Prather. (1977). Lead in urban and rural song birds. *Environmental Pollution*, 12(3), 235-238.

- Gochfeld, M. y J. Burger. (1987). Heavy Metal Concentrations in the Liver of Three Duck Species: Influence of Species and Sex. *Environmental Pollution*, 45(1), 1-15.
- González, J., C. Bonache, D. Buzo, A. de la Fuente y L. Hernández. (2007). Caracterización ecológica de la avifauna de los parques urbanos de la Ciudad de Puebla (México). *Ardeola*, 54(1), 53-67.
- Grabrucker, S. y A. Grabrucker. (2010). Rare Feeding Behavior of Great-Tailed Grackles (*Quiscalus mexicanus*) in the Extreme Habitat of Death Valley. *The Open Ornithology Journal*, 3, 101-104.
- Graniel, C., L. Morris y J. Carrillo-Rivera. (1999). Effects of urbanization on groundwater resources of Merida, Yucatan, Mexico. *Environmental Geology*, 37(4), 303-312.
- Grue, C., T. O Shea y D. Hoffman. (1984). Lead Concentrations and Reproduction in Highway-Nesting Barn Swallows. *Condor*, 84(6), 383-389.
- Gurrola, M., C. Sánchez-Hernández y M. Romero-Almaraz. (2009). Dos nuevos registros de alimentación de *Quiscalus mexicanus* y *Cyanocorax sanblasianus* en la costa de Chamela, Jalisco, México. *Acta Zoológica Mexicana*, 25(2), 427-430.
- Hargreaves, A., D. Whiteside y G. Gilchrist. (2011). Concentrations of 17 elements, including mercury, in the tissues, food and abiotic environment of Arctic shorebirds. *Science of the Total Environment*, 409(19), 3757-3770.
- Harris, D. 2003. *Quantitative Chemical Analysis*. EUA: W. H. Freeman and Company. Pp. 509, 517 y 518.
- Healey, N. (2009). Lead toxicity, vulnerable subpopulations and emergency preparedness. *Radiation Protection Dosimetry*, 134(3-4), 143-151.
- Hernández, S. y G. Fernández. (1999). Reproducción de *Cochlearius cochlearius* (Garza cucharón) y *Butorides virescens* (Garza verde) en la Manzanilla, Jalisco, México. *Ciencias Marinas*, 25(2), 277-291.
- Hernandez, M. y A. Margalida. (2009). Assessing the risk of lead exposure for the conservation of the endangered Pyrenean bearded vulture (*Gypaetus barbatus*) population. *Environmental Research*, 109(7), 837-842.
- Hiller, B. J. y J. S. Barclay. (2011). Concentrations of Heavy Metals in American Woodcock Harvested in Connecticut. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 60(1), 156-164.

- Hofer, C., F. Gallagher, C. Holzapfel. (2010). Metal accumulation and performance of nestlings of passerine bird species at an urban brownfield site. *Environmental Pollution*, 158(5), 1207-1213.
- Hogg, D. y F. Guiraud. (1979). Global inventory of natural and anthropogenic emissions of trace metals to the atmosphere. *Nature*, 279(5712), 409-411.
- Hollamby, S., J. Afema-Azikuru, S. Waigo, K. Cameron, R. Gandolf, A. Norris y J. Sikarskie. (2006). Suggested guidelines for use of avian species as biomonitors. *Environmental Monitoring and Assessment*, 118(1-3), 13-20.
- Horta-Puga, G., Cházaro-Olvera S., Winfield, I., Avila-Romero, M. y M. Moreno-Ramírez. (2013). Cadmium, copper and lead in macroalgae from the Veracruz Reef System, Gulf of Mexico: Spatial distribution and rainy season variability. *Marine Pollution Bulletin*, 68(1-2), 127-133.
- Howell, J. V. 1960. *Glossary of Geology and Related Sciences with Supplement*. Washington: American Geological Institute. P. 169.
- Howson, C. P., Hernández-Ávila, M. y D. P. Rall. 1996. *El Plomo en América*. Cuernavaca: Instituto Nacional de salud Pública.
- Huang, P. C., Su, P. H., Chen, H. Y., Huang, H. Y., Tsai, J. L., Huang, H. I. y S. L. Wang. (2012). Childhood blood lead levels and intellectual development after ban of leaded gasoline in Taiwan: A 9-year prospective study. *Environment International*, 40, 88-96.
- Hughes, W. 1996. *Essentials of Environmental Toxicology*. United States of America :Taylor & Francis. P.16.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía. 2010. Población rural y urbana. Recuperado el 4 de marzo de 2013 de http://cuentame.inegi.org.mx/poblacion/rur_urb.aspx?tema=P
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía. 2011. México en Cifras. Información Nacional, por Entidad Federativa y Municipios. Recuperado 24 julio de 2012, de <http://www.inegi.org.mx/sistemas/mexicocifras/default.aspx?e=31>.
- Jiménez-Coello, M., Guzmán-Marín, E., Ortega-Pacheco, A. y K. Y. Acosta-Viana. (2010). Serological Survey of American Trypanosomiasis in Dogs and Their Owners From an Urban Area of Mérida Yucatán, México. *Transboundary and Emerging Diseases*, 57(1-2), 33-36.
- Johnson, K., E. DuVai, M. Kiehl y C. Hughes. (2000). Male mating strategies and the mating system of great-tailed grackles. *Behavioral Ecology*, 11(2), 132-141.

Johnson, K. y B. Peer. 2001. Great-tailed Grackle (*Quiscalus mexicanus*), The Birds of North America. No. 576. Ithaca: Cornell Lab of Ornithology. Recuperado el 1 de junio de 2009 de <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/576doi:10.2173/bna.576>.

Katayama, A., Bhula, R., Burns, G. R., Carazo, E., Felsot, A., Hamilton, D., Harris, C., Kim, Y., Kleter, G., Koedel, W., Linders, J., Peijnenburg, W., Sabljic, A., Stephenson, R. G., Racke, D. K., Rubin, B., Tanaka, K., Unsworth, J. y R. D. Wauchope. (2010). Bioavailability of Xenobiotics in the Soil Environment. En *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, Ed.: D. M. Whitacre. New York:Springer. Pp: 2-3.

Katavolos, P., S. Staempfli, W. Sears, A. Y. Gancz, D. A. Smith, y D. Bienzle. (2007). The effect of lead poisoning on hematologic and biochemical values in trumpeter swans and Canada geese. *Veterinary Clinical Pathology*, 36(4), 1371-1389.

Labocha, M. K. y J. P. Hayes. (2012). Morphometric indices of body condition in birds: a review. *Journal of Ornithology*, 153(1), 1-22.

Laidlaw, M. y G. Filippelli. (2008). Resuspension of urban soils as a persistent source of lead poisoning in children: A review and new directions. *Applied Geochemistry*, 23(8), 2021-2039.

Lambertucci, S., J. Antonio, A. Delgado, B. Jimenez, M. Saez, J. Antonio y F. Hiraldo. (2011). Widening the problem of lead poisoning to a South-American top scavenger: Lead concentrations in feathers of wild Andean condors. *Biological Conservation*, 144(5), 1464-1471.

Ley-Quiñónez, C., Zavala-Norzagaray, A. A., Espinosa-Carreón, T. L., Peckham, H., Marquez-Herrera, C., Campos-Villegas L. y A. A. Aguirre. (2011). Baseline heavy metals and metalloid values in blood of loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from Baja California Sur, México. *Marine Pollution Bulletin*, 62(9), 1979-1983.

Lind, Y., Bignert, A. y T. Odsjö. (2006). Decreasing lead levels in Swedis biota revealed by 36 years (1969-2004) of environmental monitoring. *Journal of Environmental Monitoring*, 8, 824-834.

Lugo, J. y L. Tzuc. 2013. Conurbación en el municipio de Mérida: su impacto en la economía rural y el ambiente. Recuperado el 7 de agosto de 2013 de <http://www.cicy.mx/Documentos/CICY/Sitios/Biodiversidad/pdfs/Cap2/11%20Conurbacion%20de%20Merida.pdf>.

Martin, P., D. Campbell, K. Hughes y T. McDaniel. 2008. Lead in the tissues of terrestrial raptors in southern Ontario, Canada, 1995-2001. *Science of the Total Environment*, 391(1), 96-103.

Mateo, R., W. N. Beyer, J. W. Spann, D. J. Hoffman, y A. Ramis. (2003). Relationship between oxidative stress, pathology, and behavioral signs of lead poisoning in mallards. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A.*, 66(17), 1371-1389.

Méndez I., Namihira-Guerreo D., Moreno-Altamirano L. y C. Sosa Martínez. 2011. *El protocolo de Investigación: Lineamientos para su elaboración y análisis*. México:Trillas. Pp. 11-16.

Mielke, H., D. Dugas, Mielke Jr., P.W., Smith, K.S., Smith, S.L., C. R. Gonzales. (1997). Associations between soil lead and children's blood lead in urban New Orleans and rural Lafourche Parish of Louisiana. *Environmental Health Perspectives*, 105(9), 950-954.

Mielke, H., M. Laidlaw y C. Gonzales. (2010). Lead (Pb) legacy from vehicle traffic in eight California urbanized areas: Continuing influence of lead dust on children's health. *Science of the Total Environment*, 408(19), 3965-3975.

Mora, M. (2003). Heavy metals and metalloids in egg contents and eggshells of passerine birds from Arizona. *Environmental Pollution*, 125(3), 393-400.

Morton-Bermea, O., T. Rodríguez-Salazar, E. Hernández-Alvarez, M. García-Arreola y R. Lozano-Santacruz. (2011). Lead isotopes as tracers of anthropogenic pollution in urban topsoils of Mexico City. *Chemie der Erde - Geochemistry*, 71(2), 189-195.

Nam, D. y D. Lee. (2006). Monitoring for Pb and Cd pollution using feral pigeons in rural, urban, and industrial environments of Korea. *Science of the Total Environment*, 357, 288-295.

Nava-Martínez, E. C., Flores-García, E., Espinoza-Gomez, H. y F. T. Wakida. (2012). Heavy metals pollution in the soil of an irregular urban settlement built on a former dumpsite in the city of Tijuana, Mexico. *Environmental Health Sciences*, 66, 1239-1245.

Needleman, H. L., A. Schell, D. Bellinger, A. Leviton, y E. N. Allred. (1990). The long-term effects of exposure to low-doses of lead in childhood - an 11-year follow-up report. *New England Journal of Medicine*, 322(2), 83-88.

Ohi, G., H. Seki, K. Minowa, M. Ohsawa, I. Mizoguchi y F. Sugimori. (1981). Lead Pollution in Tokyo-The Pigeon Reflects its Amelioration. *Environmental Research*, 26, 125-129.

- Pacyna, J. 1987. Atmospheric Emissions of Arsenic, Cadmium, Lead and Mercury from High Temperature Processes in Power Generation and Industry. En *Lead, Mercury, Cadmium and Arsenic in the Environment*, Ed.: Hutchinson, C. y K. Meema. John Wiley & Sons Ltd. Pp. 69-87.
- Pacyna J. M. y E. G. Pacyna. (2001). An assessment of global and regional emissions of trace metals to the atmosphere from anthropogenic sources worldwide. *Environmental Reviews*, 9(4), 269-298.
- Pain, D. J., Meharg, A. A., Ferrer, M., Taggart, M. y V. Penteriani. (2005). Lead concentrations in bones and feathers of the globally threatened Spanish imperial eagle. *Biological Conservation*, 121(4), 603-610.
- Peakall, D., y J. Burger. (2003). Methodologies for assessing exposure to metals: speciation, bioavailability of metals, and ecological host factors. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 56(1), 110-121.
- Peraza, M. A., Ayala-Fierro, F., Barber, D. S., Casarez, E. y L. T. Rael. (1998). Effects of Micronutrients on Metal Toxicity. *Environmental Health Perspectives*, 106, 203-216.
- Pereda-Solis, M. E., Martínez-Guerrero, J. H. y J. A. Toca-Ramirez. (2012). Detection of Zinc, Lead, Cadmium and Arsenic in Dabbling Ducks from Durango, Mexico. *Asian Journal of Animal and Veterinary Advances*, 7(8), 761-766.
- Peterson y Chalif, 2008. *Aves de México. Guía de Campo*. México: DIANA. P. 414.
- Platt, S., J. Meerman y T. Rainwater. 1999. Diversity, observations, and conservation of the herpetofauna of Turneffer, Lighthouse, and Glovers Atolls, Belize. *British Herpetological Society Bulletin*, 66, 1-13.
- Populations, C. o. M. L. i. C. (1993). *Measuring Lead Exposure in Infants, Children, and Other Sensitive Populations*. Washington, D.C.: National Academy Press. P. 13.
- Powell, A., K. Barker y S. Lanyon. (2008). A Complete Species-Level Phylogeny of the Grackles (*Quiscalus* Spp.), Including the Extinct Slender-Billed Grackle, Inferred from Mitochondrial DNA. *The Condor*, 110(4), 718-728.
- R Core Team (2013) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.
- Rabinowitz, M. 1991. Toxicokinetics of Bone Lead. *Environmental Health Perspectives*, 91, 33-37.

- Rattner, B. A. (2009). History of wildlife toxicology. *Ecotoxicology*, 18(7), 773-783.
- Risk, C. o. N. a. M. f. A. (1992). *Environmental Neurotoxicology*. Washington, D. C.: National Academy Press. P.10.
- Rodríguez-Ramos, J., U. Hoefle, R. Mateo, O. Nicolas de Francisco, R. Abbott, P. Acevedo, y J. Manuel Blanco. (2011). Assessment of lead exposure in Spanish imperial eagle (*Aquila adalberti*) from spent ammunition in central Spain. *Ecotoxicology*, 20(4), 670-681.
- Root, R. 2000. Lead Loading of Urban Streets by Motor Vehicle Wheel Weights. *Environmental Health Perspectives*, 108(10), 937-940.
- Rosas, I., Belmont, R. y E. Jauregui. (1995). Seasonal variation of atmospheric lead levels in three sites in Mexico City. *Atmósfera*, 8, 157-168.
- Roux, K. y P. Marra. 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.
- Schäfer, S. G., Dawes, R., Elsenhans, B., Forth, W. y K. Schumann. 1999. Metals. En *Toxicology*, Ed.: Marquardt, H., Schäfer, S. G., McClellan, R. O. y F. Welsch. California: Academic Press. P. 776.
- Scheifler, R., Coeurdassier, M., Morilhat, C., Bernard, N., Faivre, B., Flicoteaux, P., Giradoux, P., Noël, M., Piotte, P., Rieffel, D., de Vaufleury, A. y P. Badot. (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(1-3), 197-205.
- Scheuhammer, A. M. (1996). Influence of reduced dietary calcium on the accumulation and effects of lead, cadmium, and aluminum in birds. *Environmental Pollution*, 94(3), 337-343.
- Secretaría de Gobernación. 2004. Ley Orgánica de los Municipios del Estado de Yucatán. Recuperado el 4 de junio de 2013 de http://www.e-local.gob.mx/wb/ELOCAL/ELOC_dsf.
- Shochat, E., Warren, P. S., Faeth, S. H., McIntyre, N. E. y D. Hope. (2006). From patterns to emerging processes in mechanistic urban ecology. *TRENDS in Ecology and Evolution*, 21(4), 186-191.
- Sibley, D. 2000. *The SIBLEY Guide to Birds*. Hong Kong: Alfred A. Knopf. Pp. 507 y 517.

Sokal, R. R. y J. Rohlf. 2001. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. New York, W. H. Freeman and Company. P. 407.

Solís, C., Isaac-Olivé, K., Martínez, A., Lavoisier, E. y J. A. Herrera-Silveira. (2007). Trace Metal in the Sea grass *Thalassia testudinum* from Mexican Caribbean Coasts. Proceedings of the XI International Conference on PIXE and its Analytical Applications. Puebla, México.

Soto-Jiménez, M. y R. Flegal. (2009). Origin of lead in the Gulf of California Ecoregion using stable isotope analysis. *Journal of Geochemical Exploration*, 101(3), 209-217.

Steinnes, E. 1987. Impact of Long-range Atmospheric Transport of Heavy Metals to the Terrestrial Environment in Norway. En *Lead, Mercury, Cadmium and Arsenic in the Environment*, Ed.: Hutchinson, C. y K. Meema. John Wiley & Sons Ltd. Pp. 69-87.

Stettenheim, P. 1972. The integument of birds. En *Avian Biology*, Ed.: Farner, D. S. y J. R. King. New York: Academic Press. Pp. 1-63.

Su, M., B. Fath y Z. Yang. (2010). Urban ecosystem health assessment: A review. *Science of the Total Environment*, 408(12), 2425-2434.

Sugiyama, T. y S. Kusuhara. (2001). Avian calcium metabolism and bone function. *Asian –Australasian Journal of Animal Sciences*, 14, 82-90.

Swennen, C., De Bruijn, L. L., Duiven, P., Leopold, M. F. y E. C. Marteiijn. (1983). Differences in bill form of the oystercatcher *Haematopus ostralegus*: a dynamic adaptation to specific foraging techniques. *Netherlands Journal of Sea Research*, 17(1), 57-83.

Taggart, M., A. Green, R. Mateo, F. Svanberg, L. Hillström y A. Meharg. (2009). Metal levels in the bones and livers of globally threatened marbled teal and white-headed duck from El Hondo, Spain. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 72, 1-9.

The Cornell Lab of Ornithology. 2011. Great-tailed Grackle. Recuperado el 8 agosto de 2012 de http://www.allaboutbirds.org/guide/Great-tailed_Grackle/id.

Townsend, T., T. Tolaymat, K. Leo y J. Jambeck. (2004). Heavy metals in recovered fines from construction and demolition debris recycling facilities in Florida. *Science of the Total Environment*, 332(1-3), 1-11.

Traina, S. J. y V. Laperche. (1999). Contaminant bioavailability in soils, sediments, and aquatic environments. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 96(7), 3365-3371.

Tsuji, L., Wainman, B., Martin, I., Weber, J., Sutherland, C., Liberda, E. y E. Nieboer. (2008). Elevated Blood-lead Levels in First Nation People of Northern Ontario Canada: Policy Implications. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 80, 14-18.

Universidad Autónoma de Yucatán. 2006. Atlas de riesgos de peligros naturales del Municipio de Mérida, Yucatán México. Recuperado el 26 julio de 2012 de <http://www.merida.gob.mx/municipio/portal/pcivil/contenido/atlas.htm>.

Vázquez-Alarcón, A. Justin-Cajuste, C. Siebe-Grabach, G. Alcántar-González, y M. de la Isla de Bauer. (2001). Cadmio, níquel y plomo en agua residual, suelo y cultivos en el Valle del Mezquital, Hidalgo, México. *Agrociencia*, 35, 267-274.

Veerle, J., D. Tom, P. Rianne, B. Lieven, B. Ronny, y E. Marcel. (2004). The importance of exogenous contamination on heavy metal levels in bird feathers. A field experiment with free-living great tits, *Parus major*. *Journal of Environmental Monitoring*, 6(4), 356-360.

Verity, M. A. (1990). Comparative observations on inorganic and organic lead neurotoxicity. *Environmental Health Perspectives*, 89, 43-48.

Vitousek, P., H. Mooney, J. Lubchenco y J. Melillo. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277(5325), 494-499.

Washington State Department of Ecology. 2013. Dangerous Material. Recuperado el 4 de marzo de 2013 de <http://www.ecy.wa.gov/programs/hwtr/dangermat/lead.html>.

Wehtje, W. (2003). The range expansion of the great-tailed grackle (*Quiscalus mexicanus* Gmelin) in North America since 1880. *Journal of Biogeography*, 30(10), 1593-1607.

Whitten, D. G. A. 1982. *The Penguin Dictionary of Geology*. Great Britain: Penguin Books. P. 267.

Wilhelm, M., Heinzow, B., Angerer, J. y C. Schulz. (2010). Reassessment of critical lead effects by the German Human Biomonitoring Commission results in suspension of the human biomonitoring values (HBM I and HBM II) for lead in blood of children and adults. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 213, 265-269.

World Health Organization. 2013. Global Health Observatory (GHO). Recuperado 2 de abril de 2013 de

http://www.who.int/gho/urban_health/situation_trends/urban_population_growth_text/en/

Wu, J., R. Edwards, X. He, Z. Liu y M. Kleinman. (2010). Spatial analysis of bioavailable soil lead concentrations in Los Angeles, California. *Environmental Research*, 110(4), 309-317.

Zar, J. H. 1996. *Biostatistical Analysis*. New Jersey: Prentice-Hall. Pp. 38 y 279.

Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N. J., Saveliev, A. A. y G. M. Smith. (2009). *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. New York: Springer. Pp. 19, 20 y 110.

ANEXOS

Anexo 1. Valores críticos de la prueba de bondad de ajuste Kolmogorov-Smirnov para probar la hipótesis nula de que la muestra proviene de una población con distribución normal. A valores de $p < 0.05$ se rechaza la hipótesis nula.

	Centenario		Cuxtal	
	Hembras (23)	Machos (26)	Hembras (24)	Machos (9)
Peso	KS=0.12 $p > 0.150$	KS=0.14 $p = 0.148$	KS=0.17 $p = 0.048$	KS=0.27 $p = 0.045$
Largo tarso	KS=0.11 $p > 0.150$	KS=0.11 $p > 0.150$	KS=0.11 $p > 0.150$	KS=0.12 $p > 0.150$
Largo pico	KS=0.16 $p = 0.117$	KS=0.12 $p > 0.150$	KS=0.12 $p > 0.150$	KS=0.22 $p > 0.150$
Largo ala	KS=0.11 $p > 0.150$	KS=0.21 $p = 0.01$	KS=0.11 $p > 0.150$	KS=0.18 $p > 0.150$
Largo cola	KS=0.12 $p > 0.150$	KS=0.17 $p > 0.150$	KS=0.12 $p > 0.150$	KS=0.22 $p > 0.150$

Anexo 2. Media \pm desviación estándar de las variables morfométricas de zanates capturados en un sitio urbano y otro rural en Mérida, Yucatán. Se muestran también los valores críticos de las comparaciones de las variables.

	Centenario	Cuxtal	Comparación entre sitios
Peso			
Hembras	111.13 \pm 7.46	120.67 \pm 18.15	U=135.5, p=0.002
Machos	204.42 \pm 27.7	206.80 \pm 56.70	U=90, p=0.32
Comparación entre sexos	$t_{29}=-16.5$, p=0.000	U=29, p=0.0007	
Largo del tarso			
Hembras	40.87 \pm 2.93	42.49 \pm 3.11	$t_{45}=-1.83$, p=0.037
Machos	48.90 \pm 3.54	49.48 \pm 3.34	$t_{33}=-0.42$, p=0.67
Comparación entre sexos	$t_{47}=-8.57$, p=0.000	$t_{31}=-5.63$, p=0.000	
Largo del pico			
Hembras	32.51 \pm 2.16	33.59 \pm 2.21	$t_{44}=-1.65$, p=0.053
Machos	41.24 \pm 3.84	38.88 \pm 4.47	$t_{33}=1.53$, p=0.068
Comparación entre sexos	$t_{40}=-9.93$, p=0.000	$t_9=-3.38$, p=0.008	
Largo del ala			
Hembras	140.09 \pm 4.83	141.25 \pm 6.87	$t_{45}=-0.67$, p=0.507
Machos	175.56 \pm 13.86	170.56 \pm 22.71	U=108, p=0.75
Comparación entre sexos	U=11, p=0.000	$t_8=-3.81$, p=0.005	

Anexo 3. Gráfico Q-Q para los residuos estandarizados del modelo lineal final.

