

UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA

LA MOLINA

FACULTAD DE CIENCIAS



**“UTILIZACIÓN DEL HÍGADO DE LA PALOMA DE CASTILLA
(*Columba livia*) COMO BIOMONITOR DE CONTAMINACIÓN
AMBIENTAL EN LA CIUDAD DE LIMA”**

Presentada por:

DIEGO ROY GUEVARA TORRES

Tesis para optar el Título Profesional de:

BIÓLOGO

Lima – Perú

2018

UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA
FACULTAD DE CIENCIAS
“UTILIZACIÓN DEL HÍGADO DE LA PALOMA DE CASTILLA
(*Columba livia*) COMO BIOMONITOR DE CONTAMINACIÓN
AMBIENTAL EN LA CIUDAD DE LIMA”

Presentada por:

DIEGO ROY GUEVARA TORRES

Tesis para optar el Título Profesional de:

BIÓLOGO

Sustentada y aprobada ante el siguiente jurado:

Ph.D. Lisveth Flores Del pino
PRESIDENTE

Dra. Marta Williams León de Castro
ASESORA

Mg.Sc. Gloria Palacios Pinto
MIEMBRO

Blgo. Juan Juscamaita Morales
MIEMBRO

DEDICATORIA

A Dios

A mis padres y abuelos

AGRADECIMIENTO

A mis padres y mis abuelos por no perder la fe en mí y siempre apoyarme.

A mi familia por aconsejarme y apoyarme.

A mi patrocinadora, la Dra. Marta Williams por sus consejos, apoyo y dedicación.

A los miembros del jurado por su interés, tiempo y consejos brindados.

A los amigos y colegas que me ayudaron a atrapar las palomas: Johao Martinez de Falcomander Control, los cetreros de Falco Control, el sr. Yillo y su hermano.

A mi tía Miriam y a Julio por ayudarme con los individuos colectados.

A CORBIDI y los profesores Juscamaita y Mansilla por permitirme guardar mis muestras y procesar las aves en sus laboratorios. Así como a Corplab por correr las pruebas de espectrometría.

A todos los amigos que apoyaron y aconsejaron durante este tiempo.

A todas las palomas que dieron su vida por el bien de esta investigación.

ÍNDICE GENERAL

RESUMEN	viii
ABSTRACT	ix
I. INTRODUCCIÓN	1
II. REVISIÓN DE LITERATURA	4
2.1. METALES TRAZA Y OTRAS DEFINICIONES	4
2.2. METALES TRAZA EN EL AMBIENTE URBANO	5
2.3. METALES TRAZA EN LIMA	7
2.4. LOS METALES TRAZA EN LAS AVES	12
2.5. METALES TRAZA EN AVES	13
2.5.1. Cadmio (Cd)	13
2.5.2. Cobre (Cu)	14
2.5.3. Estroncio (Sr)	15
2.5.4. Hierro (Fe)	16
2.5.5. Manganeseo (Mn)	16
2.5.6. Molibdeno (Mo)	18
2.5.7. Plomo (Pb)	18
2.5.8. Selenio (Se)	20
2.5.9. Zinc (Zn)	21
2.6. BIOMONITORES	22
2.7. LA PALOMA DE CASTILLA (<i>Columba livia</i>) COMO BIOMONITOR DE METALES TRAZA	23
2.8. ESPECTROFOTOMETRIA	25
2.9. ESPECTROMETRÍA DE EMISIÓN ATÓMICA DE PLASMA ACOPLADO INDUCTIVAMENTE	25
2.10. PLASMA ACOPLADO INDUCTIVAMENTE	26
III. MATERIALES Y MÉTODOS	27
3.1. ÁREA DE ESTUDIO	27
3.1.1. Zona rural – Lurín	27
3.1.2. Zona urbana – San Martín de Porres	28
3.1.3. Zona industrial – Callao	29
3.2. CAPTURA DE INDIVIDUOS	30

3.3.	CUANTIFICACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE METALES TRAZA EN EL HÍGADO DE PALOMAS DE CASTILLA (<i>Columba livia</i>)	30
3.4.	ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE RESULTADOS	31
IV.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	33
4.1.	INDIVIDUOS COLECTADOS	33
4.2.	DESCARTE DE INFLUENCIAS DEL LUGAR DE ESTUDIO SOBRE PESO, MASA Y MASA DE HÍGADO	34
4.3.	CONCENTRACIÓN DE METALES TRAZA	35
4.4.	DESCARTE DE INFLUENCIAS DEL SEXO SOBRE CONCENTRACIONES DE METALES TRAZA	37
4.5.	ANÁLISIS DE CONCENTRACIONES.....	39
4.5.1.	Cadmio.....	48
4.5.2.	Cobre.....	54
4.5.3.	Estroncio.....	59
4.5.4.	Hierro.....	62
4.5.5.	Manganeso.....	65
4.5.6.	Molibdeno.....	69
4.5.7.	Plomo.....	71
4.5.8.	Selenio	78
4.5.9.	Zinc	81
4.6.	LA PALOMA DE CASTILLA (<i>Columba livia</i>) COMO BIOMONITOR EN LIMA METROPOLITANA.....	87
V.	CONCLUSIONES	90
VI.	RECOMENDACIONES.....	91
VII.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	92
VIII.	ANEXOS	109

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Niveles anuales de metales traza en las estaciones de monitoreo del Programa Nacional de Vigilancia Sanitaria, 2007.....	11
Tabla 2: Rutas de exposición de las aves a los metales traza.....	12
Tabla 3: Número de individuos colectados, número de hembras y machos	33
Tabla 4: Concentraciones de metales traza registradas en hígado de <i>Columba livia</i> en cada área de estudio	35
Tabla 5: Valores de medias y desviación estándar (\pm SD) junto con medianas de las concentraciones de metales traza registradas en hígado de <i>Columba livia</i> de machos y hembras en cada área de estudio.....	36
Tabla 6: Resultados estadísticos del análisis estadístico Wilcoxon-Mann-Whitney entre las concentraciones de metales traza registradas en hígado de <i>Columba livia</i> de machos y hembras en cada área de estudio	38
Tabla 7: Outliers registrados en entre las concentraciones de metales traza registradas en hígado de <i>Columba livia</i> en cada área de estudio.....	42
Tabla 8: Medias y medianas de las concentraciones de metales traza registradas en hígado de <i>Columba livia</i> en cada área de estudio luego de la remoción de outliers.	44
Tabla 9: Valores de medias y desviación estándar (\pm SD) junto con medianas de las concentraciones de metales traza registradas en hígado de <i>Columba livia</i> en Lurín, San Martín de Porres y el Callao	46
Tabla 10: Resultados del análisis de la Prueba Post-hoc de Dunn con ajuste de Bonferroni entre las concentraciones de cadmio en los tres lugares evaluados	49
Tabla 11: Resultados del análisis de la Prueba Post-hoc de Dunn con ajuste de Bonferroni entre las concentraciones de cobre en los tres lugares evaluados	55
Tabla 12: Resultados del análisis de la Prueba Post-hoc de Dunn con ajuste de Bonferroni entre las concentraciones de estroncio en los tres lugares evaluados	60
Tabla 13: Resultados del análisis de la Prueba Post-hoc de Dunn con ajuste de Bonferroni entre las concentraciones de hierro en los tres lugares evaluados	63
Tabla 14: Resultados del análisis de la Prueba Post-hoc de Dunn con ajuste de Bonferroni entre las concentraciones de manganeso en los tres lugares evaluados	66
Tabla 15: Resultados del análisis de la Prueba Post-hoc de Dunn con ajuste de Bonferroni entre las concentraciones de plomo en los tres lugares evaluados.....	72

Tabla 16: Resultados del análisis de la Prueba Post-hoc de Dunn con ajuste de Bonferroni entre las concentraciones de selenio en los tres lugares evaluados.....	79
Tabla 17: Resultados del análisis de la Prueba Post-hoc de Dunn con ajuste de Bonferroni entre las concentraciones de zinc en los tres lugares evaluados	82

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Proceso y transporte de metales traza en ambientes urbanos	5
Figura 2: Cadena de contaminación de plomo por fuentes naturales en un ecosistema o sistema urbano.....	6
Figura 3: Niveles de PM 2,5 en Lima y Callao.....	7
Figura 4: Niveles de Plomo (Pb) anuales en las estaciones de monitoreo del Programa Nacional de Vigilancia Sanitaria, 2000-2005,.....	8
Figura 5: Concentración de Plomo (Pb) por distrito – verano 2011,	9
Figura 6: Concentración de Plomo (Pb) por distrito – invierno 2011,.....	10
Figura 7: Concentración de plomo en el Callao.....	11
Figura 8: Punto de captura para la zona rural de Lurín.....	28
Figura 9: Punto de captura para la zona urbana de San Martín de Porres.....	29
Figura 10: Área de captura de palomas para la zona industrial del Callao.....	30
Figura 11: Análisis de componentes principales (PCA) de los datos de concentración agrupados según hembras y machos.....	37
Figura 12: Gráfico de barras apiladas al 100 % de las concentraciones de metales de barras apiladas al 100 % de las concentraciones de metales traza en hígado de <i>Columba livia</i> en Lurín, San Martín de Porres y Callao	39
Figura 13: Análisis de componentes principales (PCA) de los datos de concentración agrupados según las tres áreas de estudio.....	40
Figura 14: Matriz de correlaciones entre las concentraciones de metales traza evaluados en las tres áreas de estudio.....	41
Figura 15: Gráfico de barras de la variancia de las concentraciones de metales traza en hígado de <i>Columba livia</i> en Lurín, San Martín de Porres y Callao	41
Figura 16: Gráfico de barras con errores estándares de las medias de concentraciones de cadmio.....	48
Figura 17: Gráfico de barras con errores estándares de las medias de concentraciones de cobre.....	54
Figura 18: Gráfico de barras con errores estándares de las medias de concentraciones de estroncio.....	60
Figura 19: Gráfico de barras con errores estándares de las medias de concentraciones de hierro.....	62

Figura 20: Gráfico de barras con errores estándares de las medias de concentraciones de manganeso.	65
Figura 21: Gráfico de barras con errores estándares de las medias de concentraciones de molibdeno.	70
Figura 22: Gráfico de barras con errores estándares de las medias de concentraciones de plomo.	72
Figura 23: Gráfico de barras con errores estándares de las medias de concentraciones de selenio.	79
Figura 24: Gráfico de barras con errores estándares de las medias de concentraciones de zinc.	82

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1: Resultados de metales traza (mg/kg) en hígado de <i>Columba livia</i> en estudios alrededor del Mundo.....	109
Anexo 2: Paloma de Castilla (<i>Columba livia</i> , Gmelin, 1789).....	113
Anexo 3: Redes de neblina para captura de aves en Lurín	113
Anexo 4: Palomas colectadas previo a extracción de hígado	114
Anexo 5: Extracción de hígado de paloma de Castilla (<i>Columba livia</i>).....	114
Anexo 6: Espectrómetro de masas con plasma acoplado inductivamente (ICP-MS)..	115

RESUMEN

Los metales pesados son elementos no biodegradables que persisten en el ambiente y pueden ocasionar contaminación ambiental. El presente trabajo determinó para qué metales traza el hígado de la paloma de Castilla (*Columba livia*) puede ser usado como biomonitor de contaminación ambiental en Lima. Las concentraciones de 9 metales traza (cadmio, cobre, estroncio, hierro, manganeso, molibdeno, plomo, selenio y zinc) fueron evaluadas en el hígado de 21 palomas de Castilla de tres áreas diferentes de la ciudad de Lima con diferente uso de tierra; Lurín (zona rural), San Martín de Porres (zona urbana) y el Callao (zona industrial).

La zona urbana de San Martín de Porres y la zona industrial del Callao presentaron una concentración de metales traza más elevada que la zona rural de Lurín, mostrando un gradiente de concentración entre las áreas evaluadas. Se registraron diferencias significativas para 8 de los 9 metales traza, con la excepción del molibdeno. Las concentraciones de metales traza más elevadas registradas en San Martín de Porres y el Callao pueden estar relacionadas a la presencia de fuentes de contaminación en zonas urbanas como las emisiones del parque automotor y en el caso del Callao también pueden estar relacionadas a emisiones industriales y la presencia de depósitos de concentrados de minerales.

Se propone a la paloma de Castilla (*Columba livia*) como un biomonitor para la contaminación de metales traza en Lima, la cual puede ser una herramienta útil para comprender mejor la contaminación ambiental causada por metales traza en Lima, Perú y otras partes del mundo.

Palabras clave: metales traza, *Columba livia*, biomonitor.

ABSTRACT

Trace metals are non-biodegradable elements that persist in the environment and can cause environmental pollution. This study determined for which trace metals the liver of the feral pigeon (*Columba livia*) can be used as a biomonitor of environmental pollution in the city of Lima. The concentrations of 9 trace metals (cadmium, copper, strontium, iron, manganese, molybdenum, lead, selenium and zinc) were assessed in the livers of 21 feral pigeons from three areas in the city of Lima with different land uses; Lurín (rural zone), San Martín de Porres (urban zone) and Callao (industrial zone).

The urban area of San Martín de Porres and the industrial area of Callao presented the higher trace metals concentrations than the rural area of Lurín, showing a concentration gradient between areas. Significant differences were found between trace metal concentrations for 8 of the 9 metals, with the exception of molybdenum. The higher trace metal concentrations recorded for San Martín de Porres and Callao could be related to the presence of pollution sources in urban zones such as emissions from vehicles and in the case of Callao they could also be related to industrial emissions and the storage of mineral concentrates.

The feral pigeon (*Columba livia*) is proposed as a biomonitor for trace metal pollution in Lima. Which could be used as an important tool to gain a better understanding of the environmental pollution caused by trace metals in other parts of Lima, Peru and the rest of the world.

Key words: trace metals, *Columba livia*, biomonitor.

I. INTRODUCCIÓN

La emisión de sustancias contaminantes como resultado de procesos industriales y la utilización de productos manufacturados han cambiado los niveles naturales de metales traza en el ambiente desde la Revolución industrial (Nriagu, 1996; Capó 2002). En Lima Metropolitana el incremento del parque automotor y de industrias ha generado a lo largo de las últimas décadas gran contaminación ambiental, la cual se ve acentuada por el estancamiento de masas de aire que no permiten la dispersión de los contaminantes del aire (Swisscontact, 2004). Esta situación ha convertido a Lima en una de las ciudades más contaminadas de Latinoamérica (OMS, 2014). Entre los contaminantes existentes se hallan los metales traza los cuales han sido registrados tanto en el material particulado (PM10) de la ciudad así como en suelos y principales ríos de la ciudad (Soto, 2006; Rivera *et al.*, 2007; Espinoza, 2013; INEI, 2014; OMS, 2014; OEFA, 2016). Debe considerarse que la presencia de metales traza no se limita al combustible y el sector industrial, muchos de ellos son emitidos por diversas actividades antropogénicas (Azimi *et al.*, 2003). Por ejemplo el plomo puede encontrarse en construcciones, soldaduras, tuberías, impresas y pintura (Hill, 2010). Por otro lado el cadmio, manganeso y zinc se encuentran en las baterías y el cobre se encuentra en pesticidas y fungicidas (Wright & Welbourn, 2002). También se debe tomar en cuenta que dado su carácter persistente y móvil los metales traza permanecen en el ambiente, incrementándose las concentraciones de estos en el ambiente con el pasar de los años (Hill, 2010).

Los metales traza son elementos no biodegradables que persisten en el ambiente y se encuentran en bajas cantidades en los seres vivos. Al encontrarse en concentraciones más elevadas pueden ser considerados como tóxicos (Reinhold, 1975). Pueden transportarse por el viento para luego depositarse en el suelo, agua, vegetación y fauna siendo absorbidos por los seres vivos y acumulándose en los organismos como trazas o elementos en bajas concentraciones (McDowell, 1992; Adriano, 2001; Hill, 2010). En los animales, los metales traza pueden bioacumularse en la sangre, el hígado, los riñones, los

huesos, las plumas, el cabello y los huevos, además de biomagnificarse aumentando la concentración al pasar a un nivel superior en la red trófica (Hutton, 1980; Burger, 1995; Gibbs *et al.*, 1999; Nam *et al.*, 2002; Jorgensen, 2008; Cui, 2013; Begum & Sehrin, 2013; Kouddane *et al.*, 2015).

La contaminación ambiental por metales traza involucra un grave riesgo para la salud humana y de la vida silvestre (OMS, 2005). La concentración y no la presencia de un metal pesado es lo que lo convierte en un elemento dañino para el organismo (Capó, 2002). A diferencia de otros contaminantes que muestran efectos inmediatos, la acumulación de metales traza hasta niveles elevados puede afectar la salud pero sin resultar en muertes inmediatas, por lo que son considerados contaminantes silenciosos (Adout *et al.*, 2007). Concentraciones elevadas de metales traza pueden desencadenar efectos neurotóxicos, cancerígenos y mutagénicos (Duruibe *et al.*, 2007; Salzano & Angelone, 2013; Ullah, *et al.*, 2014; Klaassen, 2013).

Las respuestas frente a la misma concentración de un contaminante difieren entre especies siendo algunas capaces de sobrevivir a concentraciones altas. Esto permite la utilización de dichas especies como biomonitores, indicando la presencia de contaminantes de forma cualitativa y cuantitativa (Furness, 1993; Capó, 2002; Burger, 2006; Burger & Gochfeld, 2007; Kalisinska *et al.*, 2003). A diferencia de los programas de monitoreo de contaminantes que miden los niveles de metales traza directamente en aire, suelo o agua, el uso de biomonitores permite la lectura de los contaminantes a nivel de ecosistema, reflejando la contaminación existente en diferentes medios que se puedan encontrar dentro del radio de acción del biomonitor (Adout, 2007). Así mismo, el uso de biomonitores permite conocer el grado de toxicidad de los organismos que son afectados por los contaminantes y que traspasan los metales traza a través de la red trófica (Nam, 2002; Jorgensen, 2008; Tawassul, 2013; Abdullah *et al.*, 2015).

Una de las especies que ha sido ampliamente utilizada como biomonitor de metales traza es la paloma de Castilla (*Columba livia*, Gmelin, 1789), la cual ha sido sujeto de estudio a nivel mundial en países como Korea (Nam & Lee, 2006a, 2006b), Israel (Adout *et al.*, 2007), Italia (Sicolo *et al.*, 2010), Brazil (Brait & Antoniosi Filho, 2011), Francia (Frantz *et al.*, 2012), Sudan (Tawassul, 2013), China (Cui *et al.*, 2013) y Marruecos (Kouddane

et al., 2015) entre otros (Anexo I y II). Esta especie es considerada como un bioindicador muy conveniente ya que es poco móvil durante el año, tiene con una tasa metabólica y de respiración mayor a la de los humanos y su alimento se encuentra expuesto a las partículas de metales traza en el ambiente (Nam & Lee, 2006a, 2006b).

En la actualidad se desconoce si la *Columba livia* puede ser utilizada como biomonitor metales traza en Lima Metropolitana. Considerando los problemas de contaminación existentes en Lima Metropolitana, el objetivo principal del presente trabajo es el de determinar para qué metales traza puede ser utilizado el hígado de la paloma de Castilla (*Columba livia*) como biomonitor de contaminación ambiental en la ciudad de Lima. Asimismo, se cuenta con los siguientes objetivos específicos:

- Medir la concentración de metales traza en el hígado de palomas de Castilla (*Columba livia*) provenientes de tres lugares de la ciudad de Lima con características rurales, urbanas e industriales.
- Determinar si existen diferencias entre las concentraciones de metales traza de los lugares evaluados.

II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1. METALES TRAZA Y OTRAS DEFINICIONES

Elementos no biodegradables que al encontrarse en cantidades excesivas se consideran como contaminantes ambientales y elementos tóxicos para el organismo. Se considera como tales al plomo (Pb), Mercurio (Hg), Manganeseo (Mn), Cadmio (Cd), Cromo (Cr), Hierro (Fe), Cobre (Cu), Arsénico (As), Zinc (Zn), Cobalto (Co) y Selenio (Se), entre otros (Markert, 2007; Hill, 2010; Fraenzle et al; 2007).

En las últimas décadas se ha utilizado el término metales pesados para referirse a los elementos mencionados. Sin embargo, para la IUPAC (Unión Internacional de Química Pura y Aplicada) este término es ambiguo ya que hace referencia a la toxicidad más que al peso del elemento (Duffus, 2002). Un metal pesado es aquel que posee una densidad mayor o igual a 5g/cm^3 y un peso atómico entre 63,5 y 200,4 (Srivastava & Majumder, 2008). Esta definición no podría aplicarse al plomo (Pb), el cual es un metaloide o semimetal.

Otro término utilizado es el de metales tóxicos, el cual se basa en la toxicidad de un metal a una concentración dada. Sin embargo, este término resulta impreciso para la IUPAC debido a que el grado de toxicidad varía entre metales así como entre organismos.

Por otro lado, el término metales traza se refiere a aquellos metales que se hallan en una baja concentración, en fracciones de masa de partes por millón (ppm) o menos, en determinada fuente (Reinhold, 1975). Esta fuente puede ser el suelo, agua, aire, tejido animal o vegetal, entre otros (Duffus, 2002). Esta definición permite la inclusión de metaloides como el plomo (Pb) y se encuentra reconocida y usada ampliamente a nivel mundial en estudios de toxicidad y eco toxicidad, por ello será utilizada en el presente trabajo (Alarcón-Corredor, 2009).

2.2. METALES TRAZA EN EL AMBIENTE URBANO

En un ecosistema, un contaminante tóxico es una forma de materia que excede, en un momento dado, sus concentraciones naturales en el ecosistema causando efectos adversos a los componentes de éste (Albert, 1997). En los ambientes urbanos la gran densidad de personas y la gran cantidad de actividades que estas realizan conllevan a generar condiciones distintas a las de los ecosistemas naturales, siendo mayor la concentración de contaminantes (Figura 1, Wong *et al.*, 2006). Las concentraciones de los metales traza en el ambiente han aumentado en las últimas décadas debido a las actividades humanas las cuales generan compuestos químicos responsables de la contaminación atmosférica (Azimi *et al.*, 2003). Entre las actividades con gran impacto en el ambiente se encuentran las relacionadas al parque automotor (quema de combustibles fósiles, neumáticos y fugas de aceites del motor), emisiones y descargas industriales, mala disposición de residuos sólidos (en especial la incineración) y la corrosión de la infraestructura urbana (Kelly *et al.* 1996, Tossavainen & Forssberg, 1999, Councell *et al.*, 2004, Nadal *et al.*, 2004, Wong *et al.*, 2006). En la ciudad de Lima un área reconocida por sus altos niveles de plomo es el Callao por la gran cantidad de los concentrados que se almacenan y se trasladan al terminal portuario del Callao.

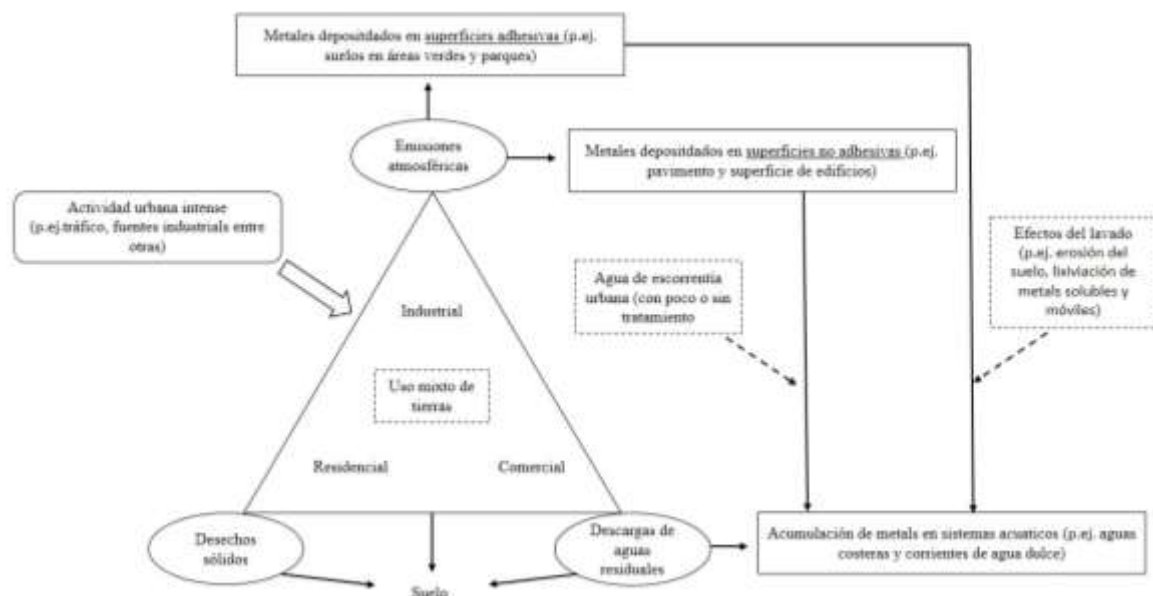


Figura 1: Proceso y transporte de metales traza en ambientes urbanos

FUENTE: Wong *et al.* (2006).

De las fuentes de contaminación en ambientes urbanos, la principal vía de liberación de metales traza se da en las emisiones atmosféricas (Nriagu & Pacyna, 1988; Kubin & Lippo, 1996; Wong *et al.*, 2006). Los metales traza representan una proporción pequeña de la concentración de la masa del material particulado (PM) existente en el aire (Adriano, 2001; Wong *et al.*, 2006; Hu *et al.*, 2012). El PM representa la masa de las partículas que entran al sistema respiratorio, éste es clasificado según su tamaño en PM 10 (2,5 -10 μ) y PM 2,5 (menores a 2,5 μ). Dentro del PM pueden encontrarse metales traza, los cuales pueden incluir plomo (Pb), Manganeseo (Mn), Cadmio (Cd), Cromo (Cr), Hierro (Fe), Cobre (Cu) y Zinc (Zn), los cuales pueden causar graves daños a la salud (OMS, 2005).

Al ser emitidos a la atmósfera los metales traza pueden transportarse por el viento para luego depositarse en el suelo, agua, vegetación y fauna, siendo absorbidos por seres vivos e ir acumulándose en los organismos (McDowell, 1992; Albert, 1997). Las especies responden de diferentes maneras frente a una misma concentración de un contaminante, siendo algunas capaces de sobrevivir con concentraciones altas (Capó, 2002). Como se observa en la Figura 2, se da una cadena de contaminación, siendo los animales y el ser humano los que se hallan al final de ésta (Albert, 1997).

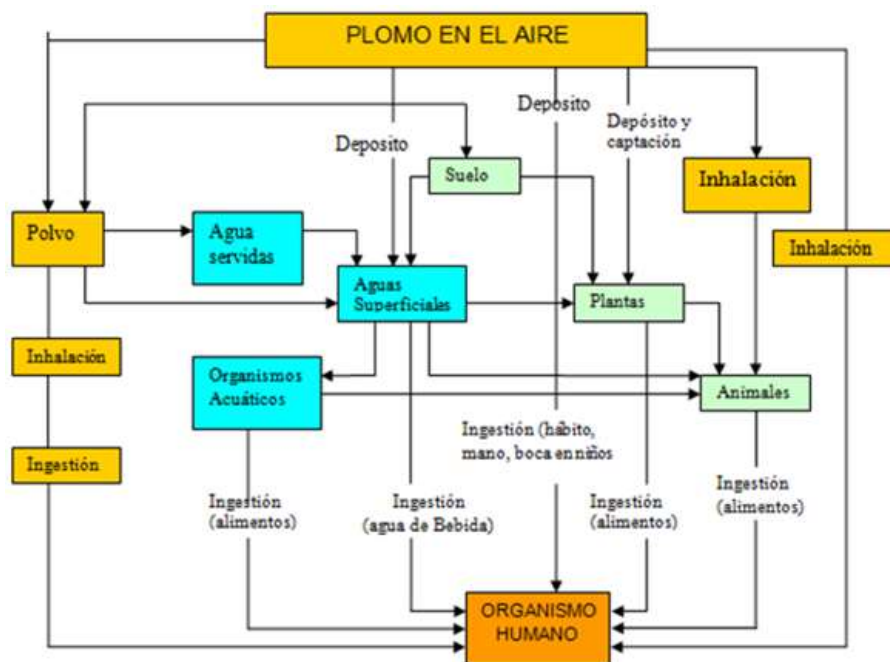


Figura 2: Cadena de contaminación de plomo por fuentes naturales en un ecosistema o sistema urbano.

FUENTE: Albert (1997).

Las concentraciones de metales traza en el ambiente, en especial la del plomo, han venido reduciéndose en la última en las últimas décadas. Esto se debe en gran parte a que la gasolina con plomo ha sido reemplazada por el diésel ya que hoy en día existe un mayor control sobre las emisiones que generan las industrias (Frantz *et al.*, 2012). Sin embargo, dado el carácter persistente, móvil y disponible, metales como el plomo permanecen en el ambiente y a pesar de encontrarse en decrecimiento aún siguen siendo emitidos al ambiente en diversas actividades e industrias, tales como fundiciones de metales, fábricas de pinturas, industria de curtiembre, fabricación de farmacéuticos y uso de agroquímicos (Azimi *et al.*, 2003; Hill, 2010; Frantz *et al.*, 2012; Su-Un *et al.*, 2014).

2.3. METALES TRAZA EN LIMA

Según un informe de la Organización Mundial de la Salud (OMS) Lima Metropolitana es la ciudad de Latinoamérica que tiene la mayor contaminación del aire exterior a nivel de PM 2,5 (OMS, 2014). Lima reporta de 38 mg/kg muy por encima de los 10 mg/kg establecidos como permisibles por la OMS (2005). El estudio de la OMS se realizó en cuatro puntos de la ciudad y consideró datos entre 2008 al 2012 y reveló que la mayor concentración de PM 2,5 se halla en Lima Norte (Figura 3). Así mismo, el Programa Nacional de Vigilancia Sanitaria de Calidad del Aire llevado anualmente por DIGESA reveló resultados similares (DIGESA, 2014), siendo Lima Norte la más contaminada.

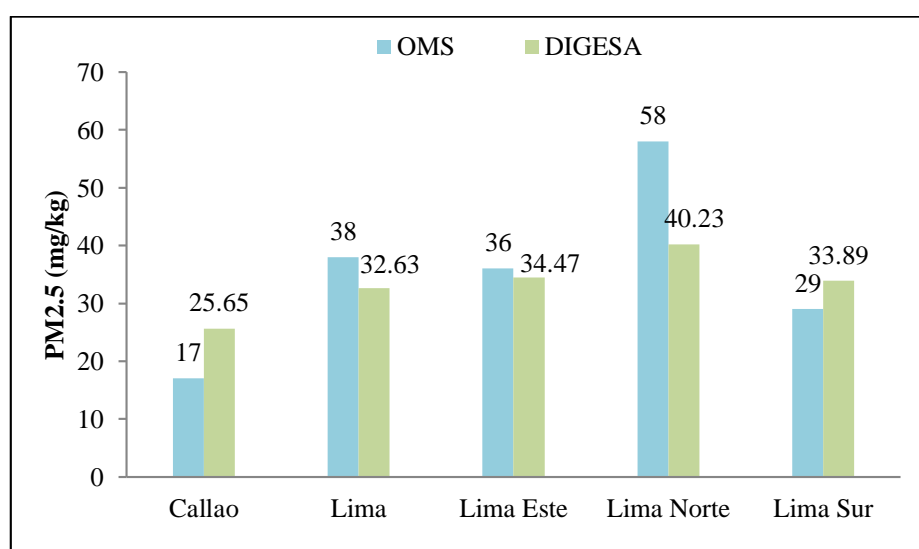


Figura 3: Niveles de PM 2,5 en Lima y Callao.

FUENTE: OMS, DIGESA (2012).

La mayor contaminación en Lima Norte puede ser explicada por los vientos (en Lima Metropolitana los vientos predominan hacia el norte, este y sur) que traen contaminación de otras zonas de la ciudad, además del gran número de habitantes y el elevado tránsito vehicular en ciertas zonas (SENAMHI, 2013).

Con respecto a los metales traza existentes en el material particulado, el plomo ha sido el metal más evaluado en Lima Metropolitana, debido a la preocupación causada por la contaminación producida por las gasolinas con plomo en décadas pasadas. Al respecto el Programa Nacional de Vigilancia Sanitaria de Calidad del Aire realizado por DIGESA realizó mediciones de los niveles de plomo entre los años 2000 y 2011 en cinco estaciones de monitoreo ubicadas a lo largo de Lima. Los resultados muestran (Figura 4) que los niveles de plomo decrecieron entre el 2000 y 2005, encontrándose debajo del límite permitido por el Estándar de calidad ambiental (ECA) anual, el cual es de 0,5 mg/kg en el último año (MINAM, 2017).

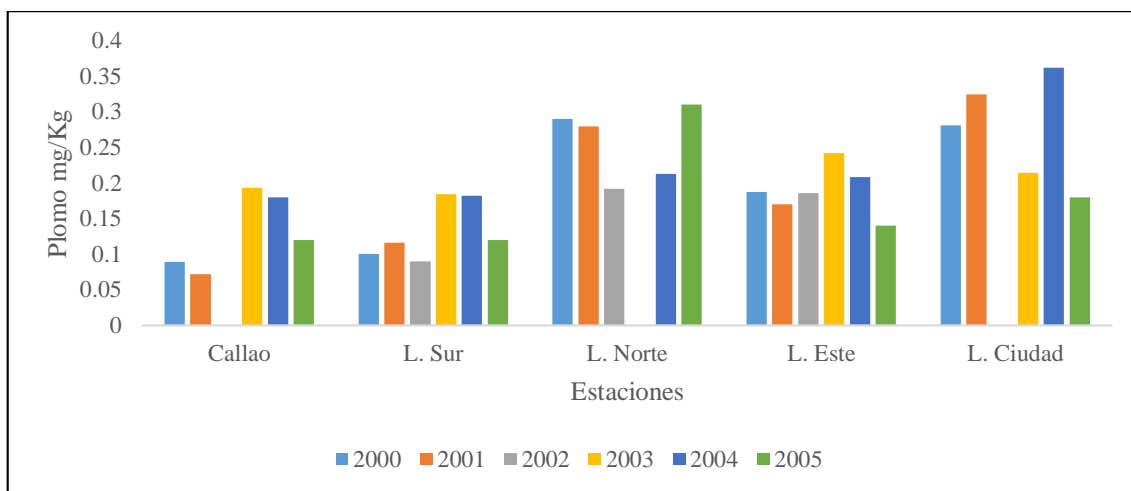


Figura 4: Niveles de Plomo (Pb) anuales en las estaciones de monitoreo del Programa Nacional de Vigilancia Sanitaria, 2000-2005.

FUENTE: DIGESA (2005).

En el II Estudio de Saturación de la Calidad del Aire de Lima Metropolitana y el Callao, llevado a cabo por DIGESA, se amplió la evaluación de plomo en el aire a otros distritos de Lima y se realizó por en verano e invierno (DIGESA, 2012). Los resultados mostraron una mayor concentración de plomo en el verano, llegando a sobrepasar el ECA (0,5 mg/kg) en Lima Norte. Esta mayor concentración en verano (Figura 5) se debe a que en

verano los vientos en Lima Metropolitana predominan hacia el norte, concentrando en esta zona la contaminación proveniente de otras partes (DIGESA, 2012).

Según los estudios realizados por DIGESA entre el 2005 y 2011, las concentraciones de plomo se han reducido en Lima Metropolitana (INEI, 2014). Esto se debe en gran parte a que en las últimas décadas el parque automotor ha incorporado y cambiado a unidades de combustible diésel. Hoy en día las gasolinas que se comercian en Perú guardan concordancia con los estándares internacionales de la American Society for Testing and materials (ASTM) D-4814 y la Society of Automotive Engineers (SAE) J-312, habiendo sido prohibida la comercialización de gasolina con plomo desde el 2005. Sin embargo, a pesar de haber decrecido los niveles de plomo en Lima, este y otros metales traza permanecen como contaminantes en el ambiente y no se encuentran exentos de ser monitoreados.

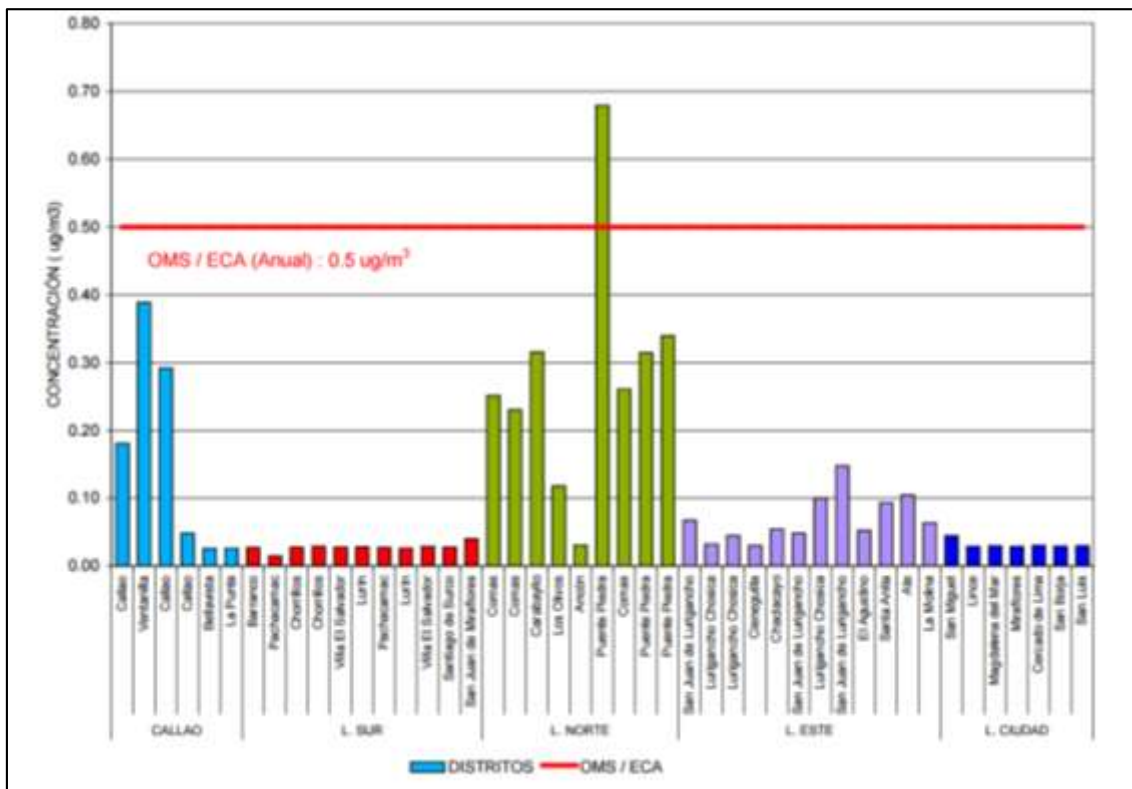


Figura 5: Concentración de Plomo (Pb) por distrito – verano 2011,

FUENTE: DIGESA (2012).

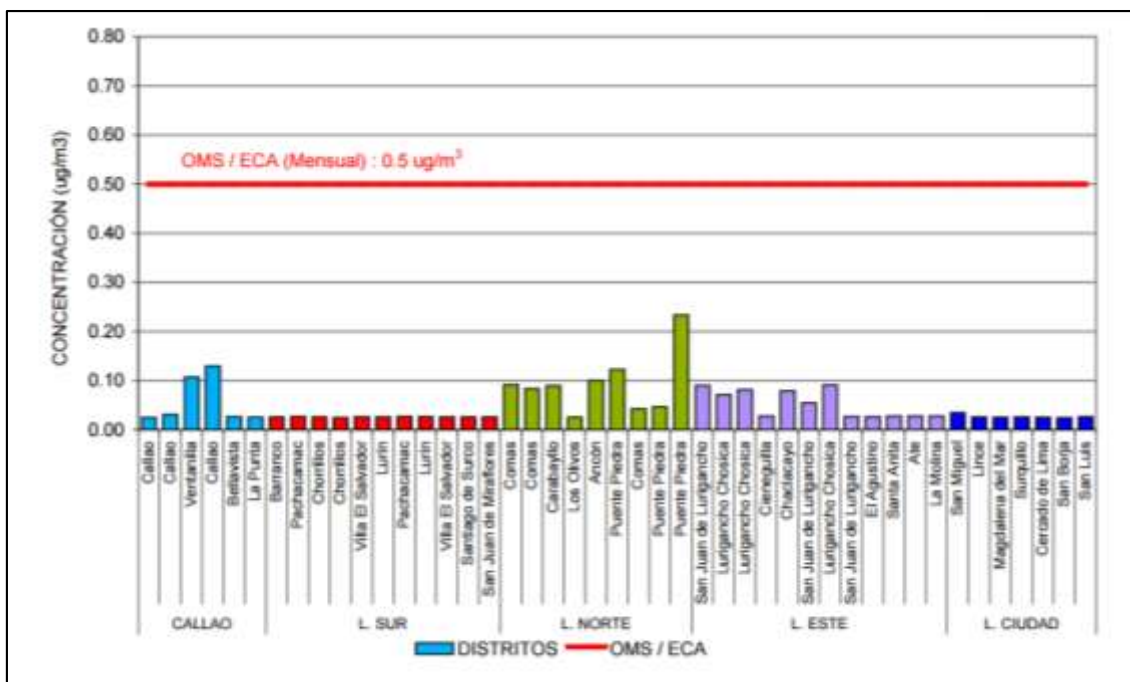


Figura 6: Concentración de Plomo (Pb) por distrito – invierno 2011,

FUENTE: DIGESA (2012).

La contaminación por plomo también puede ocurrir por emisiones de fundiciones e industrias minero-metalúrgicas (Burger *et al.*, 1987). Al respecto, en el distrito del Callao en la Provincia constitucional del Callao, pueden encontrarse depósitos de minerales, fundiciones e industrias cuyas emisiones pueden producir contaminación ambiental. DIRESA y OEFA han realizado estudios de calidad ambiental midiendo la concentración de plomo en aire entre los años 2012 y 2016 en las cercanías a los depósitos de minerales. En su mayoría se registró concentraciones menores al estándar de calidad ambiental para plomo (0,5 mg/kg), pero en algunos casos este valor fue superado. Posiblemente según se indica en el informe, por el movimiento de camiones y trenes con carga de minerales (Figura 7).

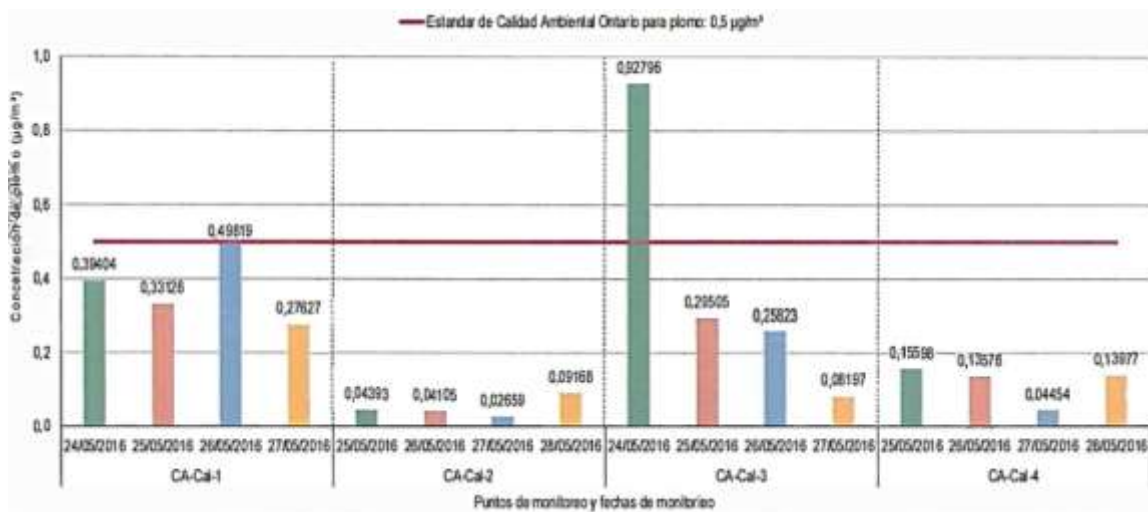


Figura 7: Concentración de plomo en el Callao.

FUENTE: OEFA (2016).

Con respecto a evaluaciones que hayan considerado otros metales traza en el ambiente, el Programa Nacional de Vigilancia Sanitaria de Calidad del Aire llevado a cabo por DIGESA en el 2007 incluyó en su evaluación otros metales además de plomo. Entre los que se encontraron cobre, manganeso, hierro, zinc, cromo y cadmio. Los resultados de dicha evaluación mostraron que los valores promedio anuales obtenidos se encuentran por debajo de la normativa nacional e internacional (Tabla 1). Así mismo los estudios realizados por DIRESA y DIGESA entre los años 2012 y 2016 registraron valores de concentración para estos metales por debajo de la normativa nacional e internacional.

Tabla 1: Niveles anuales de metales traza en las estaciones de monitoreo del Programa Nacional de Vigilancia Sanitaria, 2007

(µg/m ³)	Cobre (Cu)	Plomo (Pb)	Manganeso (Mn)	Hierro (Fe)	Zinc (Zn)	Cromo (Cr)	Cadmio (Cd)
Callao	0,07	0,1	0,03	1,79	0,22	0,01	0,01
Lima Sur	0,9	0,12	0,12	8,49	0,21	0,02	0,01
Lima Norte	0,11	0,3	0,17	9,45	0,71	0,02	0,01
Lima Este	0,11	0,2	0,12	7,25	0,43	0,02	0,01
CONACO	0,09	0,22	0,11	7,23	0,4	0,02	0,02

FUENTE: DIGESA (2007).

Con respecto a estudios de calidad ambiental realizados en agua, DIGESA encontró una mayor concentración de plomo en el agua de distritos de Lima central que en la del Callao, registrando valores superiores a los 7 ppm recomendados por la OMS (Narciso *et al.*, 2000).

En relación a la contaminación por metales traza en suelos, estudios realizados en Lima centro y el Callao muestran que existe contaminación por metales traza en suelos, indicando que en el Callao, las mayores concentraciones se hallan en la cercanía a los depósitos de minerales (Narciso, 2000; DIRESA, 2012; Espinoza, 2013; OEFA, 2016). Para el caso de cadmio, cobre, hierro, plomo y zinc se han registrado valores que sobrepasan los estándares nacionales e internacionales (NSE, 2014; MINAM, 2017). Estos resultados apuntan a una mayor contaminación en suelo que en el aire en Lima centro y el Callao.

2.4. LOS METALES TRAZA EN LAS AVES

Los seres vivos están expuestos a los metales traza a través del agua, aire, suelo, y alimentos que consumen. Una vez que estos entran en la red trófica tienen capacidad de biomagnificarse, presentándose en bajas concentraciones en organismos de la base de la red trófica y en mayor proporción a medida que se asciende en dicha red (Croteau *et al.*, 2005; Jorgensen, 2008). A continuación se muestran las rutas de exposición de las aves a los metales traza (Tabla 2), basadas en las rutas de exposición al Plomo (Pb) descritas por Burger (1995).

Tabla 2: Rutas de exposición de las aves a los metales traza.

Fuente	Inhalación	Ingesta	Absorción dérmica
Aire	Polvo	Acicalamiento del polvo	
Suelo	Polvo	Polvo y comida	Absorción a través de las patas
Agua	Evaporación	Al beber	Absorción a través de las patas al nadar
Alimento	-	Todo tipo de comida	-

FUENTE: BURGER (2005).

Las aves han sido reconocidas desde los años 60 como potenciales bioindicadores de la contaminación ambiental (Erwin & Custer, 2000), ya muchas especies se encuentran en cercana asociación con las actividades humanas encontrándose expuestas directamente a la contaminación (Burger, 1995; Malik & Zeb, 2009). La acumulación de metales traza en altas concentraciones en aves, afecta el éxito reproductivo, muda, puestas, afectando sus poblaciones (Burger, 1995; Gragnaniello *et al.*, 2001; Muralidharan *et al.*, 2004)

2.5. METALES TRAZA EN AVES

2.5.1. Cadmio (Cd)

El cadmio es un elemento presente en el ambiente que en concentraciones elevadas afecta al metabolismo al reemplazar elementos esenciales en los sitios activos de moléculas de importancia biológica, lo cual induce de forma indirecta deficiencias nutricionales. El hígado y los riñones son los órganos que reportan mayores concentraciones de cadmio, siendo el primero capaz de acumular alrededor de la mitad del cadmio existente en todo el organismo (Furness, 1996; Hermoso de Mendoza *et al.*, 2006) En ambos tejidos las metalotioneínas (MTs), son las responsables de unirse al cadmio (Furness, 1996). Estas las metaloproteínas participan en la desintoxicación de metales traza y en el mantenimiento de la homeostasis de iones metálicos esenciales (Cherian *et al.*, 2003). Se conoce que la exposición a concentraciones elevadas de cadmio en aves aumentan la síntesis de metalotioneínas, incrementan la acumulación de cadmio y zinc, además de alterar el metabolismo del hierro, zinc y calcio (Furness, 1996). Entre los efectos tóxicos del cadmio en aves se han reportados cambios de comportamiento, supresión de la producción de huevos, alteraciones en la formación del huevo, daño a nivel de riñones, testículos, duodenos y epitelio, así como reducción de energía, debilitamiento de huesos, hipertrofia cardiaca y mal funcionamiento del oviducto (Furness, 1996; Burger, 2007; Malik & Zeb, 2009).

En humanos el cadmio es retenido en los riñones pero la acumulación de niveles elevados de cadmio puede causar daño a las células de este órgano decreciendo la capacidad de filtración y eventualmente mal funciones renales, así como también producir daño al tejido óseo. Además de esto, se ha sugerido que poblaciones expuestas a ambientes

contaminados por cadmio incrementan el riesgo de contraer cáncer y aumentan la probabilidad de mortalidad (Järup & Åkesson, 2009).

Entre las principales fuentes de contaminación por cadmio se encuentran los procesos de purificación de minerales en minas, la metalurgia del hierro y acero, el uso de fertilizantes y pesticidas fosfatados, la incineración de residuos de madera, carbón y plásticos, la combustión de aceite y gasolina, fábricas de plásticos, industrias de textiles, industria petrolera e industrias que aplican cadmio en sus procesos (Kashem *et al.*, 1999; Ramírez 2002; Qadir *et al.*, 2008; Malik *et al.*, 2010; Tawassul, 2013). También se han detectado concentraciones elevadas de cadmio en botaderos y vertimientos de desechos industriales (Mendoza *et al.*, 2017; Muntean *et al.*, 2016). Al respecto, la mala disposición de residuos sólidos como baterías, pinturas, artefactos y plásticos pueden generar contaminación por cadmio (Qadir *et al.*, 2008; Malik *et al.*, 2010; Alloway, 2013; Mendoza *et al.* 2017).

2.5.2. Cobre (Cu)

El cobre es considerado un elemento esencial en concentraciones bajas satisfaciendo varias necesidades fisiológicas, al ser parte integral de muchas enzimas que funcionan como catalizadores redox o transportadoras de dioxígeno (Flemming & Trevors, 1989). En exposiciones crónicas y altas concentraciones el cobre puede encontrarse libre para catalizar la formación de radicales de hidroxilo altamente reactivos, lo cual conlleva a iniciar daños oxidativos y la interferencia con funciones celulares importantes (Gaetke & Chow, 2003). En humanos se han reportado que concentraciones elevadas de cobre afectan la reproducción así como el sistema respiratorio, gastrointestinal, hematológico y endocrino, además de causar daños hepáticos y oculares así como cáncer (ATSDR, 2004).

En aves se ha reportado que exposiciones a niveles elevados de cobre causaban la acumulación de grandes cantidades de este metal en el hígado (McGhee *et al.*, 1965). Estudios en aves de corral y mascotas han encontrado que la intoxicación por cobre puede presentar una sintomatología inespecífica, a causa de daños renales, hepáticos y a nivel del páncreas. Esto puede producir letargia, anorexia, parálisis, diarrea, pérdida de peso, ceguera, convulsiones y anemia, entre otros males (Martorell, 2009).

Entre las principales fuentes de contaminación de cobre se encuentran pesticidas y fungicidas que contienen cobre, la industria de fraccionamiento y separación de productos derivados del petróleo, emisiones del parque automotor, en partes rotas y fugas de líquidos de vehículos y emisiones de fundiciones, además de la producción de fertilizantes fosfatados (Carracedo *et al.*, 1990; Turer *et al.*, 2001; Wright & Welbourn, 2002; Alloway 2013). Así como también descargas domésticas e industriales, la mala disposición de residuos sólidos y la incineración de los mismos (Hutton & Goodman, 1989; Begum & Sehrin, 2013; Kibria *et al.*, 2016; Mendoza *et al.*, 2017).

2.5.3. Estroncio (Sr)

El estroncio es un elemento con elevada reactividad por lo que se encuentra en la naturaleza combinado con otros elementos formando compuestos, muchos de los cuales son solubles agua, pero también están presentes en aire y tierra (Murray, 1993). Los isótopos estables de estroncio no representan un riesgo para la salud, más si la forma radioactiva ^{90}Sr que puede causar varias enfermedades y desórdenes en los huesos, así como también producir anemia y evitar que la sangre coagule adecuadamente. Exposiciones a niveles elevados de estroncio también pueden producir leucemia y elevar el riesgo de cáncer (Bauman *et al.* 2005, ATSDR 2016).

En pruebas de laboratorio con animales expuestos a niveles elevados de estroncio se han observado casos de leucemia y cáncer en los huesos, nariz, pulmones y piel (ATSDR, 2016). En pollos de granja se han registrado que el estroncio causa problemas en la reproducción. La movilización del estroncio está estrechamente relacionada con la movilización de calcio en los organismos, requerimientos altos de calcio en hembras durante la producción de huevos conllevan al aumento en la absorción de calcio en el intestino y a su vez al aumento de la absorción de estroncio. Cuando los niveles de estroncio son elevados, se ha reportado la mortalidad de los embriones, reducción de la producción de huevos e incremento en la fractura de los mismos (Mora *et al.*, 2007). Se ha sugerido que el estroncio interfiere con el metabolismo de la vitamina D, la cual facilita el transporte de calcio de la cascara al embrión (Elaroussi & Deluca, 1994).

Entre las fuentes de contaminación por estroncio se encuentran la combustión de carbón, petróleo y residuos industriales. Así como también humos y residuos de fundiciones y plantas cementeras (Widory *et al.*, 2010). Además de residuos industriales relacionados a la fabricación de vidrios, pinturas, lámparas fluorescentes y medicamentos, así como su mala disposición (ATSDR, 2004; Méar *et al.*, 2006; Widory *et al.*, 2010).

2.5.4. Hierro (Fe)

El hierro es un elemento abundante en la naturaleza que se encuentra formando muchos minerales diferentes (Chang, 2005). Este es un componente de la hemoglobina, siendo esencial para el mantenimiento y transporte de oxígeno a los tejidos (Butler, 1983). La exposición crónica a niveles elevados de hierro en el ambiente conlleva a que el hierro se acumula en órganos blandos, principalmente en el hígado de muchas especies de vertebrados incluida la humana. La acumulación de hierro en el hígado puede producir casos severos de daño hepático (Cork, 2000). El exceso de hierro en el hígado está relacionado tanto a enfermedades hereditarias, como la hemocromatosis o adquiridas como la cirrosis o fibrosis del hígado, pudiendo ocasionar la muerte (Pietrangelo, 2016). Así mismo, la exposición crónica a vapores o polvos de óxido de hierro puede resultar en el desarrollo de una neumoconiosis benigna e incrementar el riesgo de desarrollar cáncer de pulmón (Kogevinas *et al.*, 2005).

Las principales fuentes de contaminación del hierro provienen de los gases, residuos sólidos y líquidos de la industria del acero y fundiciones que emplean hierro (Chaturvedi, 2014). También pueden considerarse como fuentes de contaminación por hierro en ciudades a los depósitos de hierro que se acumulan en los tubos de cañerías y tanques de presión (McFarland & Dozier, 2004).

2.5.5. Manganeso (Mn)

El manganeso existe de forma natural en el ambiente como sólidos en suelos y en partículas en agua y aire (polvo), estas últimas se depositan en tierra en pocos días (Vásquez-Vergara, 2014). El Manganeso se encuentra presente en varias reacciones

químicas de los seres vivos actuando como un micronutriente esencial, sin embargo concentraciones elevadas de manganeso en el organismo pueden resultar tóxicas (Gibbs *et al.*, 1999). Tras su inhalación o ingesta el manganeso se elimina a través de la bilis siendo principalmente eliminado en las heces. Sin embargo el exceso de manganeso es almacenado principalmente en el hígado aunque también se puede distribuir en riñones, intestino delgado, glándulas endocrinas y huesos (Vásquez-Vergara, 2014). La exposición a niveles elevados de manganeso puede causar anemia, micromelia, hemorragias, enanismo, desordenes de comportamiento y daños al sistema nervioso (Gibbs *et al.*, 1999; Malik *et al.*, 2010; Qadir *et al.*, 2008; Vásquez-Vergara, 2014). En aves se ha reportado que niveles altos de manganeso en la dieta de pollos interfieren con la absorción de hierro produciendo anemia por deficiencia de hierro deprimiendo el crecimiento en polluelos (Southern & Baker, 1983).

Entre las principales fuentes de contaminación por manganeso se encuentran en los gases del parque automotor e incineración de residuos sólidos, así como emisiones y efluentes industriales (Zayed *et al.*, 1999). El Mn se encuentra presente en aditivos de la gasolina como el Metilciclopentadienilo Tricarbonilo Manganeso (MMT). El manganeso también es un contaminante emitido por mineras y también puede ser encontrado en las emisiones provocadas por volcanes (Rodríguez-Pacheco, 2002; Mejía-Garcés, 2016). Además de esto, se ha reportado al manganeso como un contaminante producido por las emisiones de las fundiciones de acero (Rojas, 2009). De igual forma, productos agrícolas como pesticidas pueden provocar contaminación por manganeso (Pomares *et al.*, 2007). También se consideran como fuentes de contaminación la mala disposición de residuos sólidos e incineración de residuos de madera, carbón y plásticos, junto con la presencia de botaderos e incineración de residuos, lo cual contribuye a la degradación de baterías, pinturas, artefactos y plásticos, contaminando de agua, suelo y aire (Malik *et al.*, 2010; Qadir *et al.*, 2008; Mendoza *et al.* 2017). También pueden considerarse como fuentes de contaminación por manganeso en ciudades a los tubos de cañerías y tanques de presión que almacenan este mineral (McFarland & Dozier, 2004).

2.5.6. Molibdeno (Mo)

El Molibdeno (Mo) es un elemento esencial que no se encuentra de forma libre en el ambiente, hallándose solo en varios estados oxidativos en los minerales (Jha, 2001). En mamíferos el molibdeno es un componente de ciertas metalo flavo proteínas que incluyen a la sulfito oxidasa y la aldehído oxidasa. El molibdeno se encuentra generalmente en bajas concentraciones en el aire pero puede estar presente en mayores cantidades en fuentes de agua, sobre todo si existen fuentes de explotación de molibdeno (Vyskocil & Viau, 1999).

Altas concentraciones de molibdeno en humanos afectan la capacidad de absorción de cobre llevando a trastornos en el metabolismo (Suttle, 1974). Así mismo, el molibdeno ha sido asociado cáncer al pulmón y bronquitis (Stocks, 1960). En aves se ha reportado que niveles tóxicos de molibdeno en polluelos producen anemia, depresión en el crecimiento y conllevan a la mortalidad (Davies et al., 1960).

El molibdeno es utilizado principalmente en procesos la metalurgia principalmente en la industria del acero, forma parte de motores industriales (Considine, 2005). En ciudades la combustión de combustibles fósiles es considerada una fuente de contaminación del aire por molibdeno y se han reportado mayores valores de concentraciones de molibdeno en aire en ciudades que en zonas rurales (Parker, 1986). En estas últimas, algunos agroquímicos pueden ser considerados como fuentes de contaminación (Considine, 2005).

2.5.7. Plomo (Pb)

El Pb es un elemento no esencial que ha sido utilizado como indicador de la contaminación ambiental durante años, debido a la severa contaminación ambiental producida luego de la revolución ambiental. El plomo puede encontrarse en partículas en el agua, suelo y aire (polvo), ingresando al cuerpo humano a través de la absorción intestinal cuando es ingerido, a los pulmones por inhalación y por la piel al ponerse en contacto con superficies contaminadas (Nava-Ruíz, *et al.* 2011).

El plomo tiende a acumularse en huesos, hígado, pulmones, riñones, cerebro y bazo. La exposición a niveles elevados de plomo pueden conllevar a problemas de salud, el daño se produce debido a la formación de radicales libres, los cuales generan especies reactivas de oxígeno que dañan el ADN y reducen los niveles de óxido nítrico lo que conlleva al estrés oxidativo. La exposición crónica al plomo induce la activación pro coagulante en los eritrocitos, provocando efectos neurotóxicos y daños al funcionamiento de los riñones (Expósito & Hernández, 2014). La población con más riesgo a ser afectada por la contaminación por plomo son los neonatos y niños en los cuales el plomo puede provocar retraso mental y deficiencia en el crecimiento (Jiménez-Gutiérrez *et al.*, 1999).

En aves el plomo es transportado por el mismo mecanismo usado para la absorción de calcio, motivo por el cual hay una mayor disponibilidad de plomo en animales inmaduros que requieren calcio para su crecimiento (Vyas *et al.*, 2000). El plomo es retenido en órganos blandos como el hígado, además de huesos, luego pasa a ser eliminado a través de los riñones (Ibitoye *et al.* 2011). Niveles tóxicos de Pb en aves provocan anorexia, ataxia, pérdida de peso y producción de huevos, afectan la fertilidad, el sistema inmunológico y el éxito de nacimiento, así como modificaciones en la tasa de crecimiento de las plumas (Clarke *et al.*, 1981; Burger 1995; Talloen *et al.*, 2008).

Las fuentes de contaminación de plomo fueron principalmente en décadas pasadas las emisiones del parque automotor. Hoy en día se registran fuentes como aguas residuales, pinturas, soldaduras, fundiciones de acero, minería, construcciones, quema de combustibles, incineración de residuos sólidos y derrames de aceite (Burger, 1987; Nam, 2004; Frantz *et al.*, 2012; Metcheva *et al.*, 2006; Rojas, 2009; Hill, 2010; Markowski *et al.*, 2013). Así como también efluentes de la industria de curtiembre y farmacéutica (Qadir & Malik, 2011). Otra fuente de contaminación a tomar en cuenta proviene de pesticidas que contienen plomo (Guor-Cheng, *et al.* 2014; Thakur *et al.* 2014). Así como también la mala disposición de residuos (Qadir & Malik., 2011; Frantz *et al.*, 2012).

2.5.8. Selenio (Se)

El selenio es un elemento ampliamente distribuido en la corteza terrestre que puede ser encontrado en forma de seleniuros y en menor cantidad como elemento libre en asociación con azufre. A pesar de ser no metal es considerado dentro de los contaminantes conocidos como metales pesados (Considine, 2005). El selenio elemental y otras formas insolubles generalmente permanecen en el suelo, mientras que los compuestos de selenio que pueden disolverse en agua son muy móviles. El selenio también puede encontrarse en el aire pero sus concentraciones serán más elevadas si existen polvos con material particulado con selenio (ATSDR, 2004).

Compuestos de selenio como la selenita y dióxido de selenio reaccionan con tioles, como el glutatión, produciendo superóxidos y otras especies de oxígeno reactivos. Esta reacción catalítica de compuestos de selenios con tioles es probablemente la responsable de la toxicidad por selenio en células, siendo el hígado el más afectado al ser el mayor productor de glutatión (Spallholz, 1997). Niveles tóxicos de selenio pueden llevar al estado de selenosis y en casos graves al desarrollo de tumores y la muerte. La selenosis interfiere con el metabolismo del azufre, el cual es un antioxidante que evita la producción de radicales libres. Elevadas concentraciones de selenio provocan la pérdida de pelo, uñas, lesiones cutáneas, caída de dientes y anomalías en el sistema nervioso central (Whanger *et al.*, 1996).

En aves, niveles tóxicos de selenio pueden provocar desórdenes congénitos (Heinz, 1996). También se ha reportado en aves acuáticas expuestas a ambientes contaminados por selenio lesiones crónicas hepáticas extensas, exceso de fluido en la cavidad peritoneal. Además de cambios bioquímicos registrados en el hígado, los cuales incluyen concentraciones elevadas de glicógeno y sulfhidrilo no unido a proteínas y actividad del peróxido de glutatión pero con niveles bajos de proteínas. También se han registrado malformaciones en embriones (Ohlendorf *et al.*, 1998).

Se consideran como fuentes de contaminación por selenio, la combustión de carbón y petróleo y combustibles, que al quemarse se combinan con el oxígeno en la quema de

combustibles siendo el producto formado capaz de reaccionar con agua para formar compuestos solubles de selenio. También se consideran como fuentes a las a las erupciones volcánicas, lixiviación de cenizas de carbón, minería y fundiciones, procesamiento de aceites, fabricación de vidrios y uso de agroquímicos (Suzuoki, 1964; Gerhardsson & Nordberg, 1993; Yang & Zhou, 1994; Heinz & Hoffman, 1998; Jiménez, 2001; Lemly, 2004; Xie *et al.*, 2006)

2.5.9. Zinc (Zn)

El zinc es un elemento esencial que juega un rol importante en el metabolismo (Morais *et al.*, 2012; Ullah *et al.*, 2014). Puede encontrarse aire, suelo y agua, pudiendo combinarse con otros elementos como el cloro, oxígeno y azufre, siendo el compuesto de zinc más abundante es el sulfuro de zinc. La ruta de exposición más común al zinc es a través de la ingesta de agua contaminada por zinc (ATSDR, 2005). El zinc es normalmente es eliminado por la orina y heces pero exposiciones a niveles elevados de zinc en el ambiente pueden llevar a problemas de salud e incluso causar la muerte. El zinc metálico se disuelve produciendo cloruro de zinc corrosivo el cual causa daño severo al estómago (Bothwell, 2003). Las concentraciones elevadas de zinc también generan deficiencias de hierro y cobre al suprimir su absorción (Fosmire, 1990).

En aves, el zinc absorbido se distribuye en el hígado, riñones, páncreas y músculos. Al igual que los humanos la principal vía de eliminación de zinc es mediante las excretas y orinas (Martorell, 2009). Experimentos realizados en pollos mostraron que concentraciones elevadas de zinc en la dieta afectan el crecimiento, daños en la molleja, lesiones en el páncreas y aneurismas (Dewar *et al.* 1983). En aves domésticas se ha reportado que niveles tóxicos de zinc producen letargo, náusea, diarrea, palidez e incluso muerte súbita (Stahl *et al.*, 1989).

Entre las principales fuentes de contaminación de zinc se encuentran actividades industriales como la combustión de carbón, procesado de acero (galvanizado) y residuos y emisiones de fundiciones, además de la mala disposición de residuos sólidos, en especial de baterías (Schilderman *et al.* 1997, Wright & Welbourn, 2002). Las emisiones

del parque automotor además del desgaste de neumáticos son también considerados como fuentes de contaminación (Counsell *et al.*, 2004). Así mismo, también puede ocurrir contaminación por zinc por uso de agroquímicos (Elabidi *et al.* 2010; Tóth *et al.* 2017).

2.6. BIOMONITORES

La detección, medición y valoración de los contaminantes ambientales puede ser llevada a cabo de dos formas (Albert, 1997):

- Mediciones químicas y físicas
- Utilización de sistemas de monitoreo biológico (bioindicadores y biomonitores)

Un bioindicador es un organismo (o parte de un organismo o comunidad de organismos) que proporciona información cualitativa sobre la calidad del ambiente. Mientras que un biomonitor contiene información cuantitativa de la calidad del ambiente (Albert, 1997; Jorgensen, 2008). A continuación se mencionan los criterios de selección para indicadores, en especial para vertebrados (Luepke, 1979; Ellenberg *et al.*, 1985; Hahn *et al.*, 1985).

- Disponibilidad, estos deben ser abundantes a fin de no dañar sus poblaciones y poder obtener suficientes datos.
- Fácil accesibilidad.
- Distribución amplia, a fin de poder comparar data local e internacionalmente.
- Se debe contar con suficiente conocimiento sobre su biología, como su promedio de vida, comportamiento de migración, tendencia poblacional, hábitat, dieta, entre otros.
- Conocimiento del tipo de exposición al contaminante a monitorearse.
- Sensibilidad, capacidad para metabolizar o almacenar al contaminante.

Un aspecto importante sobre el uso bioindicadores es que estos proporcionan información en una escala espacial más grande. Además de esto proporcionan información de del

grado de concentración de contaminantes en los seres vivos de un ecosistema, ya que adquieren los contaminantes por el uso y consumo de agua, tierra y alimentos (Adout *et al.*, 2007; Tawassul, 2013).

2.7. LA PALOMA DE CASTILLA (*Columba livia*) COMO BIOMONITOR DE METALES TRAZA

Por ser representativas de las ciudades, muchos estudios han enfocado el uso de aves como biomonitores de la contaminación del ambiente por metales traza, en especial la paloma de Castilla (*Columba livia*) que se halla distribuida a lo largo del Mundo (Nam *et al.*, 2002; Swaileh & Sansur, 2006; Hoff & Filho, 2011; Adout *et al.*, 2007; Frantz *et al.* 2012). Esta ave es cosmopolita y comensal humano, encontrándose en casi todas las ciudades del Mundo (Schulenberg *et al.*, 2007). A su vez es un bioindicador muy conveniente, ya que son poco móviles durante el año, cuentan con una tasa metabólica y de respiración mayor a la de los humanos y sus alimentos se encuentran expuestos a las partículas de metales traza en el ambiente, siendo capaces de acumular metales traza en concentraciones elevadas (Hutton, 1980; Hutton & Goodman, 1980; Nam & Lee, 2006a). Así mismo, se ha sugerido que la paloma de Castilla tiene un radio de acción no mayor a 5,29 km de su lugar de origen, lo cual ayuda a relacionar una población con determinada área de la ciudad (Rose *et al.*, 2006). Las características anteriormente descritas vuelven a la paloma de Castilla (*Columba livia*) una candidata ideal para el monitoreo de metales traza en zonas urbanas.

Se ha utilizado tejidos de Paloma de Castilla a lo largo de los años para el estudio de metales traza (Hutton, 1980; Hutton and Goodman, 1980; Schilderman *et al.*, 1997; García *et al.*, 1988; Nam *et al.*, 2002; Nam y Lee 2006b; Torres *et al.*, 2010; Tawassul 2011; Begum y Sehrin, 2013; Cui *et al.*, 2013; Kouddane *et al.*, 2015). La mayor concentración de Pb se encuentra los huesos (Marcus, 1985), debido a que muestran efectos de una absorción crónica de Pb, mientras que el hígado muestra una absorción reciente (Pain, 1995). Al respecto, García *et al* (1988) encontró una relación directa entre las concentraciones de plomo en pulmones, tracto digestivo y huesos con respecto a la densidad de tráfico de las zonas evaluadas, siendo los huesos el tejido que albergó mayor concentración de plomo. Una vez iniciado el cambio a gasolinas sin plomo en el parque

automotor, Nam *et al.*, (2002) encontró un decremento en las concentraciones de Pb en huesos, mas no en las concentraciones de Pb en hígado. Esto indicaría una relación directa del Pb en huesos con respecto a la contaminación atmosférica, siendo la concentración de Pb en el hígado influenciada por otras fuentes de contaminación (Burger, 1995; Nam *et al.*, 2002).

Con respecto a otros metales traza (As, Cadmio, Cr, Mn, Zn y Cu), el hígado ha demostrado ser el principal depósito de metales traza (Nam *et al.*, 2002; Nam *et al.*, 2006a, 2006b, Tawassul, 2013; Begum & Sehrin, 2013). Al igual que el Pb, se han encontrado diferencias entre las concentraciones de estos metales traza con respecto al grado de contaminación de los sitios evaluados (Nam *et al.*, 2002; Nam *et al.*, 2006a, 2006b, Tawassul, 2013).

Entre los factores que pueden influenciar la concentración de metales traza en palomas se encuentra la edad de las aves, ya que el mayor tiempo de exposición crónica produciría una mayor concentración de metales traza (Ohi *et al.*, 1981; Janiga *et al.*, 1990; Nam & Lee, 2006b; Cui *et al.*, 2013). También se ha sugerido que las concentraciones de plomo podrían ser más elevadas al descender la temperatura ambiental. Sin embargo, el estudio realizado al respecto tuvo lugar en Bratislava donde el invierno presenta temperaturas más bajas y condiciones más severas que las de Lima metropolitana (Janiga y Zemberyova 1998). En relación a la influencia del sexo en la concentración de metales traza en hígado de palomas, el estudio realizado por Cui *et al.*, 2013 no encontró diferencias significativas entre las concentraciones de machos y hembras,

Se plantea el uso de hígado para la lectura de metales traza a fin de que sirva como biomonitor de la contaminación existente en el ecosistema tanto en aire, suelo, agua así como en alimentos de la paloma de Castilla (*Columba livia*).

Las concentraciones promedio de metales traza (mg/kg) en hígado de *Columba livia* encontrados en estudios en zonas urbanas realizados anteriormente pueden ser revisadas en el Anexo I.

2.8. ESPECTROFOTOMETRIA

La espectrofotometría es un método que mide cuanta luz absorbe una sustancia química, midiendo la intensidad del haz de luz que pasa a través de la solución muestra (Atkins & Paula, 2006). Todo compuesto absorbe o transmite luz en cierto rango de longitud de onda. Según la ley de Beer, la cantidad de luz absorbida por un cuerpo depende de la concentración en la solución. La ley de Lambert indica que la cantidad de luz absorbida por un objeto depende de la distancia recorrida por la luz (Chang, 2005).

Al conocer el rango de longitud de onda de determinado compuesto químico, es posible calibrar el espectrofotómetro en forma que el cálculo de las longitudes de onda permita conocer que sustancias y en que concentración se encuentran en determinada muestra. Un espectrofotómetro es un instrumento de laboratorio que permite comparar la radiación absorbida o transmitida por una solución que contiene una cantidad desconocida de soluto, y una que contiene una cantidad conocida de la misma sustancia (Gore, 2000).

2.9. ESPECTROMETRÍA DE EMISIÓN ATÓMICA DE PLASMA ACOPLADO INDUCTIVAMENTE

También conocida como ICP-AES por sus siglas en inglés. Es una técnica analítica que permite la detección de metales traza mediante emisión espectroscópica; la cual utiliza un plasma acoplado inductivamente para producir electrones excitados e iones que emiten radiación electromagnética en longitudes de onda característica de un elemento químico particular (Stefansson, *et al.*, 2007).

Esta técnica ofrece excelentes límites de detección, interferencia química baja y una señal estable y reproducible. Además tiene la capacidad de realizar lecturas múltiples, permitiendo conocer las concentraciones de varios elementos químicos al mismo tiempo. De este modo se pueden obtener resultados de los siguientes elementos: Ag, Al, As, B, Ba, Be, Ca, Cd, Ce, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, K, Li, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, Sb, Se, Sn, Sr, Ti, Tl, V, Zn (Stefansson *et al.*, 2007).

2.10. PLASMA ACOPLADO INDUCTIVAMENTE

El plasma es el cuarto estado agregado de la materia (siendo sólido, líquido y gaseoso, los otros tres). Es un estado fluido similar al estado gaseoso pero en el que determinada proporción de sus partículas están cargadas eléctricamente y no poseen equilibrio electromagnético (Sturrock, 1994). El plasma acoplado inductivamente es un tipo de plasma cuya energía es proporcionada por corrientes eléctricas que son producidas por una inducción electromagnética, es decir por campos magnéticos que varían con el tiempo (Montaser & Golightly, 1992).

III. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. ÁREA DE ESTUDIO

Se determinaron tres lugares en Lima Metropolitana considerando tres tipos de zonas asociadas a diferentes fuentes de contaminación: rural, urbano e industrial. Para la selección de estos lugares se tomó en cuenta los estudios de contaminación del aire llevados a cabo por DIGESA así como la actividad antrópica predominante. Para la selección del punto de captura de palomas se consideró la ubicación de colonias de palomas que permitiesen colectar la muestra.

3.1.1. Zona rural – Lurín

Esta zona se caracteriza por la presencia de actividades agropecuarias. Este distrito alberga una menor cantidad de habitantes y parque automotor que la mayoría de distritos limeños. Como principales fuentes de contaminación podrían ser sugeridas el uso de agroquímicos en campos de cultivo. Según el II Estudio de Saturación de la Calidad del Aire de Lima Metropolitana y el Callao (2012), Lurín se encuentra entre los distritos que menor contaminación de plomo registrada.

Se estableció como punto de captura de palomas los centros de engorde de vacunos existentes en la calle las Moras e inmediaciones ($12^{\circ}15'44''$ $16^{\circ}25'28''$). Circundantes al punto de captura se encuentran numerosos campos de cultivo, granjas y una pequeña población en la falda de los cerros cercanos.



Figura 8: Punto de captura para la zona rural de Lurín.

FUENTE: Google Earth.

3.1.2. Zona urbana – San Martín de Porres

Esta zona se caracteriza por la predominancia de viviendas y niveles altos de tráfico vehicular, que históricamente han sido fuente de contaminación en el área. Según el II Estudio de Saturación de la Calidad del Aire de Lima Metropolitana y el Callao, el Cercado de Lima presentó valores de concentración de plomo menores a los registrados en otros distritos de la zona norte y este de Lima, así como del Callao. Así mismo el Programa Nacional de Vigilancia Sanitaria de Calidad del Aire realizado por DIGESA en el 2007 registró concentraciones de cobre, manganeso, zinc, cadmio y hierro que resultaron ser más o tan elevadas como otras partes de Lima Metropolitana.

Se estableció como sitio de captura la Parroquia Santuario San Martín de Porres e inmediaciones en el distrito de San Martín de Porres, cerca del Trébol de Caquetá, cruce de la Av. Caquetá y la Panamericana Norte. El cual es considerado como uno de 75 cruces de mayor congestión vehicular en Lima por la Policía de Tránsito (Figura 9). Este cruce se encuentra cerca del Río Rímac y las Plazas Ramón Castilla y Dos de Mayo, de alta congestión vehicular.

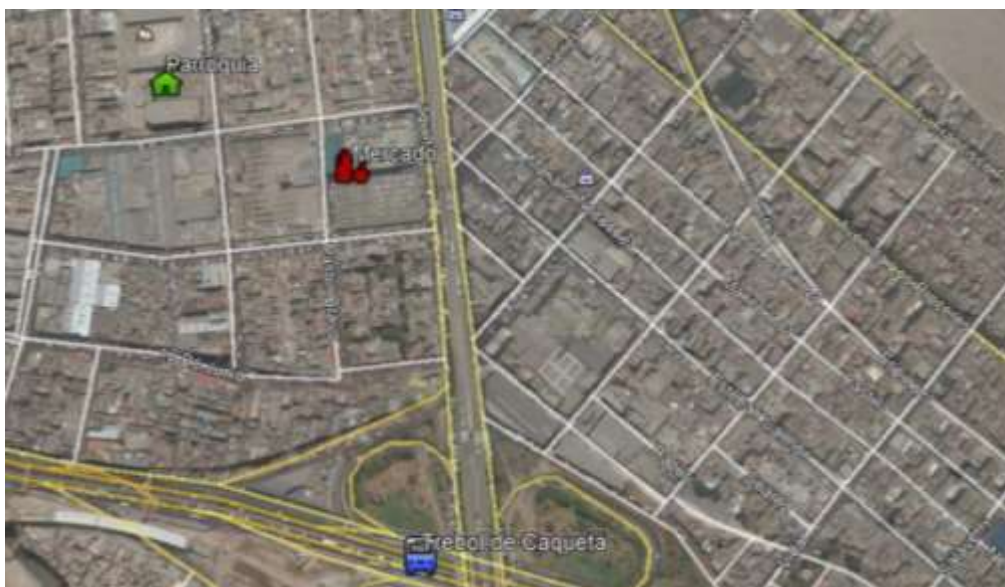


Figura 9: Punto de captura para la zona urbana de San Martín de Porres.

FUENTE: Google Earth.

3.1.3. Zona industrial – Callao

Esta zona se caracteriza por la presencia de industrias metalúrgicas, entre las que destacan las fundiciones de plomo, hierro y zinc. Además existen diversas fábricas y depósitos de minerales que llegan por ferrocarril. Así mismo el Aeropuerto Internacional Jorge Chávez también puede ser considerado como una fuente de contaminación importante, ya que el PM 2,5 emitido por aeropuertos puede contener cromo, cobre, cadmio, plomo y zinc (Guor-Cheng, *et al.*, 2014). Según los resultados del Programa Nacional de Vigilancia Sanitaria de Calidad del Aire de DIGESA, entre el 2005 y 2011, el Callao ha registrado niveles de PM 2,5 menores a otras partes de Lima, pero niveles de plomo mayores que los de la mayoría los distritos limeños.

Se eligió como sitio de captura el área cercana a los almacenes entre la Carr. Nestor Gambetta y la Av. Argentina. En esta área opera Centromin Perú S.A., donde se almacenan minerales que llegan vía ferroviaria, así como también fundiciones y otras industrias. No lejos de este punto se encuentra el Aeropuerto Jorge Chávez y la vía expresa Elmer Faucett, la cual es una de las más transitadas y congestionadas de Lima y Callao (Figura 10).



Figura 10: Área de captura de palomas para la zona industrial del Callao.

FUENTE: Google Earth.

3.2. CAPTURA DE INDIVIDUOS

Para la captura de individuos se utilizaron redes de niebla para la captura de individuos en el área. A fin de optimizar la captura, se utilizaron cebos de maíz cuando fue necesario (Anexo III).

3.3. CUANTIFICACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE METALES TRAZA EN EL HÍGADO DE PALOMAS DE CASTILLA (*Columba livia*)

Las palomas capturadas fueron ejecutadas mediante ruptura de cuello y asfixia a fin de evitar que el estrés dañe los tejidos (Anexo IV). Luego de ser diseccionadas se extrajo el hígado preservándolo en alcohol de 96° dentro de un cooler o congeladora hasta su recepción en el laboratorio. Los frascos fueron guardados en bolsas de polietileno libres de metal hasta su análisis en el laboratorio (Anexo V). Los cuerpos de las palomas sacrificadas fueron evaluados a fin de evidenciar alguna patología que pudiera influenciar los resultados.

Los tejidos fueron preparados para el análisis de metales traza con un espectrómetro de masas con plasma acoplado inductivamente (ICP-MS), para lo cual se siguió la metodología descrita por Nam & Lee (2002, 2006a) en la que se utilizó un este tipo de espectrómetro, a fin de poder comparar los resultados del presente estudio con estudios realizados en otras partes del mundo. Los tejidos fueron homogenizados en la presencia

de un concentrado mixto de ácido nítrico, sulfúrico y perclórico. Posteriormente las muestras fueron diluidas añadiendo hasta 100 ml de agua desionizada. A continuación se realizó una quelación con dietilditiocarbamato de sodio, para luego realizar una extracción con 4-metil-2-pentanona.

Las muestras preparadas fueron analizadas por un espectrómetro de masas con plasma acoplado inductivamente (ICP-MS, Anexo VI), según el método de referencia EPA 6020. Este método mide los iones producidos por el plasma acoplado inductivamente por radiofrecuencia, lo cual permitió la lectura de concentraciones de diferentes metales traza en una sola lectura (Montaser & Golightly, 1992).

3.4. ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE RESULTADOS

Debido a que el tamaño de la muestra y característica de los datos no cumple los criterios de normalidad se utilizaron pruebas no paramétricas a fin de comparar datos de las tres zonas evaluadas. Así mismo se utilizó el análisis de componentes principales (PCA) para explorar la distribución de los datos e interpretar posibles diferencias. Con respecto a la identificación de outliers se utilizó el análisis de desviación absoluta de la mediana es una medida más robusta de dispersión y menos sensible a los outliers a diferencia de la media y la desviación estándar (Leys *et al.*, 2013).

Para el descarte de influencia del sexo sobre los valores de largo (cm), masa (g) y masa del hígado (g) de los individuos colectados así como la influencia sobre las concentraciones registradas se utilizó la Prueba de Wilcoxon-Mann-Whitney, con un nivel de significancia de 0,05, También se realizó una prueba de componentes principales (PCA) para evidenciar si el sexo afectaba distribución de los datos de concentración.

Se realizó un análisis de componentes principales (PCA) para explorar la distribución de las concentraciones registradas en las tres zonas evaluadas y un análisis de correlación considerando variables con $r > |0,7|$ como correlacionadas (Friendly, 2002). Posteriormente se utilizó la prueba de Kruskal-Wallis con un nivel de significancia de 0,05, para evidenciar posibles diferencias significativas entre los valores de concentración de

metales traza registrados para las tres áreas evaluadas. Las posibles diferencias entre las concentraciones de metales traza registradas en hígado de *Columba livia* en Lurín, San Martín de Porres y el Callao fueron exploradas mediante una prueba post-hoc no paramétrica de comparaciones por parejas usando la Prueba Post-hoc de Dunn con ajuste de Bonferroni para comparaciones múltiples de muestras independientes (Dunn, 1964; Pohlert 2014).

Todo el análisis estadístico fue llevado a cabo con el software R v3.4.1 (R Development Core Team, 2017)

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. INDIVIDUOS COLECTADOS

Durante los meses de Junio a Enero de los años 2015, 2016 y 2018 se colectaron 21 individuos de *Columba livia* en las tres áreas de estudio; 9 individuos en el Callao, 6 en San Martín de Porres, 6 en Lurín. La Tabla 3 registra el número de individuos, respectivos sexo y promedio de sus longitudes, masa corporal y masa de hígado.

Tabla 3: Número de individuos colectados, número de hembras y machos

Área	N° de			Promedio		
	Individuos	Hembras	Machos	Longitud (cm)	Masa corporal (g)	Masa de hígado (g)
Lurín	6	3	3	33,25±2,23	350,5±26,516	9,045±2,621
San Martín de Porres	6	2	4	33,25±2,525	350,333±33,405	9,143±2,147
Callao	9	5	4	31,667±1,62	334,222±16,888	9,614±2,608

Nota: Valores de medias y desviación estándar (\pm SD) de longitud, masa corporal y masa de hígado de Lurín, San Martín de Porres y el Callao

Se registró un largo promedio de 30,95±1,066 cm (N=10) y 34,045±1,739 cm (N=11) para hembras y machos respectivamente; además de una masa promedio de 329,4±18,91 g (N=10) y 356,273±23,925 g (N=11) para hembras y machos respectivamente.

Los valores registrados de tamaño y peso registrados en los individuos colectados en las tres áreas de estudio se encuentran dentro de los descritos para la especie, 30–36 cm y 265–380 g en otros estudios (Johnston, 1992; Schulenberg *et al.* 2010).

4.2. DESCARTE DE INFLUENCIAS DEL LUGAR DE ESTUDIO SOBRE PESO, MASA Y MASA DE HÍGADO

Se descartó la posible influencia del origen de las muestras sobre la longitud, masa corporal y de hígado mediante el análisis de variancia con la Prueba de Kruskal-Wallis con un nivel de significancia de 0,05, para evidenciar posibles diferencias significativas entre los valores de concentración de metales traza registrados para las tres áreas evaluadas. Se concluyó que no existieron diferencias significativas entre las zonas evaluadas para la longitud ($H=2,2617$; $P=0,323$), masa corporal ($H=1,079$; $P=0,453$) y masa de hígado ($H=2,8479$; $P=0,53$).

Así mismo, para descartar una posible influencia del sexo sobre los valores de largo (cm), masa (g) y masa del hígado (g) de los individuos, se comprobó estadísticamente la existencia de diferencias significativas entre las hembras y machos de las palomas colectadas en cada área de estudio. Para ello se utilizó la Prueba de Wilcoxon-Mann-Whitney, con un nivel de significancia de 0,05,

Se concluyó que no existieron diferencias significativas entre las hembras y machos de Lurín para el largo ($W=0$; $P=0,1$), masa ($W=3$; $P=0,7$) y masa de hígado ($W=0,5$; $P=0,16$). De igual forma se concluyó que no existieron diferencias significativas entre las hembras y machos de San Martín de Porres para el largo ($W=0$; $P=0,1$), masa ($W=2$; $P=0,533$) y masa de hígado ($W=0,5$; $P=0,159$). Finalmente concluyó que no existieron diferencias significativas entre las hembras y machos del Callao para el largo ($W=4$; $P=0,174$), masa ($W=4,5$; $P=0,211$) y masa de hígado ($W=6$; $P=0,413$).

De este modo, se consideró, que la muestra obtenida no presenta influencia ni del lugar de procedencia ni del sexo sobre los valores registrados de los valores de largo (cm), masa (g) y masa del hígado (g). Por lo tanto la muestra puede ser considerada homogénea y apta para el análisis de concentración de metales traza.

4.3. CONCENTRACIÓN DE METALES TRAZA

Durante los meses de Junio a Enero de los años 2015, 2016 y 2018 se registraron las siguientes concentraciones de metales traza luego del análisis realizado con el espectrómetro de masas con plasma acoplado inductivamente (ICP-MS). A continuación en la Tabla 4 se presentan los resultados del análisis de espectrofotometría.

Tabla 4: Concentraciones de metales traza registradas en hígado de *Columba livia* en cada área de estudio

Zona	Código	Sexo	Concentración de metales (mg/kg)								
			Cd	Cu	Sr	Fe	Mn	Mo	Pb	Se	Zn
Lurín	L1	H	0,0152	3,051	0,0439	530,3	1,772	1,168	0,048	0,603	23,7
	L2	H	0,0001	2,501	0,028	286,8	1,254	0,9348	0,142	0,434	18,23
	L3	M	0,0228	2,112	0,036	342,7	0,973	0,8543	0,003	0,423	17,96
	L4	M	0,062	2,012	0,02	328,6	1,085	0,7547	0,003	0,47	17,06
	L5	M	0,2059	2,141	0,018	541,3	1,802	0,9459	0,186	0,588	17,37
	L6	H	0,015	6,993	0,0499	513,1	2,837	1,161	0,056	0,623	88,85
San Martín de Porres	SM1	M	0,3	3,2	0,1	576	2,3	1,8	0,33	0,5	27,7
	SM2	M	0,04	4,8	0,09	391	1,2	1	0,38	0,6	57,5
	SM3	H	0,3	2,8	0,05	256	1,8	0,8	0,24	0,5	42,1
	SM4	M	0,18	2,9	0,03	372	1,9	1,2	0,48	0,5	22,1
	SM5	M	0,2	3,2	0,05	370	1,9	1,9	0,82	0,5	33,8
	SM6	H	0,12	4,1	0,06	755	3,1	2,2	1,74	0,8	32,1
Callao	C1	H	0,54	8,7	0,04	883	2,1	2,3	0,49	1	127,3
	C2	M	0,02	8,5	0,15	1145	2,6	3,1	0,39	1,1	164,2
	C3	H	0,06	3,3	0,04	628	1,1	1,1	0,18	0,7	57,5
	C4	M	0,08	5,5	0,06	457	2,8	1,5	0,38	1,1	69,9
	C5	H	0,04	3,8	0,06	588	2,4	1,3	0,27	0,8	47,1
	C6	H	0,18	6,9	0,05	880	1,8	0,8	2,3	1	92,6
	C7	H	0,42	4,2	0,03	559	3,1	1,4	0,17	1	40,5
	C8	M	0,06	14,1	0,05	1153	1,5	2,1	0,25	0,9	98,6
	C9	M	0,82	5,7	0,03	1212	2	1	1,19	1,2	97,7

A continuación se presenta la Tabla 5 de medias y medianas halladas para las concentraciones de metales registradas en el hígado de *Columba livia* en cada área de estudio.

Tabla 5: Valores de medias y desviación estándar (\pm SD) junto con medianas de las concentraciones de metales traza registradas en hígado de *Columba livia* de machos y hembras en cada área de estudio

Área	Estadístico	Cd	Cu	Sr	Fe	Mn	Mo	Pb	Se	Zn
Lurín	Media	0,054 \pm 0,078	3,135 \pm 1,928	0,033 \pm 0,013	423,8 \pm 116,217	1,621 \pm 0,689	0,97 \pm 0,166	0,073 \pm 0,075	0,524 \pm 0,091	30,528 \pm 28,677
(n=6)	Mediana	0,019	2,321	0,032	427,9	1,513	0,94	0,052	0,529	18,095
San	Media	0,19 \pm 0,102	3,5 \pm 0,785	0,063 \pm 0,027	453,333 \pm 180,242	2,033 \pm 0,631	1,483 \pm 0,56	0,665 \pm 0,564	0,567 \pm 0,121	35,883 \pm 12,502
Martín	Mediana	0,19	3,2	0,055	381,5	1,9	1,5	0,43	0,5	32,95
de Porres	Media	0,247 \pm 0,283	6,744 \pm 3,367	0,057 \pm 0,037	833,889 \pm 288,658	2,156 \pm 0,639	1,622 \pm 0,74	0,624 \pm 0,701	0,978 \pm 0,156	88,378 \pm 39,944
(n=6)	Mediana	0,08	5,7	0,05	880	2,1	1,4	0,38	1	92,6
Callao	Media	0,247 \pm 0,283	6,744 \pm 3,367	0,057 \pm 0,037	833,889 \pm 288,658	2,156 \pm 0,639	1,622 \pm 0,74	0,624 \pm 0,701	0,978 \pm 0,156	88,378 \pm 39,944
(n9)	Mediana	0,08	5,7	0,05	880	2,1	1,4	0,38	1	92,6

4.4. DESCARDE DE INFLUENCIAS DEL SEXO SOBRE CONCENTRACIONES DE METALES TRAZA

Con el propósito de descartar una posible influencia del sexo sobre los valores de concentración de los metales estudiados en hígado de *Columba livia* se realizó un análisis de componentes principales (PCA) para evidenciar si el sexo afectaba distribución de los datos de concentración (Figura 11).

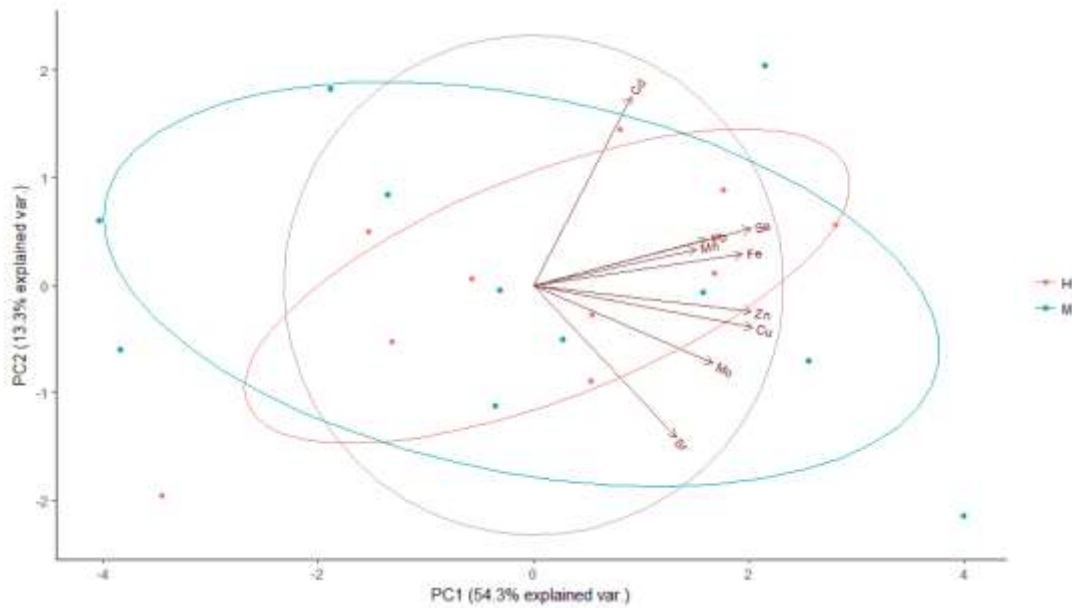


Figura 11: Análisis de componentes principales (PCA) de los datos de concentración agrupados según hembras y machos.

El PCA realizado evidencia una mayor variación en los datos de concentración pertenecientes a los machos evaluados. Al mismo tiempo el PCA sugiere que los datos pertenecientes a las hembras se encuentran dentro del rango de datos pertenecientes a machos.

A fin de evidenciar posibles diferencias que evidenciaran la influencia del sexo sobre las concentraciones de metales registradas, se comprobó estadísticamente la existencia de diferencias significativas entre las hembras y machos de las palomas colectadas en cada área de estudio. Para ello se utilizó la Prueba de Wilcoxon-Mann-Whitney. A continuación en la Tabla 6 se presenta los resultados del análisis efectuado entre las concentraciones de metales registradas en el hígado de hembras y machos para cada lugar.

Tabla 6: Resultados estadísticos del análisis estadístico Wilcoxon-Mann-Whitney entre las concentraciones de metales traza registradas en hígado de *Columba livia* de machos y hembras en cada área de estudio

Área	Estadístico	Cd	Cu	Sr	Fe	Mn	Mo	Pb	Se	Zn
San Bartolo	W	0	9	8	4	7	8	6	7	9
	p-valor	0,1	0,1	0,2	1	0,4	0,2	0,678	0,4	0,1
San Martín de Porres	W	4,5	3	3,5	4	5	4	4	5,5	5
	p-valor	1	0,814	1	1	0,815	1	1	0,584	0,8
Callao	W	11,5	5	6,5	5	9	6	1	3	4
	p-valor	0,806	0,286	0,455	0,286	0,905	0,413	0,7302	0,104	0,191

La ausencia de diferencias significativas entre las concentraciones de metales traza en hígado de *Columba livia* de machos y hembras de cada área de estudio concuerda con lo registrado por Cui *et al.* (2013). Dicho estudio no encontró diferencias significativas entre las concentraciones de cadmio (Cd), mercurio (Hg) y plomo (Pb) de 31 machos y 18 hembras provenientes de una sola área de evaluación en Beijing, China.

De este modo, se concluyó que no existieron diferencias significativas entre las hembras y machos del Lurín, San Martín de Porres y Callao. Por lo tanto se procedió a combinar individuos de ambos sexos para el análisis de valores de concentración de Cadmio registrados en las tres áreas de estudio.

4.5. ANALÍISIS DE CONCENTRACIONES

Las concentraciones de metales traza en hígados de *Columba livia* registradas en Lurín, San Martín de Porres y Callo mostraron diferentes valores. La Figura 12 muestra que Lurín presenta los valores más bajos de concentración, en la mayoría de los casos.

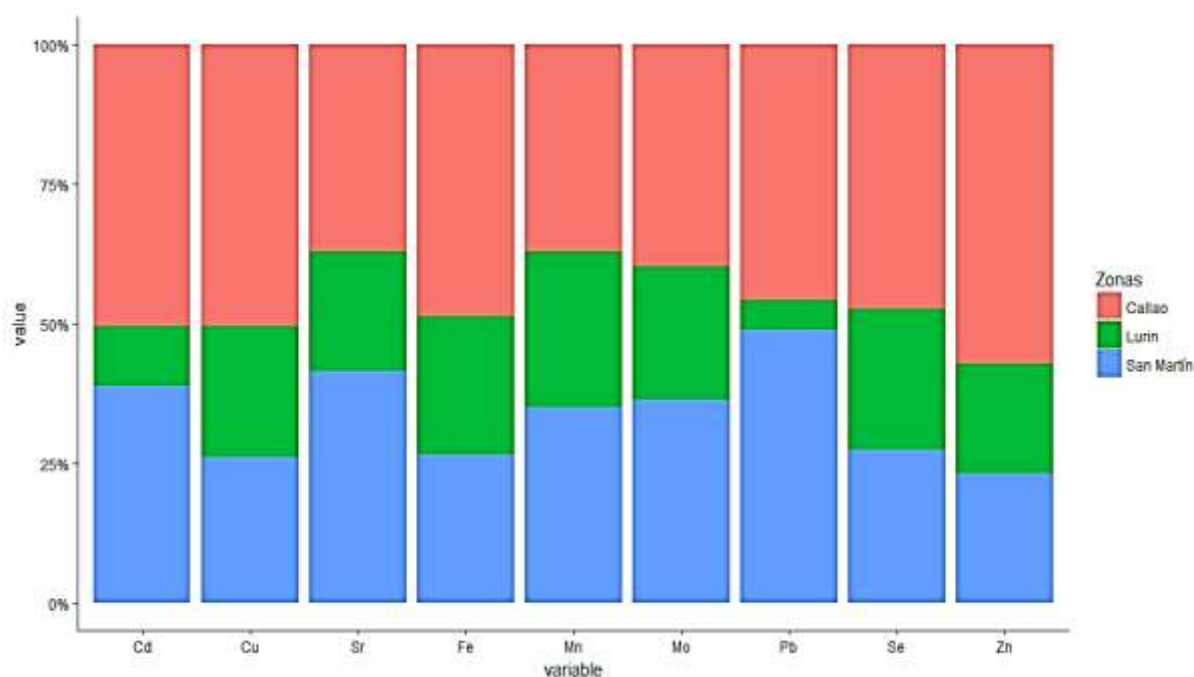


Figura 12: Gráfico de barras apiladas al 100 % de las concentraciones de metales traza en hígado de *Columba livia* en Lurín, San Martín de Porres y Callao

Si bien no existen estudios previos que hayan analizado el contenido de metales traza en hígados de *Columba livia*, los estudios de monitoreo ambiental realizados en Lima Metropolitana consideran que existen mayores problemas de contaminación en la zona industrial del Callao que en otras partes de Lima Metropolitana.

Se realizó un análisis de componentes principales (PCA) para explorar la distribución de los datos y conocer posibles diferencias entre las concentraciones obtenidas en las tres áreas evaluadas (Figura 13).

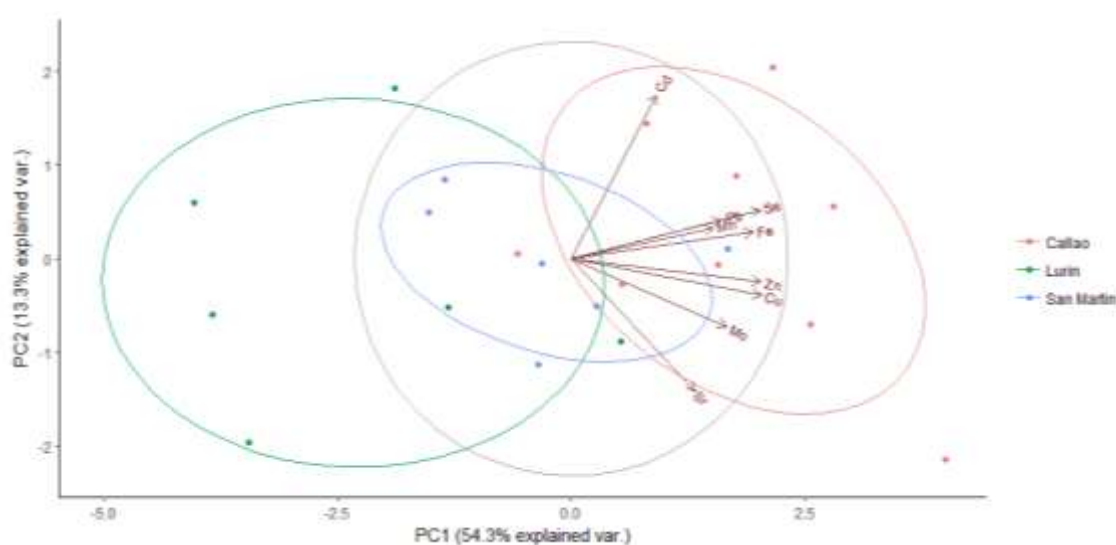


Figura 13: Análisis de componentes principales (PCA) de los datos de concentración agrupados según las tres áreas de estudio.

La Figura 13 muestra los componentes principales PC1 y PC2 (87,75% de la variancia). En ella puede observarse que los cluster de datos pertenecientes a Lurín y Callo presentan un distanciamiento, sugiriendo posibles diferencias entre las concentraciones registradas en estos dos lugares, considerando que los datos de Lurín presentaron en las menores concentraciones de metales traza registradas mientras que las del Callao en su mayoría fueron las más elevadas. Así mismo, el gráfico muestra que la distribución de datos perteneciente a San Martín de Porres se encuentra repartida entre los clusters de datos de Lurín y Callo. La Figura 13 del análisis de PCA muestra a través del círculo de correlaciones que estroncio y cadmio se hallan distanciados de la mayoría de metales evaluados. El análisis de correlaciones muestra que los valores de concentración de cobre y zinc se encuentran altamente correlacionados (0,91) y que a su vez estos se encuentran

correlacionados con selenio y hierro. Así mismo este análisis muestra que hierro y selenio también se hallan correlacionados (Figura 14).



Figura 14: Matriz de correlaciones entre las concentraciones de metales traza evaluados en las tres áreas de estudio.

Con el propósito de determinar la variabilidad de las concentraciones registradas a lo largo de las tres áreas de estudio se calculó la variancia de la concentración de cada metal traza (Figura 15).

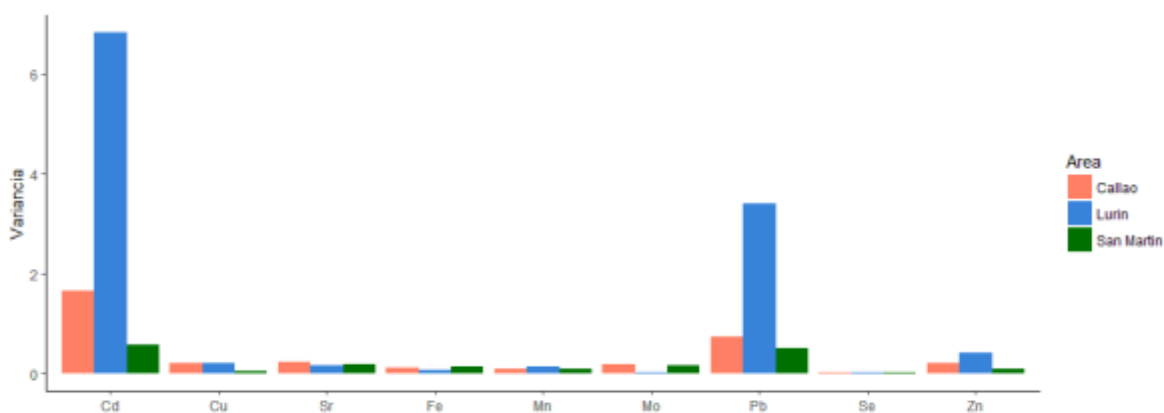


Figura 15: Gráfico de barras de la variancia de las concentraciones de metales traza en hígado de *Columba livia* en Lurín, San Martín de Porres y Callao.

Las concentraciones de los diferentes metales traza evaluados a lo largo de las tres áreas de estudio mostraron diferentes valores de variancia. Cadmio y plomo registraron valores de variancia por encima de uno, lo que da cuenta de la gran variabilidad de los datos y la posible presencia de outliers. La zona rural de Lurín presentó los mayores valores de variancia tanto para cadmio ($s^2= 6,822$) como para plomo ($s^2= 3,391$). Esto podría estar relacionado a la existencia de algunos valores extremos que contrastan con las medias o medianas registradas.

El análisis de desviación absoluta de la mediana de las concentraciones de metales traza registrados en cada una de las áreas de estudio evidenció la presencia de outliers. Estos valores extremos de concentración pueden deberse a particularidades de los individuos colectados, por lo que se retiraron del análisis estadístico, ya que se alejan del conjunto de concentraciones registradas. La Tabla 7 registra los outliers registrados para cada metal traza evaluado.

Tabla 7: Outliers registrados en entre las concentraciones de metales traza registradas en hígado de *Columba livia* en cada área de estudio

Área	Código	Metal	Concentración en hígado (mg/kg)
Lurín	L1	Cu	3,051
	L1	Zn	23,7
	L4	Cd	0,0620
	L5	Cd	0,2059
	L6	Cu	6,993
	L6	Mn	2,837
	L6	Zn	88,85
San Martín de Porres	SM1	Fe	576
	SM2	Mn	3,1
	SM2	Zn	57,5
	SM5	Pb	0,82
	SM6	Fe	755
	SM6	Mn	1,2
	SM6	Pb	1,74
	SM6	Se	0,8

Continuación...

Callao	C2	Sr	0,15
	C2	Mo	3,1
	C6	Pb	2,3
	C8	Cu	14,1
	C9	Pb	1,19

Los outliers encontrados fueron removidos para los posteriores análisis estadísticos enfocados a explorar diferencias entre las concentraciones de metales traza de las tres áreas evaluadas. Se obtuvieron nuevas medias y medianas a fin de continuar el análisis estadístico concerniente a las posibles diferencias entre las concentraciones de las zonas evaluadas (Tabla 8).

Tabla 8: Medias y medianas de las concentraciones de metales traza registradas en hígado de *Columba livia* en cada área de estudio luego de la remoción de outliers.

Área	Estadístico	Cd	Cu	Sr	Fe	Mn	Mo	Pb	Se	Zn
Lurín (n=6)	Media	0,013±0,01	2,192±0,214	0,033±0,013	423,8± 116,217	1,377±0,387	0,97± 0,166	0,073±0,075	0,524± 0,091	17,655±0,535
	Mediana	0,015	2,127	0,032	427,9	1,254	0,94	0,052	0,529	17,665
San Martín de Porres (n=6)	Media	0,19±0,102	3,5±0,785	0,063±0,027	347,25± 61,565	1,975± 0,222	1,483±0,56	0,358±0,1	0,52± 0,045	31,56±7,430
	Mediana	0,19	3,2	0,055	371	1,9	1,5	0,355	0,5	32,1
Callao (n9)	Media	0,247 ± 0,283	5,82±2,064	0,045± 0,012	833,889± 288,658	2,156±0,639	1,438±0,524	0,304±0,119	0,978± 0,156	88,378± 39,944
	Mediana	0,08	5,6	0,045	880	2,1	1,35	0,27	1	92,6

En la Tabla 8 puede observarse que los metales traza evaluados presentan menores valores para la zona rural de Lurín en la mayoría de los casos. Cabe resaltar que para cobre, manganeso y zinc la mayor concentración fue registrada en la zona industrial del Callao, mientras que para cadmio, estroncio, molibdeno, plomo la mayor concentración fue registrada en la zona urbana de San Martín de Porres.

Para evaluar posibles diferencias entre las concentraciones de metales traza registrados en el hígado de *Columba livia* en las tres áreas de estudio se realizó una prueba de Kruskal-Wallis con un nivel de significancia de 0,05 la cual señaló la existencia de diferencias significativas entre las medianas de las concentraciones de los tres lugares evaluados. A continuación en la Tabla 9 se presentan las medias y medianas junto con los resultados de la prueba de Kruskal-Wallis, en negrita se resaltan los valores con un nivel de significancia menor a 0,05.

Tabla 9: Valores de medias y desviación estándar (\pm SD) junto con medianas de las concentraciones de metales traza registradas en hígado de *Columba livia* en Lurín, San Martín de Porres y el Callao

Metal traza	Lurín (mg/kg)	San Martín de Porres (mg/kg)	Callao (mg/kg)	Kruskal - Wallis	
Cd	0,0133 \pm 0,009 0,0151	0,19 \pm 0,102 0,19	0,247 \pm 0,283 0,08	0,028	*
Cu	2,192 \pm 0,214 2,127	3,5 \pm 0,785 3,2	5,825 \pm 2,064 5,6	0,002	*
Sr	0,033 \pm 0,013 0,032	0,063 \pm 0,027 0,055	0,045 \pm 0,012 0,045	0,028	*
Fe	423,8 \pm 116,217 427,9	347,25 \pm 61,565 371	833,889 \pm 288,658 880	0,003	**
Mn	1,377 \pm 0,387 1,254	1,975 \pm 0,222 1,9	2,156 \pm 0,639 2,1	0,039	*
Mo	0,97 \pm 0,166 0,94	1,483 \pm 0,56 1,5	1,438 \pm 0,524 1,35	0,1	ns
Pb	0,073 \pm 0,075 0,052	0,358 \pm 0,1 0,355	0,304 \pm 0,119 0,27	0,007	**
Se	0,524 \pm 0,091 0,529	0,52 \pm 0,045 0,5	0,978 \pm 0,156 1	0,001	***
Zn	17,655 \pm 0,535 17,665	31,56 \pm 7,430 32,1	88,378 \pm 39,944 92,6	0,001	***

Nota: Los Resultados del análisis de variancia (Kruskal-Wallis) entre los tres lugares evaluados. Son mostrados como: no significativos (ns), significativos al nivel de probabilidad de 0,05 (*), significativos al nivel de probabilidad de 0,01 (**), significativos al nivel de probabilidad de 0,001 (***).

El análisis de variancia de Kruskal-Wallis indica la presencia de diferencias significativas entre las concentraciones de metales traza registrados en hígado de *Columba livia* en Lurín, San Martín de Porres y el Callao, para los metales traza evaluados con la excepción de molibdeno. Estas diferencias fueron extremadamente significativas para selenio y zinc.

Para la mayoría de los metales traza analizados las palomas provenientes de Lurín mostraron menores valores de concentración con respecto a aquellas provenientes de San Martín de Porres y el Callao. Estos resultados contrastan con los valores de concentración en aire de cadmio, cobre, manganeso, plomo y zinc en aire registrados por DIGESA en el 2007 a lo largo de Lima (Lima centro, Callao, Lima este, Lima sur y Lima norte), en los cuales Lima Sur no fue el área con menor contaminación para la mayoría de los metales y en los cuales se evidenció poca variabilidad para las concentraciones de cadmio y cobre. Es importante señalar que en dicho estudio, el punto de evaluación de DIGESA en Lima Sur se encontró en el Hospital María Auxiliadora (Av. Miguel Iglesias 968 - San Juan de Miraflores) a más de 5 km del punto de evaluación del presente estudio situado en Lurín, el cual tiene un carácter más rural por lo que es difícil poder comparar los resultados obtenidos.

Debe tomarse en cuenta, que la exposición, de los individuos de *Columba livia* colectados a los metales traza, puede haber ocurrido por otras fuentes de contaminación además del aire (suelo, agua, comida). Al respecto estudios realizados en suelo y muestras de agua en distritos de Lima centro y el Callao han mostrado problemas de contaminación por plomo, en especial en aquellos puntos de evaluación ubicados cerca a los depósitos de minerales ubicados en la zona industrial del Callao (Narciso, 2000; DIRESA, 2012; Espinoza, 2013; OEFA, 2016).

La muestra colectada puede ser considerada homogénea, ya que no se pudo evidenciar una posible influencia del lugar de colecta sobre el tamaño y peso de los individuos colectados. Así mismo, el sexo de los individuos no evidenció influencia alguna sobre los valores de concentración de metales traza en los hígados colectados. Por lo tanto, las diferencias encontradas entre las concentraciones provenientes de los tres lugares de estudio pueden deberse a la contaminación existente en cada zona evaluada, la cual podría estar ligada a las actividades antrópicas existentes.

Las posibles diferencias entre las concentraciones de metales traza registradas en hígado de *Columba livia* en Lurín, San Martín de Porres y el Callao fueron exploradas mediante una prueba post-hoc no paramétrica de comparaciones por parejas usando la Prueba Post-hoc de Dunn con ajuste de Bonferroni para comparaciones conocer multiples de muestras independientes.

A continuación se presentan las medias de concentración y los resultados de las pruebas Post-hoc para cada metal evaluado, con la finalidad de interpretar los niveles de concentración hallados y poder relacionarlos con las posibles fuentes de contaminación existentes en cada una de las tres zonas evaluadas.

4.5.1. Cadmio

La mayor media de concentración de cadmio fue registrada en la zona industrial del Callao ($0,247 \pm 0,283$ mg/kg), mientras que la zona urbana de San Martín de Porres ($0,19 \pm 0,102$ mg/kg) y la zona rural de Lurín ($0,013 \pm 0,01$ mg/kg) presentaron menores valores (Figura 16).

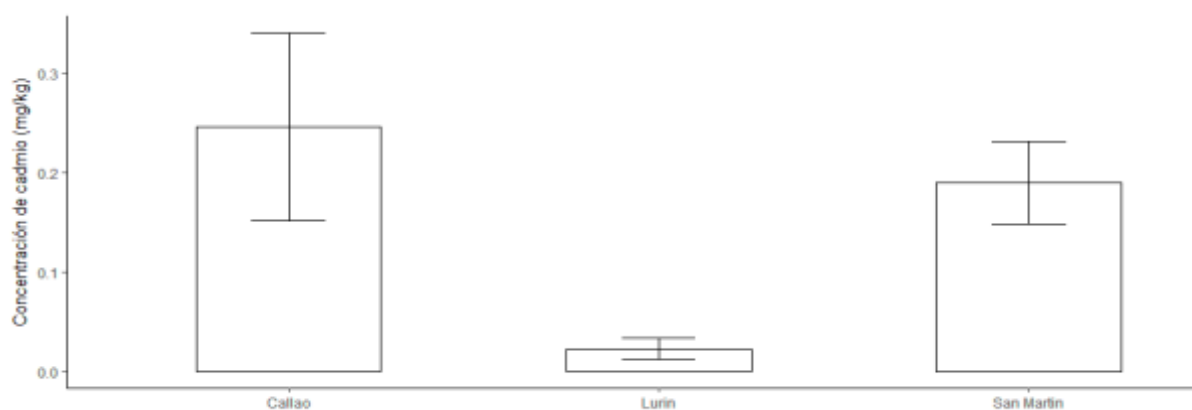


Figura 16: Gráfico de barras con errores estándares de las medias de concentraciones de cadmio.

El análisis de variancia realizado con la prueba de Mann-Whitney (nivel de significancia de 0,05) evidencia la existencia de diferencias significativas (p -valor $<0,05$) entre las muestras obtenidas en Lurín, San Martín de Porres y el Callao. A continuación se presenta

el resultado de la Prueba Post-hoc de Dunn con ajuste de Bonferroni efectuado entre las concentraciones registradas en Lurín, San Martín de Porres y el Callao para evidenciar diferencias entre un área de estudio y otro (Tabla 10).

Tabla 10: Resultados del análisis de la Prueba Post-hoc de Dunn con ajuste de Bonferroni entre las concentraciones de cadmio en los tres lugares evaluados

	Callao	Lurín
Lurín	0,027 (*)	-
San Martín de Porres	1 (ns)	0,022 (*)

Nota: Son mostrados como: no significativos (ns), significativos al nivel de probabilidad de 0,05 (*), significativos al nivel de probabilidad de 0,01 (**), significativos al nivel de probabilidad de 0,001 (***)

Se concluyó que existen diferencias significativas entre las concentraciones de cadmio en hígados de *Columba livia* de las muestras obtenidas en Lúrin y el Callao (p-valor <0,05) así como en Lurín y San Martín de Porres (p-valor <0,05). No se encontraron diferencias significativas entre las muestras provenientes de San Martín de Porres y el Callao.

Las medias de concentración de cadmio registradas en el presente estudio evidencian un gradiente de contaminación. La menor media de concentración fue registrada en la zona rural de Lurín (0,013±0,009 mg/kg), mientras que la zona urbana de San Martín de Porres (0,19±0,102 mg/kg) y zona industrial del Callao (0,247 ± 0,283 mg/kg) presentaron mayores valores. Así mismo, el presente estudio registró valores de mediana de concentración de cadmio en San Martín de Porres (0,19 mg/kg) y el Callao (0,08 mg/kg) mayores a los registrados en Lurín (0,0151 mg/kg) evidenciándose diferencias significativas con respecto a esta última área de estudio. Estos resultados sugieren que la gradiente de contaminación tendría una mayor disponibilidad de cadmio en San Martín de Porres y el Callao que en Lurín.

Las medias de concentración de cadmio en hígados de paloma de Castilla (*Columba livia*) para zonas rurales registradas por otros estudios pueden dividirse en tres grupos. Un primer grupo conformado por estudios que reportan valores entre 0,05±0,02 y 0,11±05 mg/kg (Nam & Lee, 2006a; Elabidi *et al.*, 2010; Kouddane *et al.*, 2015). Un segundo

grupo que reporta valores más elevados entre 0,22 mg/kg y 0,57 mg/kg (Hutton & Goodman, 1980; Begum & Sehrin 2013). El tercer grupo se aleja de los otros dos con un valor de $38,8 \pm 0,05$ mg/kg registrado en la zona rural de Khartoum-Sudan (Tawassul 2013). El presente estudio registró una media de concentración de cadmio de $0,013 \pm 0,009$ mg/kg en la zona rural de Lurín, la cual se encuentra dentro del primer grupo mencionado, además de ser el menor valor registrado hasta la fecha.

También pueden observarse tres grupos en relación a las medias de concentración de cadmio registradas para zonas urbanas por otros estudios. El primero con concentraciones que oscilan entre 0,11 y $0,947 \pm 0,119$ mg/kg (Hutton & Goodman, 1980; Schilderman *et al.*, 1997; Nam & Lee, 2006; Torres *et al.*, 2010; Cui *et al.*, 2013; Elabidi *et al.*; 2010; Kouddane *et al.*, 2015). Mientras que el segundo grupo presenta valores superiores; 1,37 mg/kg en Keranigonj-Norsingdhi-Bangladesh, $2,45 \pm 0,28$ en Chelsea-Inglaterra y $9,48 \pm 3,15$ mg/kg en el aeropuerto de Heathrow-Middlesex-Inglaterra (Hutton & Goodman, 1980; Begum & Sehrin 2013). El tercer grupo se aleja de los otros dos con un valor de $40,20 \pm 0,05$ mg/kg registrado en la zona urbana de Khartoum-Sudan (Tawassul 2013). El presente estudio registró una media de concentración de cadmio de $0,19 \pm 0,102$ mg/kg en la zona urbana de San Martín de Porres, la cual se encuentra dentro del primer grupo mencionado.

Las medias de concentración de cadmio para zonas industriales registradas por otros estudios se encuentran en su mayoría entre $0,13 \pm 0,02$ y $0,31 \pm 10$ mg/kg (Nam & Lee, 2006; Elabidi *et al.*, 2010; Kouddane *et al.*, 2015). Fuera de este rango se registró una concentración de 2,41 mg/kg en Mymensingh-Bangladesh (Begum & Sehrin 2013). Aún más alejado se encuentra la concentración de $73,17 \pm 0,05$ mg/kg registrada en la zona industrial de Khartoum-Sudan (Tawassul 2013). El presente estudio registró una media de concentración de cadmio de $0,247 \pm 0,283$ mg/kg en la zona industrial del Callao, la cual se encuentra dentro del primer grupo mencionado.

Las concentraciones más elevadas de cadmio registradas en los estudios realizados en Inglaterra y Bangladesh pueden estar relacionadas con la contaminación existente en el tiempo y zona en que se realizaron. El estudio llevado en Londres por Hutton y Goodman en 1980 ocurrió en años en los que las gasolineras provocaban una mayor contaminación en

el ambiente por su composición, sobretodo en el aeropuerto de Heathrow-Middlesex-Inglaterra. Bangladesh por su parte ha registrado problemas en cercanías a fábricas textiles y de curtiembre (Kashem *et al.*, 1999). Además de esto, se han indicado como posibles fuentes de contaminación en zonas rurales el uso de pesticidas fosfatados, la mala disposición de residuos sólidos e incineración de residuos de madera, carbón y plásticos así como la combustión de aceites (Hutton & Goodman, 1989; Nam & Lee, 2006; Tawassul, 2013; Kouddane *et al.*, 2015). Por otro lado las concentraciones de cadmio registradas en Sudan podrían estar relacionadas a condiciones severas de contaminación por cadmio, al encontrarse alejadas de lo registrado por todos los otros estudios, los cuales no superan los 10 mg/kg. Sudan es un país con problemas severos de contaminación, en donde se ha registrado contaminación por metales traza en suelo y agua por causa de la industria petrolera, vertimiento de desechos industriales y mala disposición de desechos (Begum & Sehrin 2013, Tawassul 2013, Muntean *et al.* 2016, Albadwai *et al.* 2017, Pragst et al, 2017). Es probable que ambientes con presencia de contaminación por cadmio presenten valores de concentración similares a los registrados en Bangladesh e Inglaterra. Los cuales, en casos de contaminación severa, podrían elevarse tanto como los registrados en Sudan. Sin embargo, es necesario realizar más estudios para esclarecer los niveles de concentración de cadmio con condiciones de contaminación y sin contaminación.

En relación al presente estudio es posible indicar que la media de concentración de cadmio registrada en la zona rural de Lurín ($0,013 \pm 0,009$ mg/kg) es el valor más bajo registrado en hígados de paloma de Castilla (*Columba livia*) hasta el momento. Lo cual sugiere que los niveles de concentración de cadmio en el ambiente de la zona rural de Lurín son acordes a zonas rurales sin contaminación por cadmio. Sin embargo, es necesario estudiar las concentraciones de cadmio en el aire, suelo y agua para tener un mayor conocimiento del caso.

La media de concentración de cadmio registrada en la zona urbana de San Martín de Porres ($0,19 \pm 0,102$ mg/kg) sugiere la presencia de fuentes de contaminación por cadmio. Las cuales podrían estar relacionadas a la mayor densidad del parque automotor y la consecuente combustión de aceites y gasolina. Así mismo, la mala disposición de residuos sólidos e incineración de residuos de madera, carbón y plásticos. Además de esto, la presencia de botaderos e incineración de residuos contribuye a la degradación de baterías,

pinturas, artefactos y plásticos contribuyendo a la contaminación de agua, suelo y aire (Malik *et al.*, 2010; Qadir *et al.*, 2008; Mendoza *et al.* 2017).

La media de concentración de cadmio registrada en la zona industrial del Callao ($0,247 \pm 0,283$ mg/kg) sugiere la presencia de fuentes de contaminación por cadmio. Las cuales pueden estar relacionadas a la industria de la metalurgia del hierro y acero, así como a la presencia de fundiciones y depósitos minerales existentes en el Callao. Además de la contaminación generada por el parque automotor, el aeropuerto Jorge Chávez y la mala disposición de residuos sólidos (Hutton & Goodman, 1980; Malik *et al.*, 2010; Qadir *et al.*, 2008; Mendoza *et al.* 2017).

Con respecto a las evaluaciones ambientales que han registrado concentraciones de cadmio en aire en Lima Metropolitana; el Programa Nacional de Vigilancia Sanitaria llevado a cabo por DIGESA en el año 2007 registró mayores valores de concentración de cadmio en aire que en el Cercado de Lima (0,2 mg/kg) y el Callao (0,1 mg/kg). Es importante resaltar que el punto de evaluación de DIGESA en el Callao estuvo localizado en la Dirección Regional de Salud I, ubicada en la urbanización de Bellavista, de carácter urbano, a más de 2 km de los depósitos de minerales ubicados en el cruce de la av. Contralmirante Mora y av. Huáscar. Así mismo, el estudio realizado por DIRESA en el 2012 registró concentraciones de cadmio en aire menores a 0,005 mg/kg en la zona de depósitos de minerales mencionada, valores que fueron menores a los Criterios de Calidad Ambiental del Aire de Ontario (0,025 mg/kg). De igual forma, el informe de monitoreo ambiental realizado por OEFA en el 2016 registró valores menores a los Criterios de Calidad Ambiental del Aire de Ontario (0,25 mg/kg) en la zona de los depósitos de minerales mencionada.

Es importante tomar en cuenta que el cadmio puede ser absorbido por los organismos vivos por otros medios además del aire, como el suelo y agua. Al respecto, Espinoza (2013) evidenció que las concentraciones de cadmio en suelo disminuían notoriamente al contrastar concentraciones registradas cerca de la zona de los depósitos de minerales ubicados en el cruce de la av. Contralmirante Mora y av. Huáscar con la de suelos pertenecientes a un área urbana ubicada a 800 m de estos depósitos. Registrando concentraciones entre 75 y 121 mg/kg en la zona de depósitos de minerales, los cuales estuvieron por encima del ECA para suelo comercial e industrial (22 mg/kg). Por su parte,

el informe de monitoreo ambiental llevado a cabo por OEFA en el 2016 registró concentraciones por encima de los ECA de cadmio para suelo industrial (22 mg/kg) en los alrededores de los depósitos de minerales que variaron entre los 21,9 y 450 mg/kg, mientras que en zonas residenciales a más de 300 m se registraron valores menores a el ECA residencial (10 mg/kg).

En consecuencia con las concentraciones registradas en el presente estudio y otros estudios analizados, es posible sugerir que las concentraciones de cadmio registradas en la zona rural de Lurín son acordes a ambientes rurales sin contaminación por cadmio. Por su parte, las concentraciones registradas en San Martín de Porres y el Callao sugieren la presencia de fuentes de contaminación. En relación a San Martín de Porres estas podrían estar ligadas a las emisiones del parque automotor y mala disposición de residuos sólidos. Con respecto al Callao, los estudios realizados por DIGESA, DIRESA y OEFA muestran que la contaminación por cadmio ocurre mayormente en el suelo y que no se encuentra distribuida de manera uniforme, pero que sí disminuye al distanciarse de a la zona de depósito de minerales. Sin embargo, existen otros puntos posibles de contaminación relacionados a fundiciones y otras industrias a lo largo de la Av. Argentina, por lo que es probable que existan otros focos con problemas de contaminación por cadmio. Es probable que los individuos colectados hicieran uso de un espacio mayor a los puntos críticos de contaminación existentes en la zona industrial del Callao. En ese sentido, la media de concentración registrada representaría la disponibilidad de cadmio existente en la zona centro-oeste del distrito del Callao. Se recomienda realizar más estudios de contaminación por cadmio en aire, suelo y agua de Lurín, San Martín de Porres y Callao, así como otros distritos de Lima Metropolitana para comprender mejor la concentración de este metal en el ambiente.

Es posible que otras zonas urbanas e industriales de Lima también presenten valores de concentración de cadmio similares a los registrados en San Martín de Porres y el Callao, o en todo caso más elevados que los registrados en Lurín. Por lo tanto se postula que la paloma de Castilla (*Columba livia*) puede ser usada como un biomonitor para la contaminación por cadmio, convirtiéndose en una herramienta útil para llenar vacíos de información sobre la contaminación por cadmio en Lima. Además de esto, se postula que los valores de media ($0,013 \pm 0,01$ mg/kg) y mediana (0,015 mg/kg) registrados en Lurín

pueden ser usados como valores referenciales para ambientes sin contaminación por cadmio.

4.5.2. Cobre

La mayor media de concentración de cobre fue registrada en la zona industrial del Callao ($5,82 \pm 2,064$ mg/kg), mientras que la zona urbana de San Martín de Porres ($3,5 \pm 0,784$ mg/kg) y la zona rural de Lurín ($2,192 \pm 0,214$ mg/kg) presentaron menores valores (Figura 17).

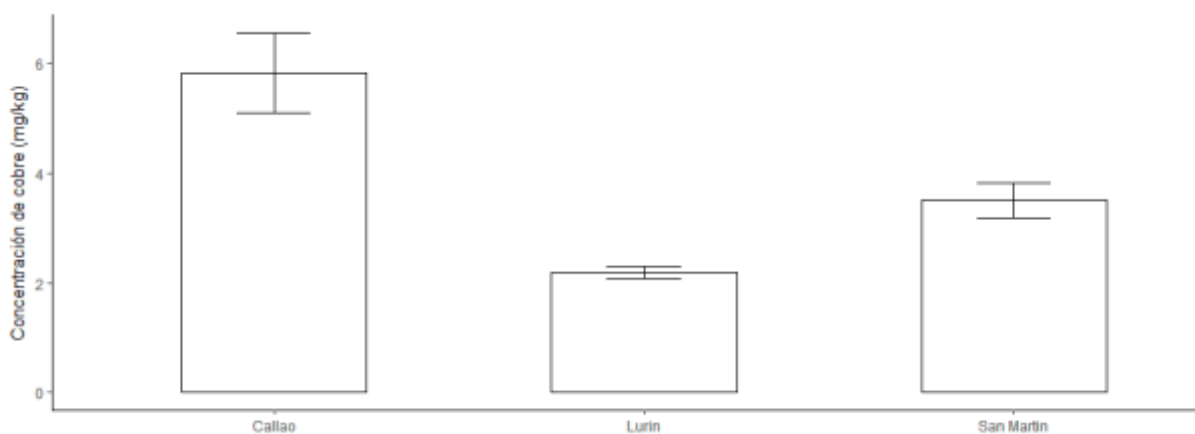


Figura 17: Gráfico de barras con errores estándares de las medias de concentraciones de cobre.

El análisis de variancia realizado con la prueba de Mann-Whitney (nivel de significancia de 0,05) evidencia la existencia de diferencias significativas (p -valor $< 0,01$) entre las muestras obtenidas en Lurín, San Martín de Porres y el Callao. A continuación se presenta el resultado de la Prueba Post-hoc de Dunn con ajuste de Bonferroni efectuado entre las concentraciones registradas en Lurín, San Martín de Porres y el Callao para evidenciar diferencias entre un área de estudio y otro (Tabla 11).

Tabla 11: Resultados del análisis de la Prueba Post-hoc de Dunn con ajuste de Bonferroni entre las concentraciones de cobre en los tres lugares evaluados

	Callao	Lurín
Lurín	0,002 (**)	-
San Martín de Porres	0,163 (ns)	0,271(ns)

Nota: Son mostrados como: no significativos (ns), significativos al nivel de probabilidad de 0,05 (*), significativos al nivel de probabilidad de 0,01 (**), significativos al nivel de probabilidad de 0,001 (***)

Se concluyó que existen diferencias significativas entre las concentraciones de cobre en hígados de *Columba livia* de las muestras obtenidas en Lurín y el Callao (p-valor <0,01). No se encontraron diferencias significativas entre las muestras provenientes de San Martín de Porres y el Callao, ni entre las provenientes de San Martín de Porres y Lurín.

Las medias de concentración de cobre registradas en el presente estudio evidencian un gradiente de contaminación, un valor de media en la zona rural de Lurín ($2,192 \pm 0,214$ mg/kg) menor que los registrados en la zona urbana de San Martín ($3,5 \pm 0,785$) y la zona industrial del Callao ($5,825 \pm 2,064$ mg/kg). Así mismo, el presente estudio registró una mediana de concentración de cobre en la zona industrial del Callao (5,6 mg/kg) mayor que las registradas en la zona urbana de San Martín de Porres (3,2 mg/kg) y la zona rural Lurín (2,127 mg/kg), evidenciándose diferencias significativas entre las concentraciones del Callao y Lurín. Lo cual sugiere que en la gradiente de contaminación mencionada, existe una mayor disponibilidad de cobre en la zona industrial del Callao.

Las medias de concentración de cobre en hígados de paloma de Castilla (*Columba livia*) para zonas rurales registradas por otros estudios son contrastantes. Gonzáles & Martínez (1994) registraron 0,4 mg/kg en la zona rural de Ixtlahuaca-México, mientras que Begum & Sehrin (2013) registraron 34,11 y 36,53 mg/kg en zonas rurales de Bangladesh. El presente estudio registró una media de concentración de cobre de $2,127 \pm 0,214$ mg/kg en la zona rural de Lurín.

De forma similar, Begum & Sehrin (2013) registraron una media de concentración de cobre en la zona urbana de Keranigonj-Norsingdhi-Bangladesh de 26,09 mg/kg, la cual se aleja del valor de 3,407 mg/kg registrado en la zona urbana de Santa Cruz de Tenerife-España

por Torres *et al.* (2010) y el valor de 1,04 mg/kg registrado en Ciudad de México-México por González & Martínez *et al.* (1994). El presente estudio registró una media de concentración de cobre de $3,5 \pm 0,785$ mg/kg en la zona urbana de San Martín de Porres.

Solamente el estudio realizado por Begum & Sehrin (2013) registró una media de concentración de cobre para zonas industriales, la cual fue de 34,77 mg/g en la zona industrial de Mymensingh-Bangladesh. El presente estudio registró una media de concentración de cobre de $5,825 \pm 2,064$ mg/kg en la zona industrial del Callao. Las medias de concentración de cobre registradas por Begum & Sehrin (2013) en Bangladesh se encuentran muy por encima de los resultados de los demás estudios, por lo que se considerará a los valores registrados en Bangladesh como casos de contaminación severa. Es importante notar, que en Bangladesh se registraron valores en zonas rurales (36,53 y 34,11 mg/kg) mayores que los registrados en zonas urbanas (26,09 mg/kg) y similares a los registrados en zonas industriales (34,77mg/kg). Esto puede deberse a la severa contaminación existente en Bangladesh y al uso de pesticidas y fungicidas que contienen cobre, así como a la mala disposición de residuos sólidos (Turer *et al.*, 2001; Wright & Welbourn, 2002; Alloway, 2013; Begum & Sehrin, 2013; Kibria *et al.*, 2016; Mendoza *et al.*, 2017).

Con respecto a los otros dos estudios que evaluaron concentraciones de cobre, es importante notar las diferencias entre las concentraciones registradas en zonas urbanas, siendo mayor la registrada en Santa Cruz de Tenerife-España (3,407 mg/kg) que la registrada en Ciudad de México-México (1,04 mg/kg), a pesar de que la primera es una isla y la última es una de las ciudades más pobladas del mundo y cuenta con problemas de contaminación ambiental (Molina & Molina, 2002; Villarrubia *et al.*, 2008). Al respecto, hay que tomar en cuenta que los niveles de cobre registrados en Santa Cruz de Tenerife-España están relacionados a la denudación de las rocas volcánicas y presencia del volcán Teide (Carracedo *et al.* 1990). Además de esto, en la isla existen otras fuentes de contaminación, como la industria de fraccionamiento y separación de productos derivados del petróleo, además de los vientos provenientes de África así como el parque automotor de la ciudad, ya también posee una alta densidad poblacional (Villarrubia *et al.*, 2008).

Por consiguiente, el valor registrado en la zona rural de Ixtlahuaca-México (0,4 mg/kg) sugiere que lugares con pocas fuentes de contaminación por cobre pueden reportar valores de concentración menores a 1 mg/kg. Mientras que las concentraciones de cobre en ambientes con contaminación por cobre pueden ascender hasta llegar a valores por encima de los 25 mg/kg en casos de contaminación severa, como los reportados en Bangdadesh. Sin embargo, es necesario realizar más estudios para esclarecer los niveles de concentración de cobre con condiciones de contaminación y sin contaminación.

En relación al presente estudio, la media de concentración de cobre registrada en la zona rural de Lurín ($2,192 \pm 0,214$ mg/kg) sugiere la presencia de fuentes de contaminación por cobre en el ambiente, las cuales podrían estar relacionadas al uso de pesticidas, fungicidas y la mala disposición de residuos sólidos e incineración de los mismos (Hutton & Goodman, 1989; Nam & Lee, 2006a; Tawassul, 2013; Kouddane *et al.*, 2015; Mendoza *et al.* 2017).

La media de concentración de cobre registrada en zona la urbana de San Martín de Porres ($3,5 \pm 0,785$ mg/kg) también sugiere la presencia de fuentes de contaminación por cobre en el ambiente, las cuales podrían estar relacionadas a la mayor densidad del parque automotor y la consecuente combustión de aceites y gasolina. Así como descargas domesticas e industriales, la mala disposición de residuos sólidos y la incineración de los mismos (Malik *et al.*, 2010; Qadir *et al.*, 2008; Mendoza *et al.* 2017).

Por su parte, la media de concentración de cobre registrada en la zona industrial del Callao ($5,82 \pm 2,064$ mg/kg) es más elevada que la registrada por éste y otros estudios en zonas rurales y urbanas, mas no alcanza los elevados valores registrados en la zona industrial de Bangladesh. El valor registrado por este estudio evidencia una mayor concentración de cobre en la zona industrial del Callao, lo cual posiblemente se halle relacionado a la presencia de residuos y descargas de las industrias existentes en el Callao así como a la presencia de depósitos de minerales (Malik *et al.*, 2010; Qadir *et al.*, 2008).

Con respecto a las evaluaciones ambientales que han registrado concentraciones de cobre en Lima Metropolitana; el Programa Nacional de Vigilancia Sanitaria llevado a cabo por DIGESA en el 2007 registró valores de concentración de cobre en aire relativamente

mayores en el Cercado de Lima (0,09 mg/kg) que en el Callao (0,07 mg/kg). Es importante resaltar que el punto de evaluación de DIGESA en el Callao estuvo localizado en la Dirección Regional de Salud I, ubicada en la urbanización de Bellavista, de carácter urbano, a más de 2 km de los depósitos de minerales ubicados en el cruce de la av. Contralmirante Mora y av. Huáscar. Posteriormente los informes de monitoreo ambiental realizados por OEFA en el Callao registraron en el año 2016 valores menores a 1 mg/kg muy por debajo de los estándares de los Criterios de Calidad Ambiental del Aire de Ontario para cobre (50 mg/kg).

Es importante tomar en cuenta que el cobre puede ser absorbido por los organismos vivos por otros medios además del aire, como el suelo y agua. Al respecto, Espinoza (2013) evidenció que las concentraciones de cobre en suelo disminuían notoriamente al contrastar concentraciones registradas cerca de la zona de los depósitos de minerales ubicados en el cruce de la av. Contralmirante Mora y av. Huáscar con la de suelos pertenecientes a un área urbana ubicada a 800 m de estos depósitos. Registrando concentraciones entre 1170 y 3422 mg/kg en la zona de depósitos de minerales, los cuales estuvieron muy por encima del ECA para suelo comercial e industrial (91 mg/kg). En la zona residencial Espinoza (2013) registró valores cercanos al ECA industrial pero alejados del residencial (63 mg/kg). Así mismo, el informe de monitoreo ambiental realizado a por OEFA en el 2016 registró concentraciones por encima de los ECA de cobre para en los alrededores de los depósitos de minerales que variaron entre los 160 mg/kg y los 6000 mg/kg, mientras que en zonas residenciales alejadas más de 300 m, las concentraciones disminuyeron hasta 63,5 mg/kg y en el punto de referencia ubicado a 1,5 km se registró una concentración de 52,5 mg/kg. En consecuencia con las concentraciones registradas en el presente trabajo y otros estudios, es posible sugerir que las concentraciones de cobre registradas en la zona rural de Lurín se alejan de los niveles que podrían ser encontrados en zonas rurales sin contaminación por cobre, sugiriendo la existencia de fuentes de contaminación de este metal, las cuales podrían estar ligadas al uso de agroquímicos. Así mismo las concentraciones registradas en la zona urbana de San Martín de Porres son acordes a ambientes urbanos con contaminación por cobre. Por su parte las concentraciones registradas en el Callao presentaron valores más elevados, lo cual podría estar relacionado al carácter industrial de la zona evaluada, en la que existen fuentes de contaminación como fundiciones y depósitos de minerales. Ninguna de las

zonas evaluadas presentó concentraciones que pudieran sugerir niveles de contaminación severa por cobre.

El presente estudio encontró diferencias significativas entre las concentraciones registradas en Lurín y el Callao, siendo estas últimas mayores a las registradas en San Martín de Porres y Lurín. Las evaluaciones ambientales llevadas a cabo en el Callao indican que la mayor concentración de cobre se halla en el suelo y que no se encuentra distribuida de manera uniforme, pero que sí disminuye al distanciarse de a la zona de depósito de minerales. Sin embargo, existen otros puntos posibles de contaminación relacionados a fundiciones y otras industrias a lo largo de la Av. Argentina, por lo que es probable que existan otros focos con problemas de contaminación por cobre. Es probable que los individuos colectados hicieran uso de un espacio mayor a los puntos críticos de contaminación existentes en la zona industrial del Callao. En ese sentido, la media de concentración registrada representaría la disponibilidad de cobre existente en la zona centro-oeste del distrito del Callao. Se recomienda realizar estudios de contaminación en agua y suelo en Lurín, así como distritos Lima central y el Callao para comprender mejor la concentración de cobre en el ambiente.

Es posible que otras zonas rurales y urbanas de Lima presenten valores de concentración de cobre similares a los registrados en Lurín y San Martín de Porres o más elevados como los registrados en el Callao. Por lo tanto se postula que la paloma de Castilla (*Columba livia*) puede ser usada como un biomonitor para la contaminación por cobre, convirtiéndose en una herramienta útil para llenar vacíos de información sobre la contaminación por cobre en Lima.

4.5.3. Estroncio

La mayor media de concentración de estroncio fue registrada en la zona urbana de San Martín de Porres ($0,063 \pm 0,027$ mg/kg), mientras que la zona industrial del Callao ($0,045 \pm 0,012$ mg/kg) y la zona rural de Lurín ($0,033 \pm 0,013$ mg/kg) presentaron menores valores (Figura 18).

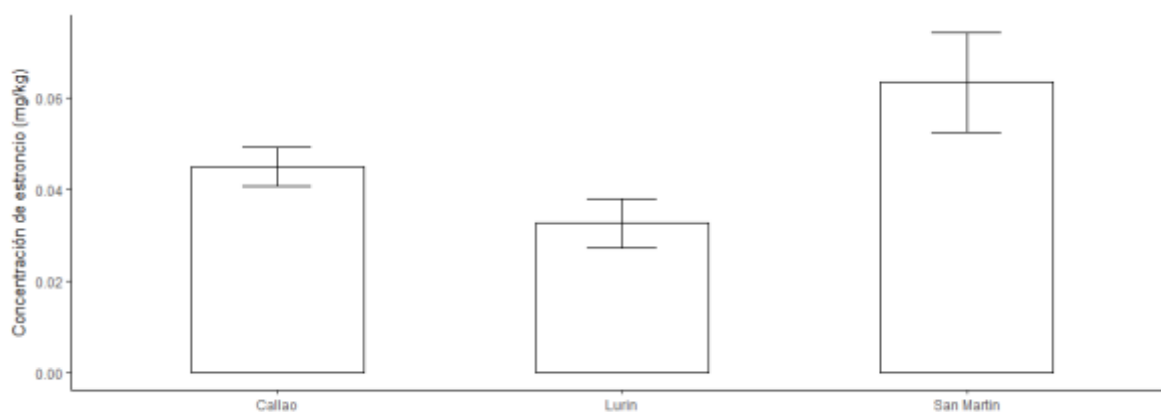


Figura 18: Gráfico de barras con errores estándares de las medias de concentraciones de estroncio.

El análisis de variancia realizado con la prueba de Mann-Whitney (nivel de significancia de 0,05) evidencia la existencia de diferencias significativas (p-valor <0,05) entre las muestras obtenidas en Lurín, San Martín de Porres y el Callao. A continuación se presenta el resultado de la Prueba Post-hoc de Dunn con ajuste de Bonferroni efectuado entre las concentraciones registradas en Lurín, San Martín de Porres y el Callao para evidenciar diferencias entre un área de estudio y otro (Tabla 12).

Tabla 12: Resultados del análisis de la Prueba Post-hoc de Dunn con ajuste de Bonferroni entre las concentraciones de estroncio en los tres lugares evaluados

	Callao	Lurín
Lurín	0,278 (ns)	-
San Martín de Porres	0,743 (ns)	0,024(*)

Nota: Son mostrados como: no significativos (ns), significativos al nivel de probabilidad de 0,05 (*), significativos al nivel de probabilidad de 0,01 (**), significativos al nivel de probabilidad de 0,001 (***)

Se concluyó que existen diferencias significativas entre las concentraciones de estroncio en hígados de *Columba livia* de las muestras obtenidas en Lurín y el San Martín de Porres (p-valor <0,05). No se encontraron diferencias significativas entre las muestras provenientes de Lurín y el Callao, ni entre las provenientes de San Martín de Porres y el Callao.

El presente trabajo es el primero en registrar valores de concentración de estroncio en hígado de paloma de Castilla (*Columba livia*). Los resultados obtenidos en este estudio evidencian una gradiente de concentración de estroncio. La media de concentración de estroncio registrada en la zona rural de Lurín ($0,033\pm 0,013$ mg/kg) fue menor a la registrada en la zona urbana de San Martín de Porres ($0,063\pm 0,027$ mg/kg) y a la registrada en la zona industrial del Callao ($0,045\pm 0,012$ mg/kg). Así mismo, se encontraron diferencias significativas entre las medianas de concentración registradas en Lurín (0,032 mg/kg) y San Martín de Porres (0,055 mg/kg). Lo cual sugiere una menor disponibilidad de estroncio en la zona rural de Lurín que en las otras zonas evaluadas.

En relación a evaluaciones ambientales que han registrado estroncio en el ambiente, OEFA (2016) registró valores entre los 70 y 400 mg/kg en suelo, encontrándose los valores más elevados a más de 300 m de los depósitos de minerales ubicados en el cruce de la av. Contralmirante Mora y av. Huáscar. Estos valores sobrepasan los recomendados por la USEPA (2010) para suelos residenciales (9,4 mg/kg) y suelos industriales (122 mg/kg), evidenciando contaminación por estroncio en el Callao. La contaminación por estroncio está asociada a la combustión de carbón y petróleo, así como a residuos industriales y humos de fundiciones (ATSDR 2004; Méar *et al.*, 2006; Widory & Dung, 2010). Estas fuentes de contaminación pueden encontrarse en zonas como San Martín de Porres y el Callao, siendo menos frecuentes en zonas cuya actividad principal es la agricultura, como Lurín.

En ese sentido, las concentraciones de estroncio registradas en la zona rural de Lurín podrían ser acordes a ambientes sin contaminación por estroncio mientras que las registradas en San Martín de Porres y el Callao sugerirían la presencia de fuentes de contaminación relacionadas al parque automotor y actividades industriales. Sin embargo, la carencia de estudios que hayan registrado concentraciones de estroncio en el hígado de paloma de Castilla (*Columba livia*), generan incertidumbre sobre la posibilidad de que todas las concentraciones registradas pertenezcan a un rango de concentraciones propio de ambientes con contaminación por estroncio. Es por ello que para poder comprender mejor los niveles de contaminación por estroncio en Lima Metropolitana, es necesario analizar las concentraciones de estroncio en aire, suelo y agua. Además de elaborar más estudios como el presente que permitan conocer la disponibilidad de este metal en otras zonas. Pero

ello no impide postular que la paloma de Castilla (*Columba livia*) puede ser usada como un biomonitor para la contaminación por estroncio, convirtiéndose en una herramienta útil para llenar vacíos de información sobre la contaminación por estroncio en Lima.

4.5.4. Hierro

La mayor media de concentración de hierro fue registrada en la zona industrial del Callao ($833,889 \pm 288,658$ mg/kg), mientras que la zona rural de Lurín ($423,8 \pm 116,217$ mg/kg) y la zona urbana de San Martín de Porres ($347,25 \pm 61,565$ mg/kg) presentaron menores valores (Figura 19).

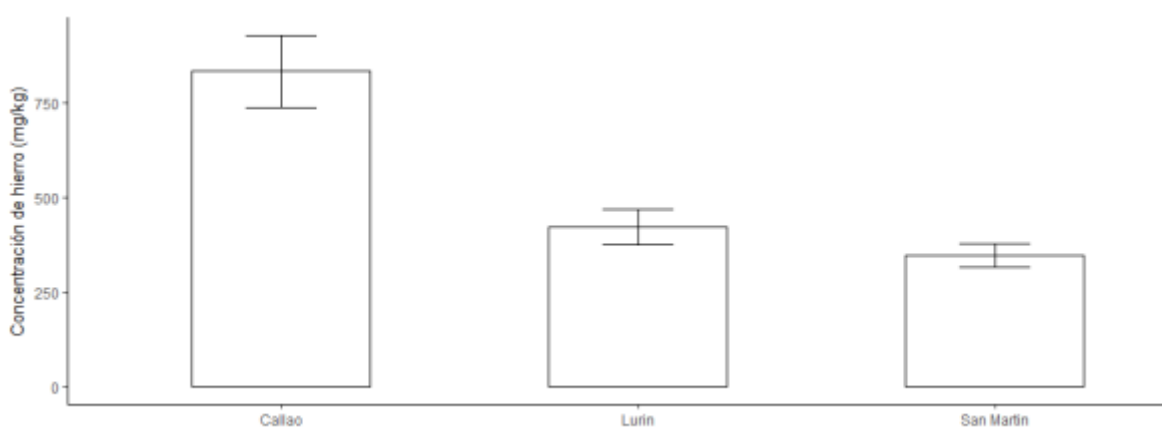


Figura 19: Gráfico de barras con errores estándares de las medias de concentraciones de hierro.

El análisis de variancia realizado con la prueba de Mann-Whitney (nivel de significancia de 0,05) evidencia la existencia de diferencias significativas (p -valor $<0,01$) entre las muestras obtenidas en Lurín, San Martín de Porres y el Callao. A continuación se presenta el resultado de la Prueba Post-hoc de Dunn con ajuste de Bonferroni efectuado entre las concentraciones registradas en Lurín, San Martín de Porres y el Callao para evidenciar diferencias entre un área de estudio y otro (Tabla 13).

Tabla 13: Resultados del análisis de la Prueba Post-hoc de Dunn con ajuste de Bonferroni entre las concentraciones de hierro en los tres lugares evaluados

	Callao	Lurín
Lurín	0,018 (*)	-
San Martín de Porres	0,01 (*)	1(ns)

Nota: Son mostrados como: no significativos (ns), significativos al nivel de probabilidad de 0,05 (*), significativos al nivel de probabilidad de 0,01 (**), significativos al nivel de probabilidad de 0,001 (***)

Se concluyó que existen diferencias significativas entre las concentraciones de hierro en hígados de *Columba livia* de las muestras obtenidas en Lurín y el Callao (p-valor <0,05), así como entre las muestras obtenidas en San Martín de Porres y el Callao (p-valor <0,05). No se encontraron diferencias significativas entre las muestras provenientes de Lurín y San Martín de Porres.

Este es el primer estudio en el que se registra la concentración de hierro en el hígado de paloma de Castilla (*Columba livia*). Los resultados obtenidos en este estudio evidencian una gradiente de concentración de hierro. Las medias de concentración de hierro registradas en la zona rural de Lurín ($423,8 \pm 116,217$ mg/kg) y la zona urbana de San Martín de Porres ($347,25 \pm 61,565$ mg/kg) fueron menores a la media registrada en la zona industrial del Callao ($833,889 \pm 288,658$ mg/kg). Así mismo, se encontraron diferencias significativas entre las medianas de concentración registradas en Lurín (0,032 mg/kg) y San Martín de Porres (0,055 mg/kg). Estos resultados sugieren que en la gradiente de contaminación mencionada, existe una mayor disponibilidad de hierro en la zona industrial del Callao.

Se consideran como fuentes de contaminación por hierro a la industria del acero y fundiciones (Chaturvedi, 2014). Estas fuentes de contaminación pueden encontrarse en zonas industriales, pero son menos probables que ocurran en zonas rurales y urbanas.

Con respecto a las evaluaciones ambientales que han registrado concentraciones de hierro en Lima Metropolitana; el Programa Nacional de Vigilancia Sanitaria llevado a cabo en el año 2007 registró valores de concentración de hierro en aire superiores a los 4 mg/kg

establecidos en Criterios de Calidad Ambiental de Ontario Canadá, con valores entre los 7 mg/kg y 10 mg/kg en diferentes puntos de evaluación en Lima con la excepción de la estación de monitoreo del Callao en la que registró un valor de 1,79 mg/kg. Es importante resaltar la evaluación de DIGESA en el Callao estuvo localizado en la Dirección Regional de Salud I, ubicada en la urbanización de Bellavista, de carácter urbano, a más de 2 km de los depósitos de minerales ubicados en el cruce de la av. Contralmirante Mora y av. Huáscar. Posteriormente OEFA realizó evaluaciones ambientales en el Callao, registrando en el año 2016 concentraciones de hierro en suelo que variaron entre los 18 000 y 50 000 mg/kg, registrando concentraciones más elevadas en puntos localizados a 1,5 km de los depósitos de minerales que en puntos cercanos a los mismos. Estas concentraciones sobrepasan los 11 000 mg/kg establecidos para zonas residenciales pero se hallan por debajo de los 144 000 mg/kg establecidos para zonas industriales por USEPA (2010), lo que evidencia la presencia de fuentes de contaminación las cuales pueden estar ligadas a los depósitos de minerales así como a fundiciones y otras actividades industriales existentes en la zona.

El presente trabajo registró mayores valores en la zona industrial del Callao que en la zona urbana de San Martín de Porres y la zona rural de Lurín, lo cual sugiere que las concentraciones de hierro registradas en palomas provenientes del Callao podrían estar relacionadas a las actividades industriales, fundiciones y depósitos de minerales existentes en la zona evaluada. Sin embargo, la carencia de estudios de contaminación por hierro, en otras partes de Lima y la carencia de estudios que hayan registrado concentraciones de hierro en hígado de paloma de Castilla (*Columba livia*), generan incertidumbre sobre la posibilidad de que las concentraciones registradas en Lurín y San Martín se encuentren alejadas de valores propios de ambientes sin contaminación por hierro. En especial, si se considera que el hierro puede ser absorbido por diferentes fuentes de contaminación como aire, suelo, agua y alimentos.

Es por ello que para poder comprender mejor los niveles de contaminación por hierro en Lima Metropolitana; es necesario analizar las concentraciones de hierro en aire, agua y suelos de las zonas evaluadas, además de elaborar más estudios como el presente en otros distritos. Se postula que la paloma de Castilla (*Columba livia*) puede ser usada como un

biomonitor para la contaminación por hierro, convirtiéndose en una herramienta útil para llenar vacíos de información sobre la contaminación por hierro en Lima.

4.5.5. Manganeso

La mayor media de concentración de manganeso fue registrada en la zona industrial del Callao ($2,156 \pm 0,639$ mg/kg), mientras que la zona urbana de San Martín de Porres ($1,975 \pm 0,222$ mg/kg) y la zona rural de Lurín ($1,377 \pm 0,387$ mg/kg) presentaron menores valores (Figura 20).

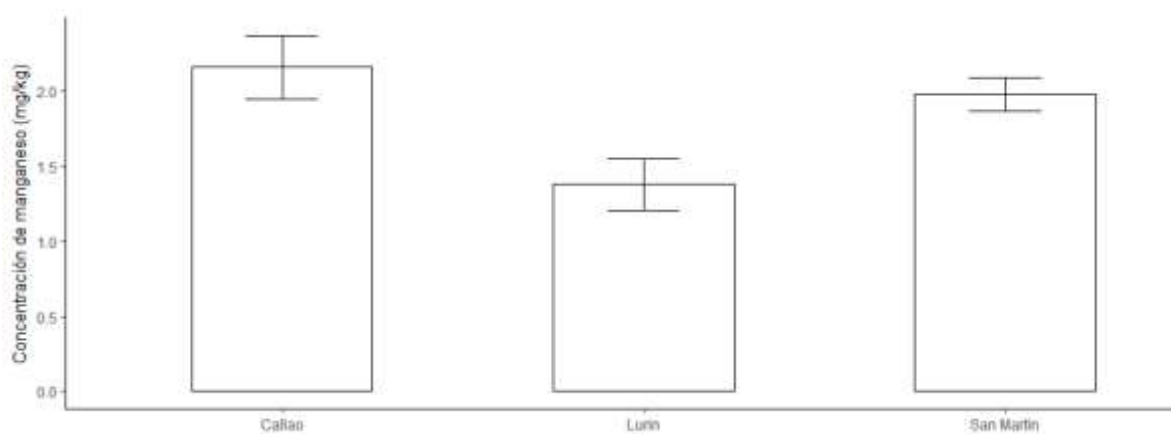


Figura 20: Gráfico de barras con errores estándares de las medias de concentraciones de manganeso.

El análisis de variancia realizado con la prueba de Mann-Whitney (nivel de significancia de 0,05) evidencia la existencia de diferencias significativas (p -valor $<0,05$) entre las muestras obtenidas en Lurín, San Martín y el Callao. A continuación se presenta el resultado de la Prueba Post-hoc de Dunn con ajuste de Bonferroni efectuado entre las concentraciones registradas en Lurín, San Martín de Porres y el Callao para evidenciar diferencias entre un área de estudio y otro (Tabla 14).

Tabla 14: Resultados del análisis de la Prueba Post-hoc de Dunn con ajuste de Bonferroni entre las concentraciones de manganeso en los tres lugares evaluados

	Callao	Lurín
Lurín	0,037 (*)	-
San Martín de Porres	1 (ns)	0,246(ns)

Nota: Son mostrados como: no significativos (ns), significativos al nivel de probabilidad de 0,05 (*), significativos al nivel de probabilidad de 0,01 (**), significativos al nivel de probabilidad de 0,001 (***)

Se concluyó que existen diferencias significativas entre las concentraciones de manganeso en hígados de *Columba livia* de las muestras obtenidas en Lurín y el Callao (p-valor <0,05). No se encontraron diferencias significativas entre las muestras provenientes de Lurín y San Martín de Porres ni entre las provenientes del Callao y San Martín de Porres.

Las medias de concentración de manganeso registradas en el presente estudio evidencian un gradiente de contaminación. La menor media de concentración fue registrada en la zona rural de Lurín (1,377±0,387 mg/kg), mientras que la zona urbana de San Martín de Porres (1,975± 0,222 mg/kg) y zona industrial del Callao (2,156±0,639 mg/kg) presentaron mayores valores. Así mismo, el presente estudio registró valores de mediana de concentración de manganeso en San Martín de Porres (1,9 mg/kg) y el Callao (2,1 mg/kg) mayores a los registrados en Lurín (1,254 mg/kg) evidenciándose diferencias significativas entre el Callao y Lurín. Estos resultados sugieren que la gradiente de contaminación tendría una menor disponibilidad de manganeso en la zona rural de Lurín.

Algunos estudios realizados en otros países han registrado concentraciones de manganeso en hígados de paloma de Castilla (*Columba livia*). Al respecto, la media de concentración de manganeso registrada por Loranger *et al.* (1994) en la zona rural de Lachute-Canadá fue de 2,42±0,57 mg/kg. El presente estudio registró una media de concentración de manganeso de 1,377±0,387 mg/kg en la zona rural de Lurín.

En relación a ambientes urbanos, Loranger *et al.* (1994) registró un valor de 3,13±0,55 mg/kg en Montreal-Canada y Torres *et al.* (2010) un valor de 1,528 mg/kg en Santa Cruz de Tenerife-España. El presente estudio registró una media de concentración de

manganeso de $1,975 \pm 0,222$ mg/kg en la zona urbana de San Martín de Porres.

No se encontraron registros para zonas industriales. El presente estudio registró una media de concentración de manganeso de $2,156 \pm 0,639$ mg/kg en la zona industrial del Callao. Es importante mencionar el estudio realizado por Sierra *et al.* (1998), el cual se realizó en un ambiente controlado con individuos provenientes de cautiverio que fueron expuestos a tetróxido de manganeso (Mn_3O_4), uno de los productos de la combustión del aditivo MMT. En este estudio se registraron medias de concentración de manganeso previos a la exposición de $1,92 \pm 0,82$ mg/kg, junto con los valores de individuos sometidos a la exposición del contaminante, los cuales variaron entre $2,44 \pm 0,78$ mg/kg hasta $4,00 \pm 0,44$ mg/kg, en forma progresiva de acuerdo al periodo de exposición.

Considerando que la principal fuente de contaminación por manganeso proviene de las emisiones del parque automotor (Zayed *et al.*, 1999). Existe la disyuntiva sobre si la concentración registrada en la zona urbana de Santa Cruz de Tenerife-España ($1,528$ mg/kg) puede ser referente a un ambiente con carácter urbano, ya que presentó una concentración menor a la registrada por el estudio de Loranger *et al.* (1994) tanto en zonas rurales ($2,42 \pm 0,57$ mg/kg) como urbanas ($3,13 \pm 0,55$ mg/kg). Además de encontrarse por debajo de las concentraciones de individuos expuestos a contaminantes registradas por Sierra *et al.* (1998). Por lo tanto, no es posible evidenciar qué valores podrían servir de referencia para ambientes rurales o urbanos. Sin embargo, es posible evidenciar, gracias al estudio de Sierra *et al.* (1998), que las concentraciones de manganeso pueden elevarse conforme aumenta la exposición a contaminantes derivados de la combustión de gasolinas.

La media de concentración de manganeso registrada en la zona rural de Lurín ($1,377 \pm 0,387$ mg/kg) es el valor más bajo registrado en hígados de paloma de Castilla (*Columba livia*) hasta el momento. Este valor podría ser acorde a zonas rurales sin contaminación por manganeso. Sin embargo, no dista mucho del registrado en la zona urbana de Santa Cruz de Tenerife-España. Además de esto, existe la posibilidad de hayan fuentes de contaminación relacionadas al uso de pesticidas en el área (Pomares *et al.*, 2007). Por ello se sugiere estudiar las concentraciones de manganeso en el aire, suelo y agua de Lurín a fin de tener un mayor conocimiento de la presencia de este metal en el

ambiente.

La media de concentración de manganeso registrada en la zona urbana de San Martín de Porres ($1,975 \pm 0,222$ mg/kg) y la media registrada en la zona industrial del Callao ($2,156 \pm 0,639$ mg/kg) sugieren la presencia de fuentes de contaminación por manganeso, las cuales en su mayoría podrían estar ligadas a las emisiones del parque automotor, mala disposición de residuos y en el caso del Callao acompañadas de la contaminación generada por las fundiciones de acero existentes en el área (Zayed *et al.*, 1999; Rojas, 2009; Mendoza *et al.* 2017).

En relación a los estudios de contaminación por manganeso realizados por DIGESA en Lima Metropolitana, el Programa Nacional de Vigilancia Sanitaria llevado a cabo en el año 2007 registró valores de concentración de manganeso en aire con valores entre los 0,1 mg/k y 0,17 mg/kg en diferentes puntos de evaluación en Lima con la excepción de la estación de monitoreo del Callao en la que registró un valor de 0,03 mg/kg. Es importante resaltar que el punto de evaluación de DIGESA en el Callao estuvo localizado en la Dirección Regional de Salud I, ubicada en la urbanización de Bellavista, de carácter urbano, a más de 2 km de los depósitos de minerales ubicados en el cruce de la av. Contralmirante Mora y av. Huáscar. Posteriormente OEFA realizó monitoreos ambientales en el Callao registrando en el año 2016 valores de concentración de manganeso en aire menores a 0,1 mg/k con la excepción de una muestra que superó el ECA de 0,2 mg/kg llegando a los 0,212 mg/kg.

La absorción de manganeso por parte los individuos colectados pueda provenir de otras fuentes de contaminación como el suelo, agua y los alimentos. Al respecto, Loranger *et al.* (1994) señala que la principal vía de absorción de manganeso se da por la ingesta de alimentos contaminados o cubiertos por partículas de este metal. Al respecto, el monitoreo ambiental realizado por OEFA en el Callao registro en el 2016 concentraciones de manganeso en suelo en las cercanías y zonas residenciales adyacentes a los depósitos de minerales. Las cuales en su mayoría oscilaron entre 330 y 600 mg/kg, sin un patrón claro en relación a la distancia de los depósitos de minerales. Sin embargo, en uno de los puntos adyacentes a los depósitos de minerales registró 1540 mg/kg. Estos valores son muy superiores a los valores estimados para zonas rurales (10 mg/kg), urbanas (40 mg/kg)

e industriales (220-300 mg/kg), sugiriendo problemas de contaminación en el Callao (Sweet *et al.*, 1993).

En consecuencia con las concentraciones registradas en el presente estudio y otros estudios analizados, es posible sugerir las concentraciones de manganeso registradas en San Martín de Porres y el Callao corresponden a ambientes con presencia de fuentes contaminación por manganeso, encontrándose una mayor disponibilidad de manganeso en suelos según los resultados obtenidos por OEFA en el Callao. La falta de claridad en relación a las concentraciones de manganeso en hígados de paloma de Castilla (*Columba livia*) referentes a ambientes sin contaminación no permiten conocer cuánto podrían haberse alejado las concentraciones registradas en Lurín de un escenario sin contaminación. A pesar de ello, es posible indicar que posiblemente exista una menor disponibilidad de manganeso en el ambiente de Lurín ya que la ocurrencia de fuentes de contaminación relacionadas al manganeso es menos probable en ambientes rurales cuya principal actividad es la agricultura y ganadería. En ese sentido, es posible que la presencia de un mayor parque automotor, depósito de minerales, fundiciones y mala disposición de residuos industriales haya incrementado las concentraciones de manganeso en el ambiente de la zona industrial del Callao y urbana de San Martín de Porres. Así mismo, es probable que otras zonas urbanas e industriales de Lima también presenten valores de concentración similares a los registrados en San Martín de Porres y el Callao, o en todo caso más elevados que los registrados en la zona rural de Lurín. Por ello, se considera necesario hacer estudios más detallados en otras áreas de Lima así como un estudio de contaminación por manganeso en agua, suelos y aire en las zonas evaluadas, para poder conocer si realmente estas concentraciones son acordes a los escenarios planteados. Por todo lo expuesto se postula que la paloma de Castilla (*Columba livia*) puede ser usada como un biomonitor para la contaminación por manganeso, convirtiéndose en una herramienta útil para llenar vacíos de información sobre la contaminación por manganeso en Lima.

4.5.6. Molibdeno

La mayor media de concentración de molibdeno fue registrada en la zona urbana de San Martín de Porres ($1,483 \pm 0,56$ mg/kg), mientras que la zona industrial del Callao ($1,438$ $0,524$ mg/kg) y la zona rural de Lurín ($0,97 \pm 0,166$ mg/kg) presentaron menores valores

(Figura 21).

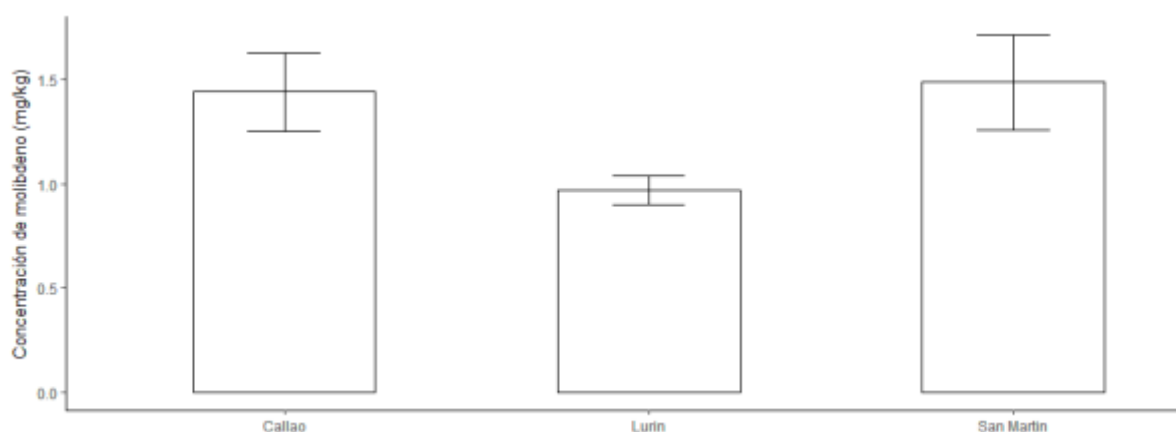


Figura 21: Gráfico de barras con errores estándares de las medias de concentraciones de molibdeno.

El análisis de variancia realizado con la prueba de Mann-Whitney (nivel de significancia de 0,05) no evidencia la existencia de diferencias significativas (p -valor $>0,05$) entre las muestras obtenidas en Lurín, San Martín de Porres y el Callao.

Se concluyó que no existen diferencias significativas entre las concentraciones de molibdeno en hígados de *Columba livia* de las muestras obtenidas en Lurín, San Martín de Porres y el Callao (p -valor $>0,05$).

El presente trabajo es el primero en registrar valores de concentración de molibdeno en hígado de paloma de Castilla (*Columba livia*). Los resultados obtenidos en este estudio evidencian una gradiente de concentración de molibdeno. La media de concentración de molibdeno registrada en la zona rural de Lurín ($0,97 \pm 0,166$ mg/kg) fue menor a la registrada en la zona urbana de San Martín de Porres ($1,483 \pm 0,56$ mg/kg) y a la registrada en la zona industrial del Callao ($1,438 \pm 0,524$ mg/kg). A pesar de la ausencia de diferencias significativas entre las medianas registradas, es posible que haya una menor disponibilidad de molibdeno en la zona rural de Lurín que en las otras dos zonas evaluadas.

Puede considerarse el uso de agroquímicos como una posible fuente de contaminación en la zona rural de Lurín (Considine, 2005). Por otro lado, es posible que las mayores

concentraciones registradas en San Martín de Porres y el Callao se deban a la presencia de fuentes de contaminación relacionadas a las emisiones del parque automotor y a la presencia de fundiciones de acero (Parker, 1986; Considine, 2005).

Con respecto a las evaluaciones ambientales que han registrado concentraciones de molibdeno en Lima Metropolitana; el monitoreo ambiental realizado por OEFA en el Callao ha registrado concentraciones de molibdeno en aire menores a 0,001 mg/k, muy por debajo de los estándares ambientales reconocidos de 120 mg/kg. Así mismo, OEFA registró valores de concentración de molibdeno en suelo menores a los estándares reconocidos por el ministerio de ambiente de Nueva Escocia (NSE, 2014) para suelos agrícolas (110 mg/kg), residenciales (110 mg/kg) e industriales (1200 mg/kg). Los puntos de evaluación cercanos a los depósitos de minerales registraron concentraciones más elevadas, llegando a 15,4 mg/kg.

La escasez de estudios que hayan evaluado molibdeno en Lima Metropolitana y la carencia de estudios que hayan medido la concentración de molibdeno en palomas de Castilla (*Columba livia*), junto a la ausencia de diferencias significativas entre las medias registradas genera incertidumbre sobre si las concentraciones registradas se hallan dentro de un rango de concentraciones acordes a un escenario sin contaminación. Con la finalidad de poder comprender mejor los niveles de contaminación por molibdeno en Lima Metropolitana; es necesario analizar las concentraciones de molibdeno en aire, agua y suelo de las zonas evaluadas, además de elaborar más estudios como el presente en otros distritos. Dado que se pueden seguir efectuando estudios de concentración de molibdeno, se postula que la paloma de Castilla (*Columba livia*) puede ser usada como un biomonitor para la contaminación por molibdeno, convirtiéndose en una herramienta útil para llenar vacíos de información sobre la contaminación por molibdeno en Lima.

4.5.7. Plomo

La mayor media de concentración de plomo fue registrada en la zona urbana de San Martín de Porres ($0,358 \pm 0,1$ mg/kg), mientras que la zona industrial del Callao ($0,304 \pm 0,119$ mg/kg) y la zona rural de Lurín ($0,073 \pm 0,075$ mg/kg) presentaron menores valores (Figura

22).

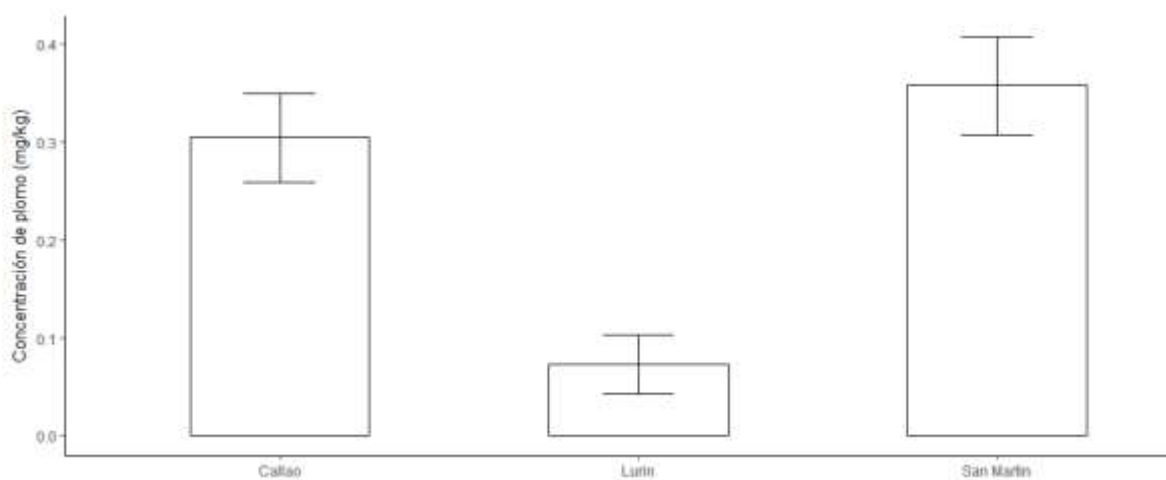


Figura 22: Gráfico de barras con errores estándares de las medias de concentraciones de plomo.

El análisis de variancia realizado con la prueba de Mann-Whitney (nivel de significancia de 0,05) evidencia la existencia de diferencias significativas (p-valor <0,01) entre las muestras obtenidas en Lurín, San Martín de Porres y el Callao. A continuación se presenta el resultado de la Prueba Post-hoc de Dunn con ajuste de Bonferroni efectuado entre las concentraciones registradas en Lurín, San Martín de Porres y el Callao para evidenciar diferencias entre un área de estudio y otro (Tabla 15).

Tabla 15: Resultados del análisis de la Prueba Post-hoc de Dunn con ajuste de Bonferroni entre las concentraciones de plomo en los tres lugares evaluados

	Callao	Lurín
Lurín	0,022 (*)	-
San Martín de Porres	1 (ns)	0,021 (*)

Nota: Son mostrados como: no significativos (ns), significativos al nivel de probabilidad de 0,05 (*), significativos al nivel de probabilidad de 0,01 (**), significativos al nivel de probabilidad de 0,001 (***)

Se concluyó que existen diferencias significativas entre las concentraciones de plomo en hígados de *Columba livia* de las muestras obtenidas en Lurín y el Callao (p-valor <0,05) y entre Lurín y San Martín de Porres (p-valor <0,01). No se encontraron diferencias

significativas entre las muestras provenientes del Callao y San Martín de Porres.

Las medias de concentración de plomo registradas en el presente estudio evidencian un gradiente de contaminación. La menor media de concentración fue registrada en la zona rural de Lurín ($0,073 \pm 0,075$ mg/kg), mientras que la zona urbana de San Martín de Porres ($0,358 \pm 0,1$ mg/kg) y zona industrial del Callao ($0,304 \pm 0,119$ mg/kg) presentaron mayores valores. Así mismo, el presente estudio registró valores de mediana de concentración de plomo en San Martín de Porres (0,355 mg/kg) y el Callao (0,27 mg/kg) mayores a los registrados en Lurín (0,052 mg/kg) evidenciándose diferencias significativas con respecto a esta última área de estudio. Estos resultados sugieren que la gradiente de contaminación tendría una mayor disponibilidad de plomo en San Martín de Porres y el Callao que en Lurín.

Las medias de concentración de plomo en hígados de paloma de Castilla (*Columba livia*) para zonas rurales registradas por otros estudios pueden dividirse en tres grupos. En el primer grupo se encuentran concentración con valores menores a 1 mg/kg; las concentraciones de $0,05 \pm 0,02$ mg/kg registrada en Mohammedia-Marruecos y la concentración de $0,07 \pm 0,01$ mg/kg registrada en Allal Behraoui-Rabat-Marruecos (Elabidi *et al.*, 2010; Kouddane *et al.*, 2015). En el segundo grupo se encuentran concentraciones con valores entre los 1 y 6 mg/kg siendo la más elevada la registrada en Bangladesh con 5.75 mg/kg (Hutton & Goodman 1980; Johnson *et al.* 1982; Lee, 1991; Gonzáles & Martínez, 1994; Nam *et al.* 2004; Nam & Lee 2006a; Begum & Sehrin, 2013). El tercer grupo se encuentran la concentración registrada en Khartoum-Sudan de $99,0 \pm 2,3$ mg/kg que se distancia del resto de estudios (Tawassul, 2013). El presente estudio registró una media de concentración de plomo de $0,073 \pm 0,075$ mg/kg en la zona rural de Lurín, la cual se encuentra dentro del primer grupo mencionado.

También pueden observarse tres grupos en relación a las medias de concentración de plomo registradas para zonas urbanas por otros estudios. El primero con concentraciones que oscilan entre 0,1 y 0,4 mg/kg (Hutton & Goodman, 1980; Schilderman *et al.*, 1997; Nam & Lee, 2006; Torres *et al.*, 2010; Cui *et al.*, 2013; Elabidi *et al.*; 2010; Kouddane *et al.*, 2015). Mientras que el segundo grupo se encuentran concentraciones entre 1 y 5 mg/kg (Hutton & Goodman, 1980; Elabidi & Sehrin 2013). El tercer grupo se encuentran

las concentraciones superiores a 5 mg/kg las cuales se elevan hasta los 21 mg/kg y en el caso de Chelsea-Inglaterra llegan a los $99,0 \pm 2,3$ mg/kg (Tawassul 2013). El presente estudio registró una media de concentración de plomo de $0,358 \pm 0,1$ mg/kg en la zona urbana de San Martín de Porres, la cual se encuentra dentro del primer grupo mencionado. En relación a las concentraciones registradas en zonas industriales por otros estudios, también pueden observarse dos grupos. El primero con concentraciones menores a 1 mg/kg (Hutton & Goodman, 1980; Schilderman *et al.*, 1997; Nam & Lee, 2006a). Mientras que el segundo grupo se encuentran concentraciones mayores a 1 mg/kg las que se encuentran por debajo de los 4 mg/kg en su mayoría con la excepción de la registrada en la zona industrial de Khartoum-Sudan donde se registraron $24,4 \pm 2,3$ mg/kg (Hutton & Goodman, 1980; Elabidi & Sehrin 2013). El presente estudio registró una media de concentración de plomo de $0,304 \pm 0,119$ mg/kg en la zona industrial del Callao, la cual se encuentra dentro del primer grupo mencionado.

Con respecto a los estudios que registraron las concentraciones de plomo más, en Inglaterra y Sudan se registró concentraciones que llegan hasta los 21,6 mg/kg en el caso de la zona urbana de Chelsea-Londres-Inglaterra y los 99 mg/kg en el caso de la zona rural de Khartoum-Sudán (Hutton & Goodman 1980; Johnson *et al.* 1982; Tawassul 2013). En el caso de Inglaterra, los elevados valores pueden deberse a la contaminación presente en la época en la que se realizaron estos estudios, ya que para entonces las gasolinas del parque automotor aún utilizaban plomo (Hutton & Goodman 1980; Johnson *et al.* 1982; Tawassul 2013). En contraste con los valores registrados en Inglaterra, los valores registrados una década y más años después en la zona urbana de Seúl-Korea (1,99 mg/kg), zona urbana de la Ciudad de México-México (3,93 mg/kg) y la zona urbana de Ámsterdam-Holanda con mayor tráfico (1,21 mg/kg) presentaron valores mucho menores. Lo cual posiblemente esté relacionado a que en los 90 se comenzó a reducir el plomo en las gasolinas (Lee 1991; Schilderman *et al.* 1997; Gonzáles & Martínez, 1994). Por su parte Sudan es un país con problemas de contaminación severo, en donde se ha registrado contaminación por metales traza en suelo y agua en zonas rurales por causa de la industria petrolera, vertimiento de desechos industriales y mala disposición de desechos (Begum & Sehrin 2013, Tawassul 2013, Muntean *et al.* 2016, Albadwai *et al.* 2017, Pragst *et al.* 2017). Además de esto, en Khartoum-Sudán aún se utiliza gasolina con plomo y el carácter rural, urbano o industrial no es del todo diferenciable ya que actividades de diversa índole coexisten en una misma

área. (Tawassul 2013). Por otro lado, las concentraciones registradas en otros países no superan los 6 mg/kg, por lo que se considerará a los valores registrados en Inglaterra y Sudan como casos de contaminación severa.

En relación con los demás registros de concentración de plomo, es posible sugerir que valores registrados por debajo de los 0,1 mg/kg son acordes condiciones asociadas a zonas con poca o sin contaminación por plomo. Estos valores fueron registrados en zonas rurales de Marruecos, mientras que en zonas rurales de otros países se registraron concentraciones más elevadas que incluso llegaron a valores extremos como los reportados en Sudán. Una posible fuente de contaminación por plomo en ambientes rurales son los pesticidas que contienen este metal, pero también debe considerarse posibles fuentes de contaminación relacionadas a la mala disposición de residuos sólidos (Chen & Hu, 2010; Markowski *et al.*, 2013). Por otra parte, tanto en zonas rurales, urbanas e industriales registraron valores agrupados entre 0,1 y 1 mg/kg y en un segundo con valores superiores a 1 mg/kg. Es posible que el primer grupo mencionado evidencie la presencia de fuentes de contaminación y que el segundo evidencie problemas de contaminación más serios. Entre las posibles fuentes de contaminación pueden encontrarse en zonas urbanas las emisiones del parque automotor y mala disposición de residuos sólidos, mientras que la contaminación por plomo en zonas industriales podrían estar ligada a la presencia de industrias de pinturas, curtiembre y farmacéuticas, además de como fundiciones y mala disposición de residuos (Burger *et al.*, 1987; Qadir & Malik., 2011; Frantz *et al.*, 2012).

En el presente estudio, los valores de concentración de media ($0,073 \pm 0,075$ mg/kg) y mediana (0,052 mg/kg) registrados en la zona rural de Lurín corresponden a uno de los valores más bajos que se han registrado en hígados de paloma de Castilla (*Columba livia*) hasta el momento. Lo cual sugiere que los niveles de concentración de plomo en el ambiente de la zona rural de Lurín son acordes a zonas rurales sin contaminación por plomo. Se recomienda, estudiar las concentraciones de plomo en el aire, suelo y agua para tener un mayor conocimiento del caso.

Por otro lado, las concentraciones registradas en la zona urbana de San Martín de Porres y en la zona industrial del Callao sugieren la presencia de fuentes de contaminación por

plomo. Las cuales podrían estar relacionadas en el caso de San Martín de Porres a la persistencia de la contaminación por plomo generada por el parque automotor en décadas pasadas (el óvalo de Caquetá es uno de los cruces de mayor congestión vehicular en Lima Metropolitana) y a la mala disposición de residuos sólidos. Mientras que en los valores obtenidos en el Callao estarían relacionados a la presencia de depósitos de minerales, fundiciones y otras industrias (Burger, 1987; Nam, 2004; Frantz et al. 2012; Metcheva *et al.*, 2006; Rojas, 2009; Hill, 2010; Markowski *et al.*, 2013).

Con respecto a las evaluaciones ambientales que han registrado concentraciones de plomo en Lima Metropolitana; el Programa Nacional de Vigilancia Sanitaria llevado a cabo por DIGESA entre los años 2000-2005 y en el 2007 registró valores de concentración de plomo en aire más elevados en la estación de monitoreo del Cercado de Lima que en la ubicada en el Callao. Es importante resaltar que el punto de evaluación de DIGESA en el Callao estuvo localizado en la Dirección Regional de Salud I, ubicada en la urbanización de Bellavista, de carácter urbano, a más de 2 km de los depósitos de minerales ubicados en el cruce de la av. Contralmirante Mora y av. Huáscar. En otro estudio realizado por DIGESA en 1999 se incluyeron puntos de evaluación en el Callao cercanos a los depósitos de minerales mencionados, los cuales presentaron valores superiores a los registrados en Lima centro (Narciso *et al.*, 2000). Por su parte, DIRESA (2012) registró concentraciones entre 0 - 0,15 mg/kg en aire en los puntos de evaluación cercanos y alejados de la zona de depósitos de minerales mencionada, con la excepción de un punto de evaluación ubicado en Puerto Nuevo el cual registró valores entre 0,16 - 0,5 mg/kg. Así mismo, el informe de monitoreo ambiental realizado por OEFA en el 2016 registró valores menores a los Criterios de Calidad Ambiental del Aire de Ontario (0,5 mg/kg) con la excepción de un punto de evaluación que registró 0,928 mg/kg (DIGESA, 2016). Cabe mencionar que en el año 2015 ninguno de estos puntos sobrepasó los 0,5 mg/kg (DIGESA, 2015).

Es importante tomar en cuenta que el plomo puede ser absorbido por los organismos vivos por otros medios además del aire, como el suelo y agua. Al respecto, DIGESA realizó un estudio de plomo en suelos del Callao en 1999, el cual evidenció que la concentración de plomo registrada en suelos cercanos a los depósitos de minerales (1536 mg/kg), ubicados en el cruce de la av. Contralmirante Mora y av. Huáscar, disminuía notoriamente al alejarse de 300 a 900 m (156-777 mg/kg) y al mismo tiempo era casi el doble de mayor a

la registrada en suelos de Lima central (Narciso *et al.*, 2000). De igual forma Espinoza (2013) evidenció que las concentraciones de plomo en suelo disminuían notoriamente al contrastar concentraciones registradas cerca de la zona de depósitos de minerales mencionada con la de suelos pertenecientes a un área urbana ubicada a 800 m. A pesar de ello, Espinoza (2013) registró valores que superaron el ECA para suelo de uso residencial (140 mg/kg). Consecuentemente el informe de monitoreo ambiental realizado a cabo por OEFA en el 2016 registró concentraciones por encima del ECA para suelo residencial (140 mg/kg) en la mayoría de los puntos de evaluación de la zona urbana cercana a los depósitos de minerales, registrando 4348 mg/kg como el valor más elevado, mientras que en un punto de referencia ubicado a 1,5 km registró 48 mg/kg. Cabe mencionar que uno de los puntos de evaluación situado a 500 metros registró una concentración de 21,8 mg/kg, menor a la ubicada a 1,5 km. Por otro lado, los puntos de evaluación adyacentes a los depósitos de minerales registraron concentraciones mayores a los 1000 mg/kg llegando a superar los 16 000 mg/kg en uno de los casos (DIGESA, 2016).

En referencia al agua como posible fuente de contaminación, es importante indicar que las tuberías galvanizadas y de acero desgastadas producen contaminación por plomo. DIGESA, en el año 1999 registró una mayor concentración de plomo en el agua de Lima que en la zona de depósitos de minerales ubicados en el cruce de la av. Contralmirante Mora y av. Huáscar en el Callao, encontrándose en siete puntos de muestreo concentraciones mayores a las 7 ppm recomendados por la OMS (Narciso *et al.*, 2000).

Tomando en cuenta los resultados obtenidos y los estudios analizados, es posible indicar que las concentraciones de plomo registradas en la zona rural de Lurín son acordes a ambientes rurales que carecen de contaminación por plomo donde posiblemente no se hayan utilizado pesticidas que contaminen el ambiente con este metal. Por otro lado los valores registrados en la zona urbana de San Martín de Porres y la industrial del Callao son acordes a concentraciones registradas en zonas con contaminación por plomo. La contaminación por plomo en San Martín de Porres posiblemente esté vinculada a la acumulación histórica de este metal relacionada a la alta densidad del parque automotor existente en los distritos de Lima central. Además de la contaminación por plomo en otros medios como el agua y suelo. En el Callao, los estudios realizados por DIGESA, DIRESA y OEFA muestran que la contaminación de suelo y aire disminuye al distanciarse de a la

zona de depósito de minerales. Sin embargo, existen otros puntos posibles de contaminación relacionados a fundiciones y otras industrias a lo largo de la Av. Argentina, por lo que es probable que existan otros focos con problemas de contaminación por plomo. Es probable que los individuos colectados hicieran uso de un espacio mayor a los puntos críticos de contaminación existentes en la zona industrial del Callao. En ese sentido, la media de concentración registrada representaría la disponibilidad de plomo existente en la zona centro-oeste del distrito del Callao, la cual posiblemente esté relacionada con los depósitos de minerales y otras industrias existentes en el área. Se recomienda realizar más estudios de contaminación por plomo en aire, suelo y agua de Lurín, San Martín de Porres y Callao, así como otros distritos de Lima Metropolitana para comprender mejor la concentración de este metal en el ambiente.

Es posible que otras zonas urbanas e industriales de Lima también presenten valores de concentración similares a los registrados en San Martín de Porres y el Callao, o en todo caso más elevado que los registrados en la zona rural de Lurín. Por lo tanto se postula que la paloma de Castilla (*Columba livia*) puede ser usada como un biomonitor para la contaminación por plomo y como herramienta útil para llenar vacíos de contaminación de la contaminación por plomo en Lima. Además de esto, se postula a los valores de media ($0,073 \pm 0,075$ mg/kg) y mediana (0,052 mg/kg) registrados en Lurín como valores referenciales para ambientes sin contaminación por plomo en Lima Metropolitana.

4.5.8. Selenio

La mayor media de concentración de selenio fue registrada en la zona industrial del Callao ($0,978 \pm 0,156$ mg/kg), mientras que la zona urbana de San Martín de Porres ($0,52 \pm 0,045$ mg/kg) y la zona rural de Lurín ($0,524 \pm 0,091$ mg/kg) presentaron menores valores (Figura 23).

La Figura 23 muestra las medias de concentración de selenio registradas los tres lugares evaluados con su respectivo error estándar.

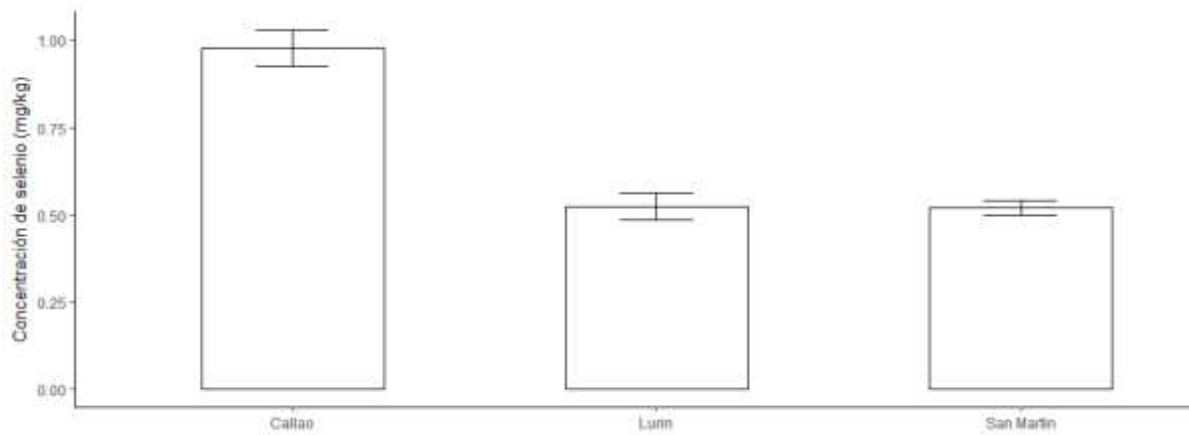


Figura 23: Gráfico de barras con errores estándares de las medias de concentraciones de selenio.

El análisis de variancia realizado con la prueba de Mann-Whitney (nivel de significancia de 0,05) evidencia la existencia de diferencias significativas (p-valor <0,001) entre las muestras obtenidas en Lurín, San Martín de Porres y el Callao. A continuación se presenta el resultado de la Prueba Post-hoc de Dunn con ajuste de Bonferroni efectuado entre las concentraciones registradas en Lurín, San Martín de Porres y el Callao para evidenciar diferencias entre un área de estudio y otro (Tabla 16).

Tabla 16: Resultados del análisis de la Prueba Post-hoc de Dunn con ajuste de Bonferroni entre las concentraciones de selenio en los tres lugares evaluados

	Callao	Lurín
Lurín	0,003 (**)	-
San Martín de Porres	0,008(**)	1(ns)

Nota: Son mostrados como: no significativos (ns), significativos al nivel de probabilidad de 0,05 (*), significativos al nivel de probabilidad de 0,01 (**), significativos al nivel de probabilidad de 0,001 (***)

Se concluyó que existen diferencias significativas entre las concentraciones de selenio en hígados de *Columba livia* de las muestras obtenidas en Lurín y el Callao (p-valor <0,01) y entre el Callao y San Martín de Porres (p-valor <0,01). No se encontraron diferencias significativas entre las muestras provenientes de Lurín y San Martín de Porres.

El presente estudio registró una media de concentración de $0,524 \pm 0,091$ mg/kg en la zona rural de Lurín, una media de $0,52 \pm 0,045$ mg/kg en la zona urbana de San Martín de Porres y una media de $0,978 \pm 0,156$ mg/kg en la zona industrial del Callao. Así mismo, se registraron diferencias significativas entre la mediana registrada en la zona industrial del Callao (1 mg/kg) con respecto a las medianas registradas en la zona rural de Lurín (0,529 mg/kg) y la zona urbana de San Martín de Porres (0,5 mg/kg). Estos resultados evidencian la existencia de una gradiente de concentración de selenio, sugiriendo una mayor disponibilidad de selenio en la zona industrial del Callao.

El único estudio que ha evaluado la concentración de selenio en hígados de paloma de Castilla (*Columba livia*) ha sido el realizado por Torres *et al.* (2010), el cual registró en la zona urbana de Santa Cruz de Tenerife-España una media de concentración 0,487 mg/kg. Es concentración es similar a las medias registradas en la zona rural de Lurín y la zona urbana de San Martín de Porres en el presente estudio. En ambientes rurales y urbanos, se consideran como fuentes de contaminación el uso de agroquímicos así como la combustión de carbón, petróleo y combustibles (Jiménez, 2001; Pulles et al., 2012). En el caso de Santa Cruz de Tenerife-España, las cenizas volcánicas pueden contribuir a aumentar los niveles de selenio en el ambiente (Suzuoki, 1964). Por otro lado las concentraciones registradas en el Callao presentaron valores significativamente más elevados, los cuales son acordes al carácter industrial del área, ya que pueden encontrarse posibles fuentes de contaminación como fundiciones y fábricas de vidrio, además del parque automotor (Jiménez, 2001; Gerhardsson & Nordberg, 1993; Pulles et al., 2012).

En relación a las evaluaciones ambientales que han registrado concentraciones de selenio en Lima Metropolitana; los estudios realizados por OEFA registraron en el año 2016 en la zona urbana circundante a los depósitos de minerales del Callao concentraciones de selenio en aire menores a 0,001 mg/kg, muy por debajo del estándar establecido de 10 mg/kg establecido por esta entidad. OEFA también registró selenio en suelos evidenciando que las concentraciones de este metal fueron menores cuando más alejados se encontraron los puntos de evaluación de la zona de depósitos de minerales ubicados en el cruce de la av. Contralmirante Mora y av. Huáscar. En los puntos más alejados las concentraciones se encontraron por debajo del valor de 1 mg/kg establecido para suelos urbanos por la Norma del Consejo Canadiense de Ministros del Medio Ambiente (CCME, 1997). Mientras que

algunos de los puntos de evaluación cercanos a los depósitos de minerales registraron concentraciones superiores al estándar establecido para suelos industriales (2,9 mg/kg) llegando a registrar hasta 8,727 mg/kg.

La escasez de estudios de selenio en Lima Metropolitana y la limitada cantidad de estudios que hayan registrado selenio en hígado de la paloma de Castilla (*Columba livia*) generan incertidumbre sobre si los valores de concentración registrados en Lurín y San Martín de Porres corresponden a escenarios de no contaminación. Por otro lado, las concentraciones registradas en el Callao sugieren una la existencia de una mayor disponibilidad de selenio en el ambiente. La cual probablemente esté relacionada a la contaminación por selenio en suelos registrada por OEFA y cuyo origen posiblemente esté relacionado a los depósitos de minerales, fundiciones e industrias existentes en el área. Sin embargo, es necesario realizar más estudios como este en otras zonas de Lima, así como evaluar la concentración de selenio en agua, suelo y aire, para tener un mejor conocimiento de la contaminación por este metal en Lima Metropolitana. Con los resultados obtenidos se postula que la paloma de Castilla (*Columba livia*) puede ser usada como un biomonitor para la contaminación por selenio, convirtiéndose en una herramienta útil para llenar vacíos de información sobre la contaminación por selenio en Lima. Así mismo, se sugiere usar la media registrada en la zona industrial del Callao ($0,978 \pm 0,156$ mg/kg) como un valor referencial para ambientes con presencia de fuentes de contaminación por selenio.

4.5.9. Zinc

La mayor media de concentración de zinc fue registrada en la zona industrial del Callao ($88,378 \pm 39,944$ mg/kg), mientras que la zona urbana de San Martín de Porres ($31,56 \pm 7,430$ mg/kg) y la zona rural de Lurín ($17,655 \pm 0,535$ mg/kg) presentaron menores valores (Figura 24).



Figura 24: Gráfico de barras con errores estándares de las medias de concentraciones de zinc.

El análisis de variancia realizado con la prueba de Mann-Whitney (nivel de significancia de 0,05) evidencia la existencia de diferencias significativas (p -valor $<0,001$) entre las muestras obtenidas en Lurín, San Martín de Porres y el Callao. A continuación se presenta el resultado de la Prueba Post-hoc de Dunn con ajuste de Bonferroni efectuado entre las concentraciones registradas en Lurín, San Martín de Porres y el Callao para evidenciar diferencias entre un área de estudio y otro (Tabla 17).

Tabla 17: Resultados del análisis de la Prueba Post-hoc de Dunn con ajuste de Bonferroni entre las concentraciones de zinc en los tres lugares evaluados

	Callao	Lurín
Lurín	0,001 (***)	-
San Martín de Porres	0,074(ns)	0,568(ns)

Nota. Son mostrados como: no significativos (ns), significativos al nivel de probabilidad de 0,05 (*), significativos al nivel de probabilidad de 0,01 (**), significativos al nivel de probabilidad de 0,001 (***)

Se concluyó que existen diferencias significativas entre las concentraciones de plomo en hígados de *Columba livia* de las muestras obtenidas en Lurín y el Callao (p -valor $<0,001$). No se encontraron diferencias significativas entre las muestras provenientes de Lurín y San Martín de Porres ni entre las provenientes de San Martín de Porres y el Callao.

Las medias de concentración de zinc registradas en el presente estudio evidencian un gradiente de contaminación. La menor media de concentración fue registrada en la zona rural de Lurín ($17,655 \pm 0,535$ mg/kg), seguida de la registrada en la zona urbana de San Martín de Porres ($31,56 \pm 7,430$ mg/kg), mientras que la registrada zona industrial del Callao ($88,378 \pm 39,944$ mg/kg) presentó valores más elevados y distanciados. Así mismo, el presente estudio registró valores de mediana de concentración de zinc en Lurín (17,665 mg/kg) y San Martín de Porres (32,1 mg/kg) menores a los registrados en el Callao (92,6 mg/kg) evidenciándose diferencias significativas entre las concentraciones registradas en el Callao con respecto a las otras dos. Estos resultados sugieren que la gradiente de contaminación tendría una mayor disponibilidad de zinc en el Callao que en Lurín y San Martín de Porres.

Con respecto a las medias de concentración de zinc en hígados de paloma de Castilla (*Columba livia*) registradas por otros estudios, las pertenecientes a zonas rurales pueden dividirse en tres grupos. Un primer grupo conformado por el estudio realizado en la zona rural de Khartoum-Sudan en el que se registró $20,3 \pm 1,8$ mg/kg (Tawassul, 2013). Un segundo grupo que reporta valores más elevados, $50,1 \pm 4,2$ en la zona rural de Allal Behraoui-Rabat-Marruecos y $62,12 \pm 18$ mg/kg en la zona rural de Mohammedia-Marruecos (Elabidi *et al.*, 2010; Kouddane *et al.*, 2015). El tercer grupo se aleja de los otros dos con valores entre $203,9 \pm 31,9$ y $280,76$ mg/kg en estudios realizados en Inglaterra y Bangladesh (Hutton & Goodman, 1980; Begum & Sehrin, 2013). El presente estudio registró una media de concentración de zinc de $17,655 \pm 0,535$ mg/kg en la zona rural de Lurín.

Las medias de concentración de zinc registradas para zonas urbanas por otros estudios también presentan tres grupos. El primer grupo conformado por las concentraciones entre $13,4 \pm 3,1$ y $31,2 \pm 11,9$ las cuales fueron registradas en zonas urbanas de Marruecos, Sudán y zonas de Holanda con bajos niveles de tráfico (Elabidi *et al.*, 2010; Tawassul, 2013). Mientras que el segundo grupo presenta concentraciones que oscilan entre $35,8 \pm 6,5$ y $78,8 \pm 6,36$, en el que se encuentran las concentraciones registradas en zonas de Ámsterdam-Holanda con elevado tráfico vehicular (Hutton & Goodman, 1980; Schilderman *et al.*, 1997; Torres *et al.*, 2010; Elabidi *et al.*, 2010; Kouddane *et al.* 2015). El tercer grupo se aleja de los otros dos, con concentraciones entre $146,5 \pm 8,38$ y $\pm 238,6$

$\pm 36,2$ mg/kg registradas en Inglaterra y Bangladesh (Hutton & Goodman, 1980; Begum & Sehrin, 2013). El presente estudio registró una media de concentración de selenio de $31,56 \pm 7,430$ mg/kg en la zona urbana de San Martín de Porres, la cual se encuentra dentro del primer grupo mencionado.

Con respecto a las concentraciones registradas en zonas industriales, se registró un valor de $21,6 \pm 0,18$ mg/kg en la zona industrial de Khartoum-Sudán (Tawassul, 2013) y un valor más elevado de $46,16 \pm 13,56$ mg/kg en Mohammedia-Marruecos (Kouddane *et al.*, 2015). Más alejados de estos valores se encuentran el registro hecho en Oulja-Rabat-Marruecos con un valor de $120,3 \pm 3,3$ mg/kg y el registro hecho en Mymensingh-Bangladesh con un valor de $210,5$ mg/kg (Elabidi *et al.*, 2010; Begum & Sehrin, 2013). El presente estudio registró una media de concentración de selenio de $88,378 \pm 39,944$ mg/kg en la zona industrial del Callao.

Entre los estudios realizados resaltan los realizados por Hutton & Goodman (1980) en Inglaterra y por Begum & Sehrin (2013) en Bangladesh, donde la mayoría de concentraciones registradas sobrepasan los 100 mg/kg llegando a registrarse valores alrededor de los 280 mg/kg. En estos estudios las mayores concentraciones fueron registradas en zonas rurales y en el aeropuerto de Heathrow-Inglaterra. Es posible que el uso de agroquímicos y a la mala disposición de residuos sólidos sean los responsables de la contaminación por zinc en ambientes rurales los evaluados por dichos estudios (Elabidi *et al.* 2010; Tóth *et al.* 2017). Los elevados valores registrados en zonas urbanas pueden deberse a la severa contaminación existente en Bangladesh (Begum & Sehrin, 2013; Kibria *et al.*, 2016). Así mismo, Inglaterra tenía problemas de contaminación con relación a las emisiones del parque automotor para el tiempo en que se realizó dicho estudio (Hutton & Goodman, 1980) Por lo que se considerarán a los valores por encima de los 100 mg/kg como casos de severos de contaminación.

Los estudios realizados en otros países registraron, tanto en zonas rurales, urbanas e industriales, concentraciones por debajo de los 30 mg/kg, entre los 30 mg/kg y los 100 mg/kg y por encima de los 100 mg/kg. Es posible, que los valores por debajo de los 30 mg/kg sean acordes a ambientes sin contaminación por zinc, mientras que los valores que superan los 30 mg/kg evidencien fuentes de contaminación por zinc en el ambiente. Por

consiguiente, es posible sugerir que tanto zonas rurales como urbanas e industriales pueden presentar elevados valores de concentración de zinc de acuerdo a la contaminación existente en el área. Esto puede estar relacionadas al uso de agroquímicos, parque automotor, combustión del carbón, galvanizados, fundiciones y mala disposición de residuos (Schilderman *et al.* 1997; Wright & Welbourn, 2002; Councell *et al.*, 2004; Tóth *et al.*, 2017).

En relación al presente estudio, la media de concentración de zinc registrada en la zona rural de Lurín ($17,655 \pm 0,535$ mg/kg) se encuentra por debajo de 35 mg/kg. Es posible que en las cercanías al área evaluada no se utilicen de agroquímicos que contribuyan a la contaminación por zinc. En ese sentido, es posible sugerir que los niveles de concentración de zinc en el ambiente de la zona rural de Lurín son acordes a zonas rurales sin contaminación por zinc. Se recomienda, estudiar las concentraciones de zinc en el aire, suelo y agua para tener un mayor conocimiento del caso.

La media de concentración de zinc registrada en la zona urbana de San Martín de Porres ($31,56 \pm 7,430$ mg/kg) se encuentra por debajo de 35 mg/kg pero es más elevada que la registrada en Lurín. Ese valor es similar a los registrados por Schilderman *et al.* (1997) en ambientes donde la principal fuente de contaminación por zinc provino del parque automotor. En ese sentido es posible sugerir que la concentración registrada en San Martín de Porres evidencia la presencia de fuentes de contaminación relacionadas al parque automotor pero que no llegan a ser tan elevadas. Se recomienda, estudiar las concentraciones de zinc en el aire, suelo y agua para tener un mayor conocimiento del caso, así como evaluar zinc en hígados de paloma de Castilla (*Columba livia*) en otros puntos de Lima centro.

La media de concentración de zinc registrada en la zona industrial del Callao ($88,378 \pm 39,944$ mg/kg) se encuentra cercana a los 100 mg/kg por lo que sugiere la presencia de fuentes de contaminación por zinc. Las cuales pueden estar relacionadas a la combustión de carbón, fundiciones e industrial del acero, combustión de carbón, además de las emisiones del parque automotor y del aeropuerto Jorge Chávez (Wright & Welbourn, 2002).

Con respecto a las evaluaciones ambientales que han registrado concentraciones de zinc en aire en Lima Metropolitana; el Programa Nacional de Vigilancia Sanitaria llevado a cabo en el año 2007 llevado a cabo por DIGESA registró valores de concentración de zinc en aire con valores más elevados en el Cercado de Lima (0,4 mg/kg) que en el Callao (0,22 mg/kg). Es importante resaltar que el punto de evaluación de DIGESA en el Callao estuvo localizado en la Dirección Regional de Salud I, ubicada en la urbanización de Bellavista, de carácter urbano, a más de 2 km de los depósitos de minerales ubicados en el cruce de la av. Contralmirante Mora y av. Huáscar. Posteriormente, las evaluaciones ambientales realizadas por OEFA en el Callao registraron concentraciones de zinc en las zonas urbanas adyacentes a los depósitos de minerales, los cuales en su mayoría se encontraron por debajo de 0,01 mg/kg pero que en algunos casos sobrepasaron los 0,5 mg/kg siendo el valor más elevado 1,879 mg/kg. Estas concentraciones se encontraron muy por debajo del ECA de 120 mg/kg establecido.

Es importante tomar en cuenta que el zinc puede ser absorbido por los organismos vivos por otros medios además del aire, como el suelo y agua. Al respecto, Espinoza (2013) evidenció que las concentraciones de zinc en suelo disminuían notoriamente al contrastar concentraciones registradas cerca de la zona de los depósitos de minerales ubicados en el cruce de la av. Contralmirante Mora y av. Huáscar (22 000-30 000 mg/kg) con la de suelos pertenecientes a un área urbana ubicada a 800 m de estos depósitos (300-450 mg/kg). A pesar de ello, las concentraciones registradas por Espinoza (2013) sobrepasaron los estándares establecidos para suelos urbanos (140 mg/kg) e industriales (600 mg/kg) por la Norma del Consejo Canadiense de Ministros del Medio Ambiente (CCME, 1997). De igual forma, los OEFA registro en el 2016 valores de zinc en suelo por debajo de los 600 mg/kg en zonas más distantes de los depósitos de minerales mientras que en puntos de evaluación cercanos los valores ascendieron por encima de los 5 000 mg/kg, siendo la mayor concentración registrada de 19 057 mg/kg. Se recomienda realizar más estudios de contaminación en aire, agua y suelo en más distritos de Lima Metropolitana para comprender mejor la concentración de este metal en el ambiente.

En consecuencia con las concentraciones registradas en el presente estudio y otros estudios analizados, es posible sugerir que las concentraciones de zinc registradas en la zona rural de Lurín son acordes a ambientes rurales sin contaminación por zinc. También

es posible sugerir que las concentraciones registradas en la zona urbana de San Martín de Porres son acordes a ambientes urbanos con contaminación por zinc la cual podría estar principalmente ligada al parque automotor. Así mismo, es posible sugerir que las concentraciones registradas en el Callao son acordes al carácter industrial de la zona evaluada y evidencian problemas de contaminación, los cuales posiblemente estén relacionados a la mayor disponibilidad de zinc en suelos causada por la contaminación proveniente de los depósitos de minerales e industrias existentes en el área.

Es posible que otras zonas urbanas e industriales de Lima también presenten valores de concentración de zinc similares a los registrados en San Martín de Porres y el Callao, o en todo caso más elevado que los registrados en Lurín. Por lo tanto se postula que la paloma de Castilla (*Columba livia*) puede ser usada como un biomonitor para la contaminación por zinc y como herramienta útil para llenar vacíos de contaminación de la contaminación por zinc en Lima. Además de esto, se postula que la media ($17,655 \pm 0,535$ mg/kg) y mediana (17,665 mg/kg) registradas en Lurín pueden ser usadas como valores referenciales para ambientes sin contaminación por zinc en Lima Metropolitana. Mientras que la media ($88,378 \pm 39,944$ mg/kg) y mediana (96,2 mg/kg) registradas en el Callao pueden ser usadas como valores referenciales de ambientes con problemas de contaminación por zinc en Lima Metropolitana.

4.6. LA PALOMA DE CASTILLA (*Columba livia*) COMO BIOMONITOR EN LIMA METROPOLITANA

Las concentraciones de metales traza en hígado de paloma de Castilla (*Columba livia*) registradas por el presente estudio en la zona rural de Lurín, urbana de San Martín de Porres e industrial del Callao sugieren la presencia de un gradiente de contaminación. Luego de la remoción de outliers, el Callao presentó los mayores valores de medianas de concentración para cobre, hierro, manganeso, selenio y zinc. Así mismo, San Martín de Porres registró las mayores concentraciones para cadmio, estroncio, molibdeno y plomo. Por su parte, Lurín registró las menores concentraciones en la mayoría de los metales evaluados con la excepción de hierro y selenio. Además de ser significativamente menor con respecto a las concentraciones registradas en el Callao o San Martín de Porres para todos los metales traza analizados con la excepción del molibdeno, donde no se encontraron diferencias

significativas entre las áreas evaluadas.

Considerando los resultados obtenidos por el presente estudio y otros estudios realizados en otras partes del mundo, es posible postular el uso de las concentraciones de cadmio, plomo y zinc registradas en Lurín como valores referenciales para la evaluación de contaminación en Lima Metropolitana. El mismo caso podría darse con respecto a las concentraciones de estroncio, molibdeno y selenio. Sin embargo, la ausencia o escasez de estudios genera incertidumbre sobre los niveles de contaminación que representan las concentraciones registradas. Al respecto, cabe resaltar que el análisis de concentraciones de estroncio, de molibdeno y selenio, representa uno de los primeros estudios de contaminación por estos metales realizados en Lima Metropolitana. Así mismo, cabe resaltar que el presente trabajo es pionero en evaluar la contaminación de estroncio, hierro y molibdeno a través de las concentraciones de estos metales en hígado de *Columba livia*. La mayor concentración de cobre, hierro, manganeso, selenio y zinc registrada en la zona industrial del Callao es acorde al carácter industrial de la zona evaluada en la cual existen depósitos de minerales, fundiciones, fábricas de vidrio y otras industrias. De igual manera estas fuentes de contaminación podrían estar contribuyendo a elevar las concentraciones de cadmio, estroncio, molibdeno y plomo en el ambiente. Este último grupo de metales traza mencionados presentó valores de mediana de concentración más elevados en la zona urbana de San Martín de Porres sin registrar diferencias significativas entre las concentraciones de ambos lugares. Lo cual podría indicar que la contaminación producida por el parque automotor de Lima central aumenta la disponibilidad de estos metales en el ambiente a niveles similares o incluso mayores a los que se puede encontrar en lugares con carácter industrial en Lima.

Es importante mencionar que la evaluación de contaminación por metales traza en el ambiente realizada por el presente estudio a través del uso de la paloma de Castilla (*Columba livia*) como biomonitor ha permitido conocer la disponibilidad de los metales evaluados en el ambiente. La concentración de metales traza en suelo, agua y aire puede variar dependiendo de la presencia de diferentes fuentes de contaminación y características ambientales del área. La evaluación parcial de estos tres medios no necesariamente nos permitirá conocer el estado de contaminación de un lugar. En el presente estudio los valores de mediana de concentración de cobre, hierro, manganeso y zinc fueron más elevados en el

Callao que en San Martín de Porres. DIGESA en el 2007 registró concentraciones de estos metales en el aire con menores valores que en el Callao y sin evidentes diferencias. Más de 5 años después DIRESA y OEFA registraron valores de metales traza en aire en la zona de depósitos de minerales del Callao por debajo de los estándares establecidos en los ECA. Dejando de lado la distancia entre los años y puntos de evaluación de estos estudios, es posible sugerir que la disponibilidad de estos metales en medios como el suelo y agua se encuentre con mayores valores en el Callao que en San Martín de Porres. Tal como se pudo evidenciar en el estudio de concentración de plomo en fuentes de agua de Lima y Callao realizado por DIGESA en 1999 (Narciso *et al.*, 2000), en el cual se evidenciaron mayores valores de concentración de plomo en fuentes de agua de Lima Central. De igual forma las evaluaciones realizadas por OEFA entre los años 2012 y 2016 confirman una mayor concentración de metales traza en suelo que en aire. Es por ello, que el uso de biomonitores es importante, al permitirnos tener una idea de la disponibilidad de contaminantes en el ambiente, sin importar si se encuentran en mayor concentración en suelo, aire o agua ya que los seres vivos adquirimos los contaminantes por diferentes vías.

Por lo tanto se postula a la paloma de Castilla (*Columba livia*) como un biomonitor para la contaminación de metales traza en Lima Metropolitana, el cual puede ser una herramienta útil para comprender mejor la contaminación existente en la capital y a su vez puede ser utilizada en otras partes del país y del mundo.

V. CONCLUSIONES

1. El hígado de paloma de Castilla (*Columba livia*) puede ser utilizado como biomonitor de contaminación ambiental en la ciudad de Lima para los siguientes metales traza: cadmio, cobre, estroncio, hierro, manganeso, molibdeno, plomo, selenio y zinc.
2. Las concentraciones de estos metales traza registrados en hígados de paloma de Castilla (*Columba livia*) evidenciaron un gradiente de contaminación en las tres zonas de estudio. El primer lugar ubicado en la zona rural de Lurín presentó valores de concentración más bajos que los otros dos lugares para todos los metales traza con la excepción del hierro, para el cual registró una mediana de mayor valor (427,9 mg/kg) que la registrada en la zona urbana de San Martín (371 mg/kg). El segundo lugar ubicado en la zona urbana de San Martín de Porres registró los mayores valores de concentración para cadmio, estroncio, molibdeno y plomo. El tercer lugar ubicado en la zona industrial de Callao registró los mayores valores de concentración para cobre, hierro, manganeso, selenio y zinc.
3. Las menores medianas para las concentraciones de cadmio, plomo y zinc fueron registrada en la zona rural de Lurín. Para cadmio se registraron los siguientes valores: 0,015 mg/kg en la zona rural de Lurín, 0,08 mg/kg en la zona industrial del Callao y 0,19 mg/kg en la zona urbana de San Martín de Porres. Para plomo se registraron los siguientes valores: 0,052 mg/kg en la zona rural de Lurín, 0,27 mg/kg en la zona industrial del Callao y 0,355 mg/kg en la zona urbana de San Martín de Porres. Para zinc se registraron los siguientes valores: 17,665 mg/kg en la zona rural de Lurín, 32,1 mg/kg en la zona urbana de San Martín de Porres y 92,6 mg/kg en la zona industrial del Callao. Se reportan estos metales por ser los más evaluados a nivel mundial.
4. Se encontraron diferencias significativas entre las concentraciones de ocho de los nueve metales traza evaluada en hígados de paloma de Castilla (*Columba livia*): cadmio, cobre, estroncio, hierro, manganeso, plomo, selenio y zinc. La excepción fueron las concentraciones de molibdeno.

VI. RECOMENDACIONES

1. Se recomienda ampliar la investigación a otras áreas de la ciudad de Lima a fin de entender de mejor manera la contaminación existente a lo largo de la ciudad. Para ello se sugiere tomar como valores referenciales de un escenario con poca contaminación por cadmio, plomo y zinc a los valores registrados en Lurín.
2. Así mismo se recomienda ampliar la investigación a lugares que tengan datos de concentraciones de metales traza en aire, suelo o agua, a fin de comparar los valores obtenidos en este estudio y comprender mejor que valores pueden ser utilizados como referencias de problemas de contaminación. Para dicha ampliación se recomienda considerar la zona industrial de Ventanilla y Lima Norte, La Oroya, así como lugares afectados por la minería como Cerro de Pasco, Las Bambas, las cuencas del Río Moche, Jequetepeque y Rímac, entre otros.
3. Con respecto a los metales traza que fueron evaluados por primera vez en la ciudad de Lima (estroncio, molibdeno y selenio) y los metales que fueron evaluados por primera vez en hígados de paloma de Castilla (estroncio, hierro y molibdeno), se recomienda ampliar la investigación a otros lugares de Lima y se recomienda medir la concentración de dichos metales en aire, suelo y agua de las tres zonas evaluadas en el presente estudio a fin de comprender mejor que valores son referenciales para problemas de contaminación.
4. También se recomienda realizar evaluaciones de la concentración de todos los metales traza evaluados en agua, aire y suelo en las tres zonas evaluadas con el propósito de establecer correspondencias con los resultados obtenidos en este estudio. Con especial interés en manganeso y selenio, ya que es probable que las concentraciones obtenidas en la zona rural de Lurín puedan ser consideradas como valores referenciales de sitios sin contaminación.
5. Así mismo, se recomienda realizar una evaluación de metales traza en fuentes de agua pública y privada en Lima Metropolitana, ya que puede ser un problema de contaminación que este pasado desapercibido.

VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abdullah, M.; Fasola, M.; Muhammad, A.; Malik, S.A.; Bostan, N.; Bokhari, H.; Kamran, M.A.; Shafqat, M.N.; Alamdar, A.; Khan, M.; Ali, N. 2015. Avian feathers as a non-destructive bio-monitoring tool of trace metals signatures: a case study from severely contaminated areas. *Chemosphere*, 119. p. 553-561.
- Adout, A.; Hawlena, D.; Maman, R.; Paz-Tal, O.; Karpas, Z. 2007. Determination of trace elements in pigeon and raven feathers by ICPMS. *International Journal of Mass Spectrometry*, 267(1-3). p. 109-116.
- Adriano, D.C. 2001. Trace metals in terrestrial environments: Biogeochemistry, Bioavailability and Risk of metals. *Environmental contamination and regulation*. Segunda edición. Nueva York. Springer-Verlag. p. 91-132.
- Albadwai, K.A.; Elamin, G.M.; Eltahir, M.A.; Algack, R.E.; Mostafa, A.M. 2017. Heavy Metals Contamination of Soil in Khartoum-Sudan.
- Alarcón-Corredor, O.M. 2009. Los elementos traza. *Revista Médica de la Extensión Portuguesa*, 4(3), pp.107-124.
- Alloway, B.J. 2013. Sources of heavy metals and metalloids in soils. In *Heavy metals in soil*. Springer, Dordrecht. p. 11-50.
- Agency for toxic substance and disease registry. ATSDR. 2004. U.S. Department of Health and Humans Services, Public Health Humans Services, Centers for Diseases Control. Toxicological Profile for Copper.
- Agency for toxic substance and disease registry. ATSDR. 2004. U.S. Department of Health and Humans Services, Public Health Humans Services, Centers for Diseases Control. Toxicological Profile for Selenium.
- Agency for Toxic Substances and Diseases Registry. ATSDR. 2005. U.S. Department of Health and Humans Services, Public Health Humans Services, Centers for Diseases Control. Toxicological Profile for Arsenic.
- Agency for Toxic Substances and Diseases Registry. ATSDR. 2005. U.S. Department of Health and Humans Services, Public Health Humans Services, Centers for Diseases Control. Toxicological Profile for Zinc.

- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (21 January 2015). ATSDR. 2016. Public Health Statement: Strontium. Agency for Toxic Substances and Disease Registry.
- Albert, L. 1997. Introducción a la toxicología ambiental. México: Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud.
- Atkins, P.W.; De Paula, J. 2006. Physical Chemistry (8th edn.), OUP.
- Azimi, S.; Ludwig, A.; Thévenot, D.R.; Colin, J.L. 2003. Trace metal determination in total atmospheric deposition in rural and urban areas. *The Science of the Total Environment*. 308:247-256.
- Bauman, G.; Charette, M.; Reid, R.; Sathya, J. 2005. Radiopharmaceuticals for the palliation of painful bone metastases – a systematic review. *Radiotherapy and Oncology*. 75 (3): 258.E1–258.E13
- Begum, A.; Sehrin, S. 2013. Levels of heavy metals in different tissues of pigeon (*Columba livia*) of Bangladesh for safety assessment for human consumption. *Bangladesh Pharmaceutical Journal*. 16(1):81-87.
- Brait, C.H.H.; Antoniosi Filho, N.R. 2011. Use of feathers of feral pigeons (*Columba livia*) as a technique for metal quantification and environmental monitoring. *Environmental Monitoring and Assessment* 179:457-467.
- Beeby, A. 2001. What do sentinels stand for? *Environmental Pollution* 112:285–298.
- Begum, A.; Sehrin, S. 2013. Levels of Heavy Metals in Different Tissues of Pigeon (*Columba livia*) of Bangladesh for Safety Assessment for Human Consumption. *Bangladesh Pharmaceutical Journal* 16(1):81-87.
- Boncompagni, E.; Muhammad, A.; Jabeen, R.; Orvini, E.; Gandini, C.; Sanpera, C.; Ruiz, X.; Fasola, M. 2003. Egrets as monitors of trace-metal contamination in wetlands of Pakistan. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 45:399-406.
- Bothwell, D.N.; Mair, E.A.; Cable, B.B. 2003. Chronic ingestion of a zinc-based penny. *Pediatrics*, 111(3):689-691.
- Broeke, H.; Hulskotte, J.; Denier Van der Gon, H. 2008. Road Traffic Tyre Wear: Emission estimates for diffuse sources, Water Unit, TNO Built Environment and Geosciences, The Netherlands.
- Burger, J. 1995. A risk assessment for lead in birds, *Journal of Toxicology and Environmental Health: Current Issues* 45(4):369-396.

- Burger, J.; Gochfeld, M.; Kosson, D.S.; Powers, C.W. 2006. Biomonitoring for ecosystem and human health protection at Amchitka Island. Piscataway, New Jersey: CRESPI.
- Burger, J.; Gochfeld, M. 2007. Metals and radionuclide in birds and eggs from Amchitka and Kiska Islands in the Bering Sea/Pacific Ocean ecosystem. *Environ. Monit. Assess.* 127:105-117.
- Butler, E.J. 1983. Role of trace elements in metabolic processes. In B.M. Freeman (Ed.), *Physiology and Biochemistry of the Domestic Fowl*, vol. 4 (chapter 10). London: Academic Press.
- Canadian Council of Ministers of the Environment. CCME. 1991. Interim Canadian environmental quality criteria for contaminated sites. Report CCME EPC-CS34. CCME, Ottawa, ON. 20 pp.
- Capó, M. 2002. *Principios de Ecotoxicología*. McGraw Hill. Madrid, España. 314.
- Carracedo, J.C.; Badiola, E.R.; Soler, V., 1990. Aspectos volcanológicos y estructurales, evolución opetrologica e implicaciones en riesgo volcánico de la erupción de 1730 en Lanzarote, Islas Canarias. *Estud Geol*, 46. p. 25-55.
- Chang, R. 2005. *Physical Chemistry for the Biosciences*. Sausalito, USA: University Science Books.
- Chaturvedi, R.; Banerjee, S.; Chattopadhyay, P.; Bhattacharjee, C.R.; Raul, P; Borah, K. 2014. High iron accumulation in hair and nail of people living in iron affected areas of Assam, India. *Ecotoxicology and environmental safety*, 110, p.216-220.
- Cheng, H.; Hu, Y., 2010. Lead (Pb) isotopic fingerprinting and its applications in lead pollution studies in China: a review. *Environmental Pollution*, 158(5), pp.1134-1146.
- Cherian, M.G.; Jayasurya, A.; Bay, B.H., 2003. Metallothioneins in human tumors and potential roles in carcinogenesis. *Mutation Research/Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis*, 533(1):201-209.
- Clarke, M.L.; Harvey, D.G.; Humphreys, D.J. 1981. *Veterinary Toxicology*. 2nd Edn., ELBS and Bailliere Tindall, London. p. 256.
- Cui, J.; Wu, B.; Halbrook, R.S.; Zang, S. 2013. Age-dependent accumulation of heavy metals in liver, kidney and lung tissues of homing pigeons in Beijing, China. *Ecotoxicology*. 22:1490–1497.
- Cork, S.C. 2000. Iron storage diseases in birds. *Avian Pathology*, 29(1):7-12.

- Considine, Glenn D. ed. 2005. Molybdenum. Van Nostrand's Encyclopedia of Chemistry. New York: Wiley-Interscience. p. 1038–1040.
- Councell, T.B.; Duckenfield, K.U.; Landa, E.R.; Callender, E. 2004. Tire-wear particles as a source of Zn to the environment. *Environmental Science and Technology*. 38:4206-4214.
- Croteau, M.; Luoma, N.; Stewart, A.R. 2005. Trophic transfer of metals along freshwater food webs: Evidence of cadmium biomagnification in nature. *Limnol. Oceanogr.* 50 (5):1511-1519.
- Davies, R.E.; Reid, B.L.; Kurnick, A.A.; Couch, J.R. 1960. The effect of sulfate on molybdenum toxicity in the chick. *The Journal of nutrition*, 70(2):193-198.
- Dewar, W.A.; Wight, P.A.L.; Pearson, R.A.; Gentle, M.J. 1983. Toxic effects of high concentrations of zinc oxide in the diet of the chick and laying hen. *British Poultry Science*, 24(3):397-404.
- Dirección General de Salud Ambiental. DIGESA. 2001. Estudio de la Calidad del Aire de la Ciudad de Lima Metropolitana 1996-2000. Lima, Perú.
- Dirección General de Salud Ambiental. DIGESA. 2004. Programa de Vigilancia de la Calidad de Aire de la Ciudad de Lima Metropolitana. Lima, Perú
- Dirección General de Salud Ambiental. DIGESA. 2007. Programa Nacional de Vigilancia Sanitaria de Calidad del Aire.
- Dirección General de Salud Ambiental. DIGESA. 2012. II Estudio de saturación de Lima Metropolitana y el Callao 2011 (en Línea). Consultado 20 Jun 2015.
Disponibile en
http://www.digesa.minsa.gob.pe/depa/informes_tecnicos/Estudio%20de%20Saturacion%202012.pdf.
- Dirección General de Salud Ambiental. DIGESA. 2014. Programa Nacional de Vigilancia Sanitaria de Calidad del Aire.
- Dirección Regional de Salud. DIRESA. 2012. Monitoreo de calidad sanitaria de aire en la región Callao.
- Dunn, O.J. 1964. Multiple comparison using rank sums." *Technometrics*, 6, 241-252.
- Duffus, J.H. 2002. Heavy metal – a meaningless term? *Pure Appl Chem.* 74:793–807

- Duruibe, J.O.; Ogwuegbu, M.O.C.; Egwurugwu, J.N. 2007. Heavy metal pollution and human biotoxic effects. *International Journal of Physical Sciences*, Vol. 2 (5):112-118.
- Elabidi, A.; FEkhAoui, M.; Ghouli, A.; Piervittori, R.; Yahyaoui, A. 2010. Use of pigeons as bioindicators of air pollution from heavy metals at Rabat-Salé (Morocco). *AVOCETTA*, 34, p.29-34.
- Elaroussi, M. A.; Deluca, H. F. 1994. Calcium uptake by chorioallantoic membrane: effects of vitamins D and K. *American Journal of Physiology—Endocrinology and Metabolism* 267:E837–E841
- Ellenberg, H.; Dietrich, J.; Stoepler, M.; Niirnberg, H.W. 1985. Environmental monitoring of heavy metals with birds as pollution integrating biomonitors. Introduction, definitions and practical examples for Goshawk (*Accipiter gmtilis*). In: Lekkas D.T. (ed.) *Hem'Y Mew/s in CEP Consultants Ltd., Edinburgh*. 724-726.
- Erwin, M.; Custer, T.W. 2000. Herons as indicators. In: Kushlan, J.A., Hanfer, H. (Eds.), *Heron Conservation*. Academic Press, San Diego. p. 310–330.
- Espinoza, J. 2013. Dispersión de metales pesados al entorno de los exdepositos de concentrados" Selva Central" y" Atalaya", propiedad de PERUBAR SA. *Revista del Instituto de Investigación de la Facultad de Ingeniería Geológica, Minera, Metalurgica y Geográfica*, 15(30):99-110.
- Expósito, I.C.; Hernández, M.V. 2014. El plomo y sus efectos en la salud. *Acta Médica del Centro*, 8(3):141-148.
- Flemming, C.A.; Trevors, J.T. 1989. Copper toxicity and chemistry in the environment: a review. *Water, Air, and Soil Pollution*, 44(1-2):143-158.
- Fosmire, G.J. 1990. Zinc toxicity. *The American journal of clinical nutrition*, 51(2):225-227.
- Frantz, A.; Pottier, M.A.; Karimi, B.; Corbel, H.; Gasparini, J.; CastrecRouelle, M. 2012. Contrasting levels of heavy metals in the feathers of urban pigeons from close habitats suggest limited movements at a restricted scale. *Environ Pollut* 168:23–28
- Fraenzle, S.; Markert, B.; Wuenschmann, S. 2007. Dynamics of trace metals in organisms and ecosystems: prediction of metal bioconcentration in different organisms and estimation of exposure risks. *Environmental Pollution*. p. 23-33.

- Furness, R.W. 1993. Birds as monitors of pollutants. In R. W. Furness, & J. J. D. Greenwood (Eds.) Birds as monitors of environmental change. London, UK: Chapman & Hall. 86–143.
- Gaetke, L.M.; Chow, C.K. 2003. Copper toxicity, oxidative stress, and antioxidant nutrients. *Toxicology*, 189(1-2):147-163.
- García, M.A.; Martínez-Conde, E.; Corpas, I. 1988. Lead levels of feral pigeons (*Columba livia*) from Madrid (Spain). *Env. Pol.* 54:89-96.
- Gardener, M. 2012. Statistics for ecologists using R and Excel: data collection, exploration, analysis and presentation. Exeter: Pelagic Publishing, cop.
- Gerhardsson, L.; Nordberg, G.F. 1993. Lung cancer in smelter workers—interactions of metals as indicated by tissue levels. *Scandinavian journal of work, environment & health*. p. 90-94.
- Gibbs, J.P.; Crump, K.S.; Houck, D.P.; Warren, P.A.; Mosley, W.S. 1999. Focused medical surveillance: a search for subclinical movement disorders in a cohort of U.S. workers exposed to low levels of manganese dust. *Neurotoxicology*. 20:299-313.
- González, R.A.D.; Martínez, R.R. 1994. Concentraciones de plomo, cadmio y cromo y su relación con algunas modificaciones morfológicas en tejidos de palomas *Columba livia* de la ciudad de México e Ixtlahuaca, Estado de México. *Veterinaria México*, 25(2), pp.109-115.
- Gore, M. 2000. Spectrophotometry & Spectrofluorimetry. New York: Oxford University Press.
- Gragnaniello, S.; Fulgione, D.; Milone, M.; Soppelsa, O.; Cacace, P.; Perrara, L. 2001. Sparrows as possible heavy metal biomonitors of polluted environments. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 66:719-726.
- Guor-Cheng, F.; Hung-Che, C.; Yu-Cheng, C.; You-Fu, X.; Yuan-Jie, Z. 2014. Air Toxic and Environmental Analysis Laboratory, Hungkuang University, Sha-Lu, Taichung, Taiwan. *Environmental Forensics*. 15:296–305.
- Hahn, E.; Ost Apczuk, P.; Ellenberg, H.; Stoeppler, M. 1985. Environmental monitoring of heavy metals with birds as pollution integrating biomonitors. II. Cadmium, lead and copper in Magpie (*Pica pica*) feathers from a heavily polluted and a control area. In: Lekkas DT (ed.) Heavy Metals and the Environment, CEP Consultants Ltd., Edinburgh. 721-723.

- Heinz, G.H. 1996. Selenium in birds. Environmental contaminants in wildlife: interpreting tissue concentrations. Lewis, Boca Raton. p. 447-458.
- Heinz, G.H.; Hoffman, D.J. 1998. Methylmercury chloride and selenomethionine interactions on health and reproduction in mallards. Environmental Toxicology and Chemistry. 17(2):139-145.
- Hermoso de Mendoza, M.; Soler Rodríguez, F.; Hernández Moreno, D.; Gallego Rodríguez, M.E.; López Beceiro, A.; Pérez López, M. 2006. Estudio comparativo del nivel hepático de metales pesados y metaloides en aves rapaces diurnas de Galicia y Extremadura. Revista de Toxicología, 23(2-3).
- Hill, M. 2010. Abnormal Development: Heavy Metals. University of New South Wales. Received October 19.
- Hoff, B.C.H.; Filho, A.N.R. 2011. Use of feathers of feral pigeons (*Columba livia*) as a technique for metal quantification and environmental monitoring. Environ. Monit. Assess. 179:457-467.
- Hutton, M. 1980. Metal contamination of feral pigeons *Columba livia* from London area: Part II – Biological effects of lead exposure, Environ. Poll. 22:281–293.
- Hutton, M.; Goodman, G.T. 1980. Metal contamination of feral pigeons *Columba livia* from London area: Part I – Tissue accumulation of lead, cadmium and zinc, Environ. Poll. 22:207-217.
- Hu R.; Sunc K.; Suc X.; Pana Y.; Zhanga Y.; Wanga X. 2012. Physiological responses and tolerance mechanisms to Pb in two xerophils: *Salsola passerina* Bunge and *Chenopodium album* L. J Hazard Mater. 206:131-138
- Ibitoye, E.B.; Olorede, B.R.; Agaie, B.M.; Ahmed, A.; Jimoh, A.A. 2011. Effects of dietary lead exposure and graded levels of ascorbic acid supplementation on performance and haematology of broiler chickens. Sokoto Journal of Veterinary Sciences, 9(2):1-6.
- Iglesias León, S.; Gonzales Torres, M. 2001. Situación de la contaminación atmosférica en Lima metropolitana y Callao. Revista del Instituto de Investigaciones de la Facultad, Minas, Metalurgia y Ciencias Geográficas, 4(7):9.
- Instituto Nacional de Estadística e Informática. INEI. 2013. Anuario de Estadísticas Ambientales. p. 219-251.
- Instituto Nacional de Estadística e Informática. INEI. 2014. Anuario de Estadísticas Ambientales. p. 249-310.

- Janiga, M.; Mankovska, B.; Bobalová, M.; Durcová, G. 1990. Significance of concentrations of lead, cadmium, and iron in the plumage of the feral pigeon. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 19:892–897.
- Janiga, M.; Žemberyová, M. 1998. Lead concentration in the bones of the feral pigeons (*Columba livia*): sources of variation relating to body condition and death, *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 35:70–74.
- Jha, M.C. 2001. Extractive metallurgy of molybdenum. *Review of Extraction, Processing, Properties & Applications of Reactive Metals.* p. 73-82.
- Järup, L.; Åkesson, A. 2009. Current status of cadmium as an environmental health problem. *Toxicology and applied pharmacology*, 238(3):201-208.
- Jiménez-Gutiérrez, C., Romieu, I., Ramírez-Sánchez, A.L., Palazuelos-Rendón, E. and Muñoz-Quiles, I., 1999. Exposición a plomo en niños de 6 a 12 años de edad. *Salud pública de México*, 41. p. 72-S81.
- Jiménez, B.E. 2001. *La contaminación ambiental en México.* Editorial Limusa.
- Jolliffe, I.T. 2002. *Principal Component Analysis.* Second ed. Springer Series in Statistics. New York: Springer-Verlag New York
- Johnson, M.S.; Pluck, H.; Hutton, M.; Moore, G., 1982. Accumulation and renal effects of lead in urban populations of feral pigeons, *Columba livia*. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 11(6), pp.761-767.
- Johnston, R.F. 1992. Geographic size variation in rock pigeons, *Columba livia*. *Italian Journal of Zoology*, 59(1), pp.111-116.
- Jorgensen, S.E.; Fath, B. 2008. *Encyclopedia of Ecology Volume 1*, Newnes. ISBN 9780080914565. 440-442.
- Khan, M.; Mohammad, A.; Ahad, K.; Katsoyiannis, A.; Malik, S.A.; Abdullaha, M.; Rashid, A.; Fasola, M.; Hussain, A.; Bokhari, H.; Eqani, S.A.M.A.S. 2013. Cattle egrets as a biosentinels of persistent organic pollutants exposure. *Environ.Geochem. Health.*
- Kibria, G.; Hossain; M.M.; Mallick, D.; Lau, T.C.; Wu, R. 2016. Monitoring of metal pollution in waterways across Bangladesh and ecological and public health implications of pollution. *Chemosphere*, 165. p. 1-9.
- Klaassen, C. 2013. *Toxicology*, Kindle ed. *The Basic Science of Poisons* McGraw Hill Publishers. 65–100.

- Kalisinska, E.; Salicki, W.; Myslek, P.; Kavetska, K.M.; Jackowski, A. 2003. Using the mallard to biomonitor heavy metal contamination of wetlands in northwestern Poland. *Sci. Total Environ.* 320:145–161.
- Kashem, M.A.; Singh, B.R. 1999. Heavy metal contamination of soil and vegetation in the vicinity of industries in Bangladesh. *Water, Air, and Soil Pollution*, 115(1-4), pp.347-361.
- Kelly, J.; Thornton, I.; Simpson, P.R. 1996. Urban geochemistry: a study of the influence of anthropogenic activity on the heavy metal content of soils in traditionally industrial and non-industrial areas of Britain. *Applied Geochemistry*. 11: 363-370.
- Kouddane, N.; Mouhir, L.; Fekhaoui, M.; Elabidi, A.; Bounagua, M.; Ben Aakame, R. 2015. Monitoring of air pollution in the city of Mohammedia (Morocco): Level of hepatic accumulation of Pb, Cd and Zn in pigeons (*Columba Livia*). *IOSR Journal of Environmental Science, Toxicology and Food Technology (IOSR-JESTFT)* e-ISSN: 2319-2402, p- ISSN: 2319-2399. Volume 9, Issue 4 Ver. II: 67-73.
- Kogevinas, M.; Rodríguez Suárez, M.; Adonina Tardón, S. 2005. *Cáncer laboral en España*. Valencia: Instituto Sindical de Trabajo, Ambiente y Salud (ISTAS).
- Kubin, E.; Lippo, H. 1996. Atmospheric heavy metal deposition in Finland from 1985 to 1990. *Applied Geochemistry* 11:155-161.
- Lee; D.P. 2011. Residues of heavy metals and organochlorine chemicals in selected bird, fish and frog species from Korea. *Bull KACN* 11:1–10.
- Lemly, D. 2004. Aquatic selenium pollution is a global environmental safety issue. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 59(1):44–56.
- Leys, C.; Ley, C.; Klein, O.; Bernard, P.; Licata, L. 2013. Detecting outliers: Do not use standard deviation around the mean, use absolute deviation around the median. *Journal of Experimental Social Psychology*, 49(4):764-766.
- Loranger, S.; Demers, G.; Kennedy, G.; Forget, E.; Zayed, J. 1994. The pigeon (*Columba livia*) as a monitor for manganese contamination from motor vehicles. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 27(3), pp.311-317.
- Luepke, N.P. 1979. *Proceedings of the International Workshop on Monitoring Environmental Materials and Specimen Banking*, Berlin, Germany. Martinus Nijhoff Publishers, Leiden, The Netherlands.

- Malik, R.N.; Jadoon, W.A.; Husain, S.Z. 2010. Metal contamination of surface soils of industrial city Sialkot, Pakistan: a multivariate and GIS approach. *Environ. Geochem. Health.* 32:179–191.
- Malik, R.N.; Zeb, N. 2009. Assessment of environmental contamination using feathers of *Bubulcus ibis* L; as a biomonitor of heavy metal pollution, Pakistan. *Ecotoxicology.* 18:522–536.
- Marcus, A.H. 1985. Multicompartment kinetic models for lead. 1: Bone diffusion models for long-term retention. *Environ. Res.* 36:441-58.
- Markert, B. 2007. Definitions and principles for bioindication and biomonitoring of trace metals in the environment. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 21 (Suppl. 1). 77-82.
- Markowski, M.; Kalinski, A.; Skwarska, J.; Wawrzyniak, J.; Banbura, M.; Markowski, J. *et al.* 2013. Avian feathers as bioindicators of the exposure to heavy metal contamination of food. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 91:302–305.
- Martorell Monserrat, J. 2009. Intoxicaciones en aves. *Clínica veterinaria de pequeños animales: revista oficial de AVEPA, Asociación Veterinaria Española de Especialistas en Pequeños Animales*, 29(3):172-178.
- McDowell, L. R. 1992. *Minerals in Animal and Human Nutrition.* Academic Press Inc. Harcourt Brace Jovanovich Publishers, San Diego, CA.
- McFarland, M.L.; Dozier, M.C. 2004. Problemas del agua potable: El hierro y el manganeso. *Cooperative de Texas Extensión, El Sistema Universitario Texas A & M.*
- McGhee, F.; Creger, C.R.; Couch, J.R. 1965. Copper and iron toxicity. *Poultry Science*, 44(1):310-312.
- Méar, F.; Yot, P.; Cambon, M.; Ribes, M. 2006. The characterization of waste cathode-ray tube glass. *Waste management* 26 (12):1468-76. ISSN 0956-053X. PMID 16427267.
- Mejía Garcés, J. A. 2016. Evaluación de la contaminación del aire mediante la caracterización de metales pesados en sólidos sedimentables en la ciudad de Riobamba. Tesis para optar el grado de bachiller. Escuela Superior Politécnica de Chimborazo.
- Mendoza M., L.M.; Rivas, J.R.; Villalobos Alfaro, K.L., 2017. Determinación de metales pesados Cadmio, Níquel, Plomo y Zinc en la zona de influencia del

- Relleno Sanitario de Sonsonate, El Salvador. Tesis para optar el grado de Doctor. Universidad de El Salvador.
- Metcheva, R.; Yurukova, L.; Teodorova, S.; Nikolova, E. 2006. The penguin feathers as bioindicator of Antarctica environmental state. *Science of Total Environment* 362:259-265.
 - Ministerio del Ambiente, Perú. MINAM. 2017. Decreto Supremo N° 003-2017-MINAM.
 - Molinero, L.M. 2003. ¿Y si los datos no siguen una distribución normal?... Asociación de la Sociedad Española de Hipertensión.
 - Montaser, A.; Golightly, D. W. eds. 1992. *Inductively Coupled Plasmas in Analytical Atomic Spectrometry*. VCH Publishers, Inc; New York,
 - Mora, M.A.; Taylor, R.J.; Brattin, B.L. 2007. Potential ecotoxicological significance of elevated concentrations of strontium in eggshells of passerine birds. *The Condor*, 109(1):199-205.
 - Morais, S.; García, E.; Costa, F.; Pereira, M.L. 2012. Heavy metals and human health. In: Jacques Oosthuizen (Ed.), *Environmental Health Emerging Issues and Practice*. Tech Publishers. p. 227–246
 - Muntean, E.; Michalski, R.; Muntean, N.; Duda, M. 2016. Chemical risk due to heavy metal contamination of medicinal plants. *Hop and Medicinal Plants*. 24(1-2):71-78.
 - Muralidharan, S.; Jayakumar, R.; Vishnu, G. 2004. Heavy metals in feathers of six Species of birds in the district Nilgiris, India. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 73:285–291
 - Murray, T. 1993. Elementary Scots: The Discovery of Strontium. *Scottish Medical Journal* 38:188-189
 - Nadal, N.; Schuhmacher, M.; Domingo, J.L. 2004. Metal pollution of soils and vegetation in an area with petrochemical industry. *The Science of the Total Environment*. 321:59-69.
 - Nam, D.; Sang-Hee, H.; Doo-Pyo, L.; Tae-Heo, K. 2002. Heavy metal concentrations in tissues of feral pigeons (*Columba livia*) from urban areas in Korea. *Korean J. Ecol*; 25(6):379-382.
 - Nam, D.H.; Lee, D.P. 2006a. Monitoring for Pb and Cd pollution using feral pigeons in rural, urban, and industrial environments of Korea. *Science of the Total Environment* 357:288- 295.

- Nam, D.H.; Lee, D.P. 2006b. Reproductive effects of heavy metal accumulation on breeding feral pigeons (*Columba livia*). *Science of the Total Environment*. 366: 682- 687.
- Narciso, J.; Gaztañaga, C.; Espinoza, R.; Sánchez, C.; Moscoso, S.; Quequejana, J.; Hernández, M. 2000. Estudio para determinar las fuentes de exposición de plomo en la provincia constitucional del Callao. Reporte final. Lima: DIGESA, Activity Report N° 104. Financiada por the Bureau for Global Programs, Field Support and Research Office of Health and Nutrition U.S. Agency for International Development Washington, DC 20523.
- Nava-Ruíz C, Méndez-Armenta M. Efectos neurotóxicos de metales pesados (cadmio, plomo, arsénico y talio). *Arch Neurocién (Mex)*. 2011 JulSept; 16(3):140-47.
- Nova Scotia Environment. NSE. 2014. Environmental quality standards for contaminated sites. Rationale and guidance document.
- Nriagu, J.O. 1996. A history of global metal pollution. *Science*. 272:223-224.
- Nriagu, J.O.; Pacyna, J.M. 1988. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soil by trace metals. *Nature*: 333:134-139.
- Nolan, K. 2003. Copper Toxicity Syndrome, *J. Orthomol. Psychiatry* 12(4):270-282.
- Ohi, G.; Seki, K.; Minow, M.; Ohsawa, I.; Mizoguchi & Sugimori, F. 1981. Lead pollution in Tokyo the pigeon reflects its amelioration. *Environ. Rei*. 26: 125-129.
- Organización Mundial de la Salud. OMS. 2014. Nota descriptiva N° 313.
- Ohlendorf, H.M.; Kilness, A.W.; Simmons, J.L.; Stroud, R.K., Hoffman, D.J.; Moore, J.F. 1988. Selenium toxicosis in wild aquatic birds. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A Current Issues*, 24(1):67-92.
- Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental – OEFA. 2016. Informe N° 226-2012-OEFA/DE-SDCA.
- Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental – OEFA. 2016. Informe N° 479-2014-OEFA/DE-SDCA.
- Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental – OEFA. 2016. Informe N° 257-2015-OEFA/DE-SDCA.
- Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental – OEFA. 2016. Informe N° 262-2016-OEFA/DE-SDCA.

- Pain, D.J.; Sears, J.; Newton, I. 1995. Lead concentrations in birds of prey in Britain. *Environmental Pollution* 87:173–180.
- Parker, G. A. 1986. Molybdenum in: Hutzinger, O. (ed.), *Handbook of Environmental Chemistry*. 3D, 217. Springer-Verlag, Berlin. US DHEW, Air Quality Data, National Air Sampling Network, 1966, Public Health Service.
- Pietrangelo, A. 2016. Mechanisms of iron hepatotoxicity. *Journal of hepatology*, 65(1):226-227.
- Pragst, F.; Stieglitz, K.; Runge, H.; Runow, K.D.; Quig, D.; Osborne, R.; Runge, C.; Ariki, J. 2017. High concentrations of lead and barium in hair of the rural population caused by water pollution in the Thar Jath oilfields in South Sudan. *Forensic science international*, 274, pp.99-106.
- Prasad, M.N.V. 1953. *Trace Elements as Contaminants and Nutrients: Consequences in Ecosystems and Human Health*. John Wiley & Sons, Inc.
- Pohlert, T. 2014. The Pairwise Multiple Comparison of Mean Ranks Package (PMCMR). R package.
- Pomares, F.; Estela, M.; Tarazona, F.; Sala, M. O.; Canet, R. 1998. Estado de contaminación por metales pesados en suelos de cítricos con cultivo ecológico. In *Actas del III Congreso de la Sociedad Española de Agricultura Ecológica. Una Alternativa para el Mundo Rural del Tercer Milenio*, SEAE ed. Sociedad Española de Agricultura Ecológica (SEAE), Valencia. p. 247-252.
- Pulles, T.; van der Gon, H.D.; Appelman, W.; Verheul, M. 2012. Emission factors for heavy metals from diesel and petrol used in European vehicles. *Atmospheric Environment*, 61, pp.641-651.
- Qadir, A.; Malik, R.N.; Hussain, S.Z. 2008. Spatio-temporal variations in water quality of Nullah Aik-tributary of the river Chenab, Pakistan. *Environ. Monit. Assess.* 140:43-59.
- Qadir, A.; Malik, R.N. 2011. Heavy metals in eight edible fish species from two polluted tributaries (Aik and Palkhu) of the River Chenab, Pakistan. *Biol. Trace Elem. Res.* 143:1524–1540.
- R Core Team 2017. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Reinhold, J.G. 1975. Trace elements--a selective survey. *Clin. Chem.* 21:476-500.
- Rivera, H.; Chira, J.; Zambrano, K.; Petersen, P. 2007. Dispersión secundaria de los metales pesados en sedimentos de los ríos Chillón, Rímac y Lurín

- Departamento de Lima. Revista del Instituto de Investigación de la Facultad de Ingeniería Geológica, Minera, Metalúrgica y Geográfica, UNMSM. 10(20):19-25.
- Rodríguez Pacheco, R.L. 2002. Estudio experimental de flujo y transporte de cromo, níquel y manganeso en residuos de la zona minera de Moa (Cuba): influencia del comportamiento hidromecánico.
 - Rojas, J. 2009. El soldador y los humos de soldadura. OSALAN, Instituto Vasco de Seguridad y Salud laboral. Departamento de empleo y asuntos sociales.
 - Rose, E.; Haag-Wackernagel, D.; Nagel, P. 2006. Practical use of GPS-localization of Feral Pigeons *Columba livia* in the urban environment. Ibis 148: 231–239.
 - Sicolo, M.; Tringali, M.; Fumagalli, P.; Santagostino, A. 2010. *Columba livia* as a Sentinel Species for the Assessment of Urban Air Genotoxicity. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 59:484– 491.
 - Salzano, R.; Angelone, M. 2013. Reactivity of urban environments towards legislative actions. The case of Roma (Italy). In: E3S Web of Conferences, published by EDP Sciences.
 - Schilderman, P.A.E.L.; Hoogewerff, J.A.; Schooten, F.J.; Maas, L.M.; Moonen, E.J.C.; Os B.J.H. 1997. Possible relevance of pigeons as an indicator species for monitoring air pollution. Environ. Health Perspect. 105:322-329
 - Schulenberg, T. S.; Stotz, D.F.; Lane, D.F.; O’Neill, J.P.; Parker III, T.A. 2007. Birds of Peru. Princeton Univ. Press. Princeton, New Jersey.
 - Schueneman, J.J.; High, M.D.; Bye, W.E. 1963. Air Pollution Aspects of the Iron and Steel Industry. Public Health Series Publication 999 AP 1. Washington D.C.: United States Department of Health and Human Services.
 - Dirección General de Investigación y Asuntos Ambientales del Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología (SENAMHI). 2013. Evaluación de la calidad del aire en Lima Metropolitana 2011. p. 10-58.
 - Sierra, P.; Chakrabarti, S.; Tounkara, R.; Loranger, S.; Kennedy, G.; Zayed, J. 1998. Bioaccumulation of manganese and its toxicity in feral pigeons (*Columba livia*) exposed to manganese oxide dust (Mn₃O₄). Environmental research, 79(2), pp.94-101.

- Soto, J.S.H. 2006. Contaminación del río Rímac por metales pesados y efecto en la agricultura en el cono este de Lima metropolitana. Tesis para optar el grado de Magíster en Ciencias Ambientales. Lima, Perú. UNALM.
- Southern, L.L. and Baker, D.H., 1983. Excess manganese ingestion in the chick. *Poultry science*, 62(4):642-646.
- Suzuoki, T. 1964. A geochemical study of selenium in volcanic exhalation and sulfur deposits. *Bulletin of the Chemical Society of Japan*, 37(8):1200-1206.
- Spallholz, J.E. 1997. Free radical generation by selenium compounds and their prooxidant toxicity. *Biomedical and environmental sciences: BES*, 10(2-3):260-270.
- Srivastava, N.K.; Majumder, C.B. 2008. Novel biofiltration methods for the treatment of heavy metals from industrial wastewater. *J. Hazard. Mater.* 151:1-8.
- Stahl, J.L.; Greger, J.L.; Cook, M.E. 1989. Zinc, copper and iron utilization by chicks fed various concentrations of zinc. *Br Poult Sci.* 30:123-134
- Stefansson, A.; Gunnarsson, I.; Giroud, N. 2007. New methods for the direct determination of dissolved inorganic, organic and total carbon in natural waters by Reagent-Free Ion Chromatography and inductively coupled plasma atomic emission spectrometry. *Anal. Chim. Acta* 582(1):69–74
- Stocks, P. 1960. On the relations between atmospheric pollution in urban and rural localities and mortality from cancer, bronchitis and pneumonia, with particular reference to 3: 4 benzopyrene, beryllium, molybdenum, vanadium and arsenic. *British journal of cancer*, 14(3):397.
- Sturrock, P.A. 1994. *Plasma Physics: An Introduction to the Theory of Astrophysical, Geophysical & Laboratory Plasmas*. Cambridge University Press. ISBN 978-0-521-44810-9.
- Suttle, N.F., 1974. Recent studies of the copper-molybdenum antagonism. *Proceedings of the nutrition society*. 33(3):299-305.
- Sweet, C.W.; Vermette, S.J.; Landsberg, S. 1993. Sources of toxic trace elements in urban air in Illinois. *Environmental Science and Technology* 27. p. 2502–2510.
- Swisscontact. 2004. *Manual de Gestión de la Calidad del Aire*, Lima. 2-20.
- Su- Un, K.; Tae-Rang, K.; Eun-Soon, L.; Mi-Sun, K.; Chang-Kyu, K.; Li-Ra, K.; Gi-Young, S. 2014. Formaldehyde and heavy metal migration from rubber and metallic packaging/utensils in Korea. *Food Additives & Contaminants: Part B*, 2015. 8(1):7–11.

- Swaileh, K.M.; Sansur, R. 2006. Monitoring urban heavy metal pollution using the house sparrow (*Passer domesticus*). *J. Env. Mon.* 8:209-213
- Talloen, W.; Lens, L.; Van Dongen, S.; Matthysen, E. 2008. Feather development under environmental stress: lead exposure effects on growth patterns in Great Tits *Parus major*. *Bird Study.* 55:108-117.
- Thakur, D.C.; Akunuri, V.; Mummaneni, P.; Christopher, S.; Shashidhara, N.; Thuppil, V. 2014. Lead Testing in Soil Contaminated with Pesticides and Reducing its Effects by the Activity of Activated Charcoal. *Journal of Krishna Institute of Medical Sciences (JKIMSU)*, 3(2).
- Tansey, M.F.; Roth, R.P. 1970. Pigeons: A new role in air pollution. *J. Air Pollut. Cont. Assoc.* 20:307.
- Tawassul Mahadi, G.M. 2013. The domestic pigeons (*Columba livia domestica*) as bioindicator of zinc, lead and cadmium contamination in Khartoum state, Sudan. Ph.D. Thesis. Khartoum, Sudan. University of Khartoum. 10-54.
- Tóth, G.; Hermann, T.; Da Silva, M.R.; Montanarella, L. 2016. Heavy metals in agricultural soils of the European Union with implications for food safety. *Environment international*, 88:299-309.
- Torres, J.; Foronda, P.; Eira, C.; Miquel, J.; Feliu, C. 2010. Trace element concentrations in *Raillietina micracantha* in comparison to its definitive host, the feral pigeon *Columba livia* in Santa Cruz de Tenerife (Canary Archipelago, Spain). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 58:176-182
- Tossavainen, M.; Forssberg, E. 1999. The potential leachability from natural road construction materials. *The Science of the Total Environment.* 239:31-47.
- Turer, D.; Maynard, J.B.; Sansalone, J.J. 2001. Heavy metal contamination in soils of urban highways: comparison between runoff and soil concentrations at Cincinnati, Ohio. *Water, Air, and Soil Pollution*, 132:293-314
- Ullah, K.; Hashmi, M.Z.; Malik, R.N. 2014. Heavy-metal levels in feathers of cattle egret and their surrounding environment: a case of the Punjab province, Pakistan. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 66:139-153.
- United States Environmental Protection Agency, USEPA. 2010. Region III, Regional Screening Level (RSL) Summary Table, May.
- Vásquez Vergara, J.E. 2014. Incidencia del manganeso en las enfermedades del sistema nervioso central en los soldadores de aluminio de astilleros navales

- ecuatorianos. Tesis para optar el grado de bachiller, Universidad de Guayaquil, Facultad de Ingeniería Industrial.
- Villarrubia, E. L.; Pérez, M. D. G.; Pérez, N. P.; Díez, F. B.; Iñiguez, C.; Toledo, M. L. P. 2008. Caracterización del ambiente atmosférico en Las Palmas de Gran Canaria y Santa Cruz de Tenerife: 2000 a 2004. *Revista española de salud pública*, 82(5), 493-507.
 - Vyas, N.B.; Spann, J.W.; Heinz, G.H.; Beyer, W.N.; Jaquette, J.A.; Mengelkoch, J.M., 2000. Lead poisoning of passerines at a trap and skeet range. *Environmental Pollution*, 107(1):159-166.
 - Vyskocil, A.; Viau, C., 1999. Assessment of molybdenum toxicity in humans. *Journal of Applied Toxicology*, 19(3):185-192.
 - Whanger, P.; Vendeland, S.; Park, Y.C.; Xia, Y. 1996. Metabolism of subtoxic levels of selenium in animals and humans. *Annals of Clinical & Laboratory Science*, 26(2):99-113.
 - Widory, D.; Liu, X.; Dong, S. 2010. Isotopes as tracers of sources of lead and strontium in aerosols (TSP & PM_{2.5}) in Beijing. *Atmospheric environment*, 44(30):3679-3687.
 - Wright, D.A.; Welbourn, P. 2002. Metals and other inorganic chemicals. In: Wright, D.A.; Welbourn, P. (Eds.), *Environmental Toxicology*. Cambridge University Press, Cambridge. 249-348.
 - Wong, C.S.C.; Li, X.; Thornton, I. 2006. Urban environmental geochemistry of trace metals. *Environ. Pollut.* 142:1–16.
 - Yang, G.; Zhou, R. 1994. Further Observations on the Human Maximum Safe Dietary Selenium Intake in a Seleniferous Area of China. *Journal of trace elements and electrolytes in health and disease*. 8 (3-4):159-165.
 - Xie, R.; Seip, H.M.; Wibetoe, G.; Nori, S.; McLeod, C.W. 2006. Heavy coal combustion as the dominant source of particulate pollution in Taiyuan, China, corroborated by high concentrations of arsenic and selenium in PM₁₀. *Science of the total environment*, 370(2-3):409-415.
 - Zayed, J.; Hong, B.; L'Esperance, G. 1999. Characterization of manganese containing particles collected from the exhaust emissions of automobiles running with MMT additive. *Environ. Sci. Technol.* 33:3341–3346.

VIII. ANEXOS

Anexo 1: Resultados de metales traza (mg/kg) en hígado de *Columba livia* en estudios alrededor del Mundo

Metales traza	Cd	Cu	Mn	Pb	Se	Zn
Reino Unido (Hutton & Goodman, 1980)						
Chelsea (urbano)	2,45± 0,28 (43)			21,6 ±1,95 (53)		146,5±8,38 (36)
Mortlake(suburbios)	0,40 ±0,07 (15)			10,1 ±2,36 (15)		78,8± 6,36 (15)
Heathrow Middlesex (aeropuerto)	9,48 ±3,15 (15)			6,11± 1,09 (15)		238,6± 36,2 (15)
Cambridgeshire (rural)	0,54 ±0,05 (5)			2,01± 0,29 (10)		203,9± 31,9 (10)
Reino Unido (Johnson <i>et al.</i>, 1982)						
Liverpool (urbano)	(n=12)			13.7 ±1.6		
Dorchester (suburbios)	(n=8)			6.5± 1.7		
Bridpot (rural)	(n=8)			2.3 ±0.6		
Korea (Lee, 1991)						
Seoul (urbano)	(n=9)			1.99		
Songnam (rural)	(n=3)			0.18		
Mexico (González & Martínez, 1994)						
Ciudad de Mexico (urbano)	(n=50)	1.04		3.93		
Ixtlahuaca (rural)	(n=10)	0.4		1.09		
Canadá (Loranger <i>et al.</i>, 1994)						
Lachute (rural)	(n=20)		2.42±0.57			
Montreal (urbano)	(n=20)		3.13±0.55			
Holanda (Schilderman <i>et al.</i>, 1997)						
Amsterdam (tráfico elevado)	(n=8)	0.43±0.29		1.21±0.75		35.8±6.5
Amsterdam (tráfico medio)	(n=8)	0.53±0.50		0.18±0.06		35.3±8.9
Maastricht (tráfico bajo)	(n=5)	0.27±0.30		0.13±0.12		31.2±11.9
Assen Low traffic (tráfico bajo)	(n=7)	0.13±0.18		0.16±0.09		69.6±65.1
Canadá (Sierra <i>et al.</i>, 1998)						
Montreal (antes de exposición)	(n=2)		1.92±0.82			
Montreal (control)	(n=6)		2.86±0.72			
Montreal (5 semanas de exposición)	(n=4)		2.44±0.78			

Continuación...

Montreal (9 semanas de exposición)	(n=4)							2.79±0.60
Montreal (13 semanas de exposición)	(n=4)							3.61±1.18
Montreal (2 semanas post- exposición)	(n=2)							4.00±0.44
Korea (Kim <i>et al.</i>, 2001)								
Seoul (comercial)	(n=7)							4.45
Seoul (industrial)	(n=5)							1.38
Seoul (parque)	(n=7)							1.66
Seoul (residencial)	(n=7)							1.13
Korea (Nam <i>et al.</i>, 2004)								
Duckjeok (rural)	(n=8)							1.57 ± 0.27
Seoul (urbano)	(n=10)							2.09 ± 0.57
Yochon (industrial)	(n=17)							1.44 ± 0.38
Ansan (industrial)	(n=12)							1.87 ± 0.52
Busan (industrial)	(n=11)							2.02 ± 0.63
Ulsan (industrial)	(n=9)							1.68 ± 0.48
Korea (Nam & Lee, 2006)								
Duckjuk Island rural	(n=8)	0.11±05						1.57±27
Seul (urbano alta densidad de tráfico)	(n=12)	0.24±08						2.33±78
Ansan (industrial)	(n=10)	0.14±05						1.80±46
Busan (industrial)	(n=9)	0.25±12						2.72±49
Ulsan (industrial)	(n=10)	0.31±10						1.84±20
Yolchon (industrial)	(n=11)	0.21±05						1.36±27
España (Torres <i>et al.</i>, 2009)								
Santa Cruz de Tenerife (urbano, isla)	(n=40)	0.11	3.407	1.528	0.2907	0.4874	40.91	
China (Cui <i>et al.</i>, 2013)								
Haidian - Beijing (urbano, 1-2 años)	10	0.299 ±0.744						0.242 ± 0.039
Haidian - Beijing (urbano, 5-6 años)	15	0.383 ± 0.059						0.2002 ± 0.028
Haidian - Beijing (urbano, 9-10+ años)	24	0.947 ± 0.119						0.273 ± 0.077
Marruecos (Elabidi <i>et al.</i>, 2010)								
Kamra-Rabat (urbano)	(n=10)	0,19±0,02						0,12±0,01 13,4±3,1
Rabat centro (urbano)	(n=9)	0,20±0,04						0,37±0,06 29,0±2,8
Oulja-Rabat (industrial)	(n=6)	0,13±0,02						0,56 ±0,05 120,3±3,3
Allal Behraoui- Rabat (rural)	(n=6)	0,07±0,03						0,07±0,01 50,1±4,2

Continuación...

Sudan (Tawassul, 2013)					
Khartoum (rural)	(n=30)	38.8 ±0.05		99.0 ±2.3	20.3±1.8
Khartoum(urbano)	(n=30)	40.20 ±0.05		15.7 ±2.3	23.6 ±1.8
Khartoum (industrial)	(n=30)	73.17 ±0.05		24.4±2.3	21.6±0.18
Bangladesh (Begum & Sehrin, 2013)					
Keranigonj-Norsingdhi (urbano)		1.37	26.09	1.47	159.8
Sirajgonj (rural)	(n=60)	0.57	34.11	5.75	280.76
Mymensingh (industrial)		2.41	34.77	3.02	210.5
Comilla (rural)		0.22	36.53	2.18	275.7
Marruecos (Kouddane et al., 2015)					
Mohammedia (industrial)		0.18±0.04		0.82±0.27	46.16±13.56
Mohammedia (urbano centro de ciudad)	(n=40)	0.13±0.02		0.39±0.16	59.5±22.41
Mohammedia (carretera)		0.1±0.04		0.17±0.06	52.06±28.29
Mohammedia (rural)		0.05±0.02		0.05±0.02	62.12±18
Korea (Kim et al. 2001)					
Seoul (comercial)	(n=7)				4.45
Seoul (industrial)	(n=5)				1.38
Seoul (parque)	(n=7)				1.66
Seoul (residencial)	(n=7)				1.13
Korea (Nam & Lee 2006)					
Duckjuk Island rural	(n=8)	0.11±05			1.57±27
Seul (urbano alta densidad de tráfico)	(n=12)	0.24±08			2.33±78
Ansan (industrial)	(n=10)	0.14±05			1.80±46
Busan (industrial)	(n=9)	0.25±12			2.72±49
Ulsan (industrial)	(n=10)	0.31±10			1.84±20
Yolchon (industrial)	(n=11)	0.21±05			1.36±27
España (Torres et al. 2009)					
					4
					0
Santa Cruz de Tenerife (urbano, isla)	(n=40)	0.11	3.407	1.528	0.2907 0.4874
					9
					1
China (Cui et al. 2013)					
Haidian - Beijing (urbano) (1-2 años)	(n=10)	0.299 ±0.744		0.242 ±0.039	
Haidian - Beijing (urbano) (5-6 años)	(n=15)	0.383 ±0.059		0.2002 ±0.028	

Continuación...

Haidian - Beijing (urbano) (9- 10+ años)	(n=24)	0.947 ± 0.119		0.273 ± 0.077	
Marruecos (Elabidi et al. 2010)					
Rabat - Kamra (urbano)	(n=10)	0,19±0,0 2		0,12±0,0 1	13,4±3,1
Rabat - Centre of town (urbano)	(n=9)	0,20±0,0 4		0,37±0,0 6	29,0±2,8
Rabat - Oulja (industrial)	(n=6)	0,13±0,0 2		0,56 ±0,05	120,3±3, 3
Rabat - Allal Behraoui (rural)	(n=6)	0,07±0,0 3		0,07±0,0 1	50,1±4,2
Sudan (Tawassul 2013)					
Khartoum (rural)	(n=30)	38.8 ±0.05		99.0 ±2.3	20.3±1.8
Khartoum(u rbano)	(n=30)	40.20 ±0.05		15.7 ±2.3	23.6 ±1.8
Khartoum (industrial)	(n=30)	73.17 ±0.05		24.4±2.3	21.6±0.1 8
Bangladesh (Begum & Sehrin 2013)					
Keranigonj- Norsingdhi (urbano)		1.37	26.09	1.47	159.8
Sirajgonj (rural)	(n=60)	0.57	34.11	5.75	280.76
Mymensingh (industrial)		2.41	34.77	3.02	210.5
Comilla (rural)		0.22	36.53	2.18	275.7
Marruecos (Kouddane et al. 2015)					
Mohammed ia (industrial)		0.18±0.0 4		0.82±0.2 7	46.16±13 .56
Mohammed ia (urbano centro de ciudad)	(n=40)	0.13±0.0 2		0.39±0.1 6	59.5±22. 41
Mohammed ia (carretera)		0.1±0.04		0.17±0.0 6	52.06±28 .29
Mohammed ia (rural)		0.05±0.0 2		0.05±0.0 2	62.12±18

Anexo 2: Paloma de Castilla (*Columba livia*, Gmelin, 1789)



Fuente: propia

Anexo 3: Redes de neblina para captura de aves en Lurín



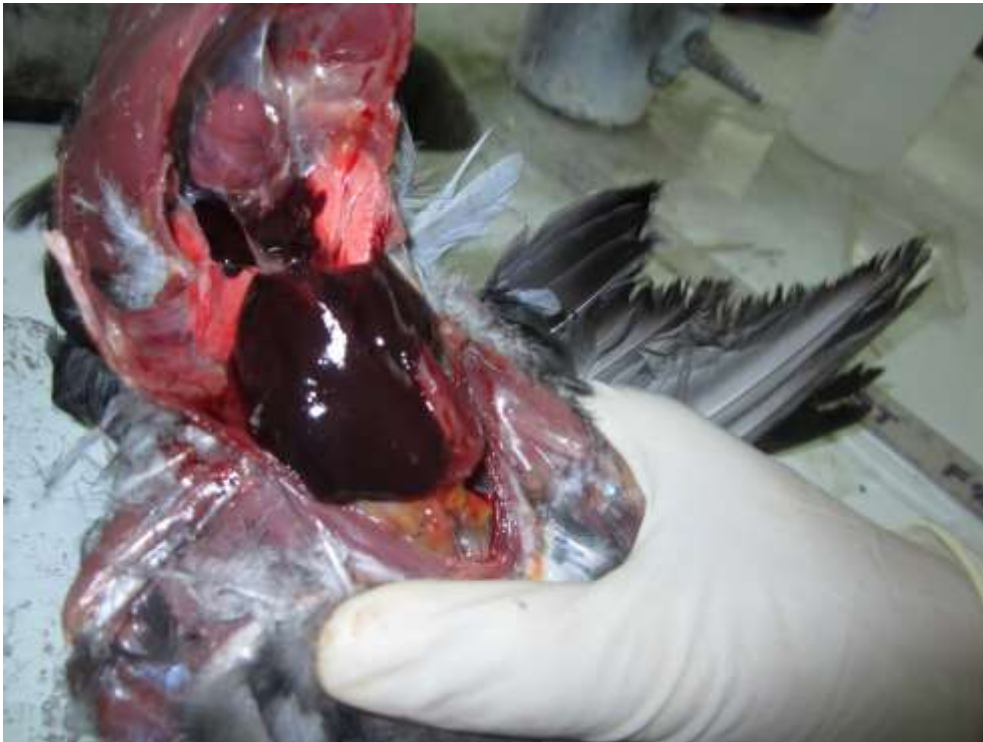
Fuente: propia

Anexo 4: Palomas colectadas previo a extracción de hígado



Fuente: propia

Anexo 5: Extracción de hígado de paloma de Castilla (*Columba livia*)



Fuente: propia

Anexo 6: Espectrómetro de masas con plasma acoplado inductivamente (ICP-MS).



Fuente: Universidad de Alicante