



**UNIVERSIDAD MICHOACANA DE SAN
NICOLÁS DE HIDALGO
FACULTAD DE BIOLOGÍA**

**PROGRAMA INSTITUCIONAL DE MAESTRÍA
EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

*“EFECTO REMANENTE DE LA INDUSTRIA MINERA EN
COMUNIDADES DE AVES DE BOSQUE TEMPLADO DEL
ESTADO DE MICHOACÁN, MÉXICO”*

TESIS

que presenta

KATIA IVONNE LEMUS RAMÍREZ

**PARA OBTENER EL GRADO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

Director de Tesis:

Dr. José Fernando Villaseñor Gómez

Morelia, Michoacán, mayo de 2016





UNIVERSIDAD MICHOACANA DE SAN NICOLÁS DE HIDALGO
DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO
Programa Institucional de Maestría en Ciencias Biológicas

DR. HÉCTOR GUILLÉN ANDRADE
COORDINADOR GENERAL DEL PROGRAMA INSTITUCIONAL DE
MAESTRÍA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
P R E S E N T E

Por este conducto nos permitimos comunicarle que después de haber revisado el manuscrito final de la Tesis Titulada: "EFECTO REMANENTE DE LA INDUSTRIA MINERA EN COMUNIDADES DE AVES DE BOSQUE TEMPLADO DEL ESTADO DE MICHOACÁN, MÉXICO" presentado por la Biol. Katia Ivonne Lemus Ramírez, consideramos que reúne los requisitos suficientes para ser publicado y defendido en Examen de Grado de Maestra en Ciencias.

Sin otro particular por el momento, reiteramos a usted un cordial saludo.

A T E N T A M E N T E
Morelia, Michoacán, a 3 de mayo de 2016


MIEMBROS DE LA COMISIÓN REVISORA


Dr. José Fernando Villaseñor Gómez
Director de Tesis


Dr. Javier Salgado Ortiz


Dra. Esperanza Meléndez Herrera


Dr. Pedro Corona Chávez


Dr. Leonardo Chapa Vargas

A mis abuelos Rosendo Lemus Álvarez y Serafín Ramírez Bueno, Químico Metalurgista y Minero de profesión, respectivamente. Apenas pude comprender un poco de lo que Ustedes sintieron, pensaron y vivieron.
Siempre estaré orgullosa.

A cada una de las almas que protagonizan la historia de la minería en Tlalpujahua y El Oro,
sus voces aún se escuchan.

A cada una de las aves que compartieron su palpitar entre mis manos.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, CONACYT (Becaria No. 540656), por proporcionarme el recurso económico para continuar con mis estudios; sin este apoyo, hubiera sido muy difícil continuar con mi preparación académica.

A la Coordinación de Investigación Científica de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo por el financiamiento otorgado al proyecto “*Avifauna de la región Tlalpujahuá-El Oro: estructura de comunidades, uso de hábitat y expresión de estrés ambiental (2014-2015)*” y al Programa de Maestría en Ciencias Biológicas de la Facultad de Biología, por haberme dado la oportunidad de ser parte de la comunidad estudiantil y ser orgullosamente egresada Nicolaita. Lili, Anita y Mago muchas gracias por su enorme amabilidad, paciencia, orientación y apoyo.

A los Doctores Esperanza Meléndez Herrera, Javier Salgado Ortiz, Leonardo Chapa Vargas y Pedro Corona Chávez por aceptar ser parte de mi Comité Tutorial; muchas gracias por su aportación al enriquecimiento de este proyecto; cada uno de sus comentarios forma parte de mi crecimiento profesional y personal y lo valoro fuertemente.

Al Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C. (CIBNOR), a través de una colaboración con el Dr. Dariel Tovar Ramírez, por el apoyo en el análisis químico de plumas; parte medular del presente estudio.

Al Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales (INIRENA), a través de la Dra. Esperanza Meléndez Herrera, por el préstamo del equipo fotográfico y de microscopía para obtener las imágenes que ilustran el presente estudio.

Al Doctor Javier Ponce Saavedra, por brindarme las bases para la interpretación de los análisis estadísticos.

Al personal del Museo Tecnológico Minero Siglo XIX “Las Dos Estrellas”, y de manera particular al Arq. Víctor Bernal Varela, quienes a través de un convenio de colaboración de la UMSNH con la asociación Rescate Ecológico, Cultural y Minero A.C., nos otorgaron las facilidades y apoyo para realizar el trabajo de campo. A la Sra. Gabriela Duarte Godínez por permitirnos llevar a cabo los muestreos dentro de su predio; por su generosidad y depositar su confianza en nosotros.

Al Maestro en Ciencias Margarito Álvarez Jara por el apoyo en la elaboración de los mapas que ilustran la zona de estudio. Gracias por las charlas y los silencios, por todo.

A los Biólogos Francisco Roberto Pineda Huerta (Panchito), Rafael Alejandro Medina Nieves (Rafa) y Juan Carlos Pérez Magaña (Charrito) por su importante apoyo en las actividades de campo. Gracias por tantos amaneceres y anocheceres, por las aventuras y risas, por compartir su conocimiento y experiencia conmigo, pero sobre todo por su invaluable amistad.

A mis amigos y colegas de la Maestría, los del laboratorio de Ornitología y también a los que no son parte de la Universidad pero siempre han estado presentes; en conjunto hicieron que esta experiencia estuviera llena de alegría y soporte. Gracias por compartir el día a día, por la retroalimentación, la solidaridad, la escucha y por las palabras de aliento en los momentos cruciales; por confiar en mí y dejarme ser parte de Ustedes.

Al Doctor José Fernando Villaseñor Gómez (Fer), ¿qué te puedo decir? De inicio te agradezco infinitamente por haberme aceptado como tu alumna, por darme la oportunidad de aprender de ti y aprender juntos. Muchas gracias por tanta paciencia y por sentarte a trabajar conmigo hasta que quedara claro. Eres un gran asesor y además de compartir tus conocimientos conmigo, te agradezco por ser mi amigo, por escucharme y por cada consejo. Gracias por hacerme parte de tu vida y por depositar tu confianza en mí. Todo lo hice siempre con mucho gusto y con el deseo de salir adelante. Gracias para siempre.

A la Maestra en Ciencias Laura Eugenia Villaseñor Gómez (Laus), por tu ayuda y confianza desde el inicio. Haberte conocido fue un motor muy importante para que esta etapa fuera posible. Gracias por tu amistad y sencillez, por tus consejos, por compartir grandes charlas, tu experiencia y por abrirme las puertas de tu hogar y tu hermosa familia. Te estaré agradecida siempre.

A los elementos principales y más importantes dentro de esta historia y de mi vida, agradezco a toda mi familia, particularmente a mis padres María de Jesús Ramírez Negrete y Rosendo Armando Lemus Gutiérrez por brindarme ciega e incondicionalmente su apoyo. Gracias por que siempre han creído en mí, por tanto amor y esfuerzo; por impulsarme en mi profesión y por tratar de entender mi pasión por el estudio de lo que llamamos *vida*. Gracias porque a pesar de la distancia, han permanecido cerca. Los amo, esto es por y para Ustedes.

Finalmente a la vida misma, porque me ha permitido lograr este reto y porque nunca dejará de sorprenderme con lo hermoso de los trinares al amanecer, con los paisajes en verde y con el misterio que guarda para sí, aquello que muchas veces no somos capaces de comprender.

ÍNDICE

RESUMEN GENERAL	1
SUMMARY	2
INTRODUCCIÓN GENERAL	3
Literatura citada	10
HIPÓTESIS	13
OBJETIVOS	14
RESULTADOS	15
CAPÍTULO I: Análisis de las comunidades de aves de un bosque templado secundario asociado a una zona de extracción minera en Michoacán, México	
Resumen	16
Abstract	17
Introducción.....	18
Métodos.....	20
Resultados	25
Discusión	45
Conclusiones.....	55
Literatura citada	56
ANEXO I.....	61
CAPÍTULO II: Rendimiento fisiológico como indicador de estrés ambiental en aves del Distrito Minero Tlalpujahuá-El Oro	
Resumen	66

Abstract	67
Introducción.....	68
Métodos	80
Resultados.....	83
Discusión	92
Conclusiones.....	97
Literatura citada	99
CAPÍTULO III: ¿Es la bioacumulación una limitante en el rendimiento fisiológico de las aves? El Caso del Distrito Minero Tlalpujahua-El Oro	
Resumen	109
Abstract	110
Introducción.....	111
Métodos	120
Resultados.....	122
Discusión	130
Conclusión.....	144
Literatura citada	146
ANEXO II	158
ANEXO III	160
DISCUSIÓN GENERAL	161
PERSPECTIVAS Y/O RECOMENDACIONES	163

LISTA DE CUADROS

Cuadro 1. Fechas en las que se llevaron a cabo los conteos en los sitios de El Distrito Minero Tlalpujahua-El Oro	25
Cuadro 2. Inventario de aves registradas en el Distrito Minero Tlalpujahua-El Oro, Michoacán, México (observaciones de radio ilimitado e incidentales)	28
Cuadro 3. Estacionalidad de las especies de aves registradas en el DMTO	35
Cuadro 4. Frecuencia de registro de y abundancia relativa de las especies de aves registradas en el Distrito Minero “Tlalpujahua-El Oro”, entre junio de 2014 y junio de 2015	40
Cuadro 5. Prueba no paramétrica U de Mann-Whitney para las especies con diferencias significativas en su abundancia relativa por tratamiento	43
Cuadro 6. Análisis SIMPER para las especies responsables de las pocas diferencias entre las comunidades estudiadas	44
Cuadro 7. Especies con alguna categoría de riesgo de acuerdo con la NOM-059-SEMARNAT-2010, registradas en las inmediaciones del DMOT de junio de 2014 a junio de 2015	47
Cuadro 8. Porcentaje de recapturas de individuos de las especies focales por sitio de muestreo	84
Cuadro 9. Análisis de Varianza (ANOVA) univariado para el Índice de Condición (IC) de las especies analizadas	84
Cuadro 10. Análisis de Varianza (ANOVA) univariado del Índice de H/L para las especies focales por sitio de muestreo	85
Cuadro 11. Análisis X^2 Wald para las categorías de grasa corporal por sitio de muestreo	86
Cuadro 12. Resumen de los indicadores fisiológicos en especies focales con respecto a su respuesta a la presencia de residuos mineros	93
Cuadro 13. Factores que pueden provocar cambios en la proporción de heterófilos y linfocitos circulantes en aves	94
Cuadro 14. Vías de exposición e incorporación de contaminantes en aves	115
Cuadro 15. Grupos de aves más ampliamente estudiados con relación a la acumulación de Elementos Potencialmente Tóxicos (EPT)	117

Cuadro 16. Análisis de Varianza (ANOVA) univariado para las concentraciones promedio de elementos químicos detectados en plumas, por sitio de muestreo.....	123
Cuadro 17. Concentraciones promedio y errores estándar de elementos químicos contenidos en plumas de las tres especies analizadas	124
Cuadro 18. Prueba de Tukey para las concentraciones promedio de elementos químicos con diferencias significativas por especies	125
Cuadro 19. Correlación de Pearson entre las concentraciones de elementos químicos y los indicadores fisiológicos (IC y H/L) de todas las especies analizadas en conjunto	127
Cuadro 20. Efectos provocados por acumulación de elementos potencialmente tóxicos en seres humanos.....	133
Cuadro 21. Resumen de concentraciones de EPT en aves para consumo humano, aves silvestres habitantes de sitios contaminados, aves muestreadas en el DMTO y las concentraciones reportadas para los jales mineros	137
Cuadro 22. Concentraciones de EPT en plumas por gremio alimenticio	139

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Mapa de localización de los sitios de estudio, Municipios de Tlalpujahua, Estado de Michoacán, y Municipio de El Oro, Estado de México	21
Figura 2. Fotografía de Tratamiento 1: El Castillo, Tlacotepec. Sitio distante a los residuos mineros.....	26
Figura 3. Fotografía de Tratamiento 2: Mina Dos Estrellas, Tlalpujahua. Sitio con remanentes de actividades mineras	26
Figura 4. Curva de acumulación de especies para la región del Distrito Minero Tlalpujahua – El Oro	37
Figura 5. Curva de acumulación de especies para el sitio de muestreo El Castillo.....	38
Figura 6. Curva de acumulación de especies para el sitio de muestreo Mina Dos Estrellas.....	39
Figura 7. Tipos de leucocitos de gorrión Junco ojos de lumbre (<i>Junco phaeonotus</i>)	73
Figura 8. Mapa de localización de los sitios de captura de aves mediante redes de niebla, en las inmediaciones del DMTO.....	81
Figura 9. Indicadores fisiológicos de la especie Zafiro oreja blanca (<i>Hylocharis leucotis</i>)	87
Figura 10. Indicadores fisiológicos de la especie Junco ojos de lumbre (<i>Junco phaeonotus</i>)	88
Figura 11. Indicadores fisiológicos de la especie Mirlo primavera (<i>Turdus migratorius</i>)	89
Figura 12. Indicadores fisiológicos de la especie Mosquero barranqueño (<i>Empidonax occidentalis</i>)	90
Figura 13. Indicadores fisiológicos de la especie Picogordo tigrillo (<i>Pheucticus melanocephalus</i>).....	91
Figura 14. Elementos químicos con mayor concentración por especie	126
Figura 15. Grafica de la correlación entre la concentración del Sodio (Na) y el índice de condición.....	128

RESUMEN GENERAL

El presente trabajo involucra aspectos históricos, biológicos y geológicos desde un punto de vista de la ecofisiología en el grupo de las aves, en una región importante que destacó durante una época de riqueza producto de la extracción minera en México; se refiere a la región del Distrito Minero Tlalpujahua-El Oro ubicado al oriente del estado de Michoacán, México.

El interés que se persiguió fue conocer si los impactos característicos de las actividades de extracción minera (que involucran cambios orográficos, de la vegetación y el incremento en la disponibilidad de Elementos Potencialmente Tóxicos acumulados en los desechos mineros), pudieran ser factores que generen cambios en la composición de las comunidades de aves, así como la posibilidad de determinar si éstos impactos generan efectos en términos de desempeño fisiológico en los individuos.

La información y datos recabados son el resultado de muestreos de campo (2014-2015), en dos sitios de trabajo del municipio de Tlalpujahua: *El Castillo*, ubicado en la localidad de Tlacotepec que se caracteriza por ser un sitio alejado de los puntos focales de contaminación por desechos mineros, y *Mina Dos Estrellas* en Tlalpujahua, en cuyas inmediaciones fueron depositados durante al menos 150 años toneladas de jales mineros.

Los resultados indicaron que a pesar de que las comunidades de aves presentan una composición similar y las abundancias en sus especies son igualmente semejantes en ambos sitios, existen elementos que sugieren que individuos de algunas de las especies que habitan cercanamente al área con presencia de desechos mineros, presentan diferencias en su desempeño fisiológico. No obstante, no se contó con elementos suficientes para inferir que dichas diferencias fueran provocadas por concentraciones elevadas de elementos potencialmente tóxicos que se encontraron en las plumas de organismos habitantes de la zona de jales mineros.

Hasta el momento las condiciones del hábitat del Distrito Minero Tlalpujahua-El Oro, se perciben como favorables para el mantenimiento de las especies de avifauna. El desarrollo de estudios ecológicos relacionados con la estructura y composición de la vegetación (uso del hábitat y análisis de gremios alimenticios), así como de estudios fisiológicos experimentales que permitan identificar el comportamiento de la respuesta hormonal con el tiempo, en respuesta a la acumulación de elementos tóxicos en tejidos de especies de aves, permitirá obtener una mejor aproximación hacia la interpretación holística de los impactos mineros remanentes y de otras actividades antropogénicas con efectos potencialmente negativos en el presente.

Palabras clave: jales mineros, Tlalpujahua, índices de condición, ecofisiología, elementos potencialmente tóxicos

SUMMARY

This report involves historical, biological, and geological aspects from an ecophysiological perspective in birds from an important region that stood out during a time of wealth of mineral extraction in Mexico. This is the region of the Tlalpujahua - El Oro mining district which is located in the northeastern portion of Michoacan State in Mexico.

The aim of the research was to identify whether the impacts from mining activities (involving changes in the landscape, vegetation, and the increase in the availability of potentially toxic elements accumulated in mining waste), could promote changes in the composition of bird communities. Potential effects on individual bird physiological performance were also studied.

The information and data collected are the result of field surveys (2014-2015), in two locations within the municipality of Tlalpujahua: El Castillo, located in the town of Tlacotepec which is characterized as a site away from the focal points of pollution from mining waste, and Mina Dos Estrellas in Tlalpujahua and its surroundings, where huge amounts of mining sub-products were deposited as mine tailings for at least 150 years.

Results suggested that bird communities in both sites do not differ in species composition and abundance. However, individuals from some species living near the mining wastes differ in physiological performance from those living away from the mine. However, the evidence is insufficient to determine if these differences were caused by elements present in tissues of individuals.

So far, habitat conditions at the Mining District of Tlalpujahua - El Oro, seem favorable for the maintenance of bird species and communities. However, ecological studies focused on the structure and composition of vegetation, as well as the use of habitat and analysis of feeding guilds in birds are thought appropriate; on the other hand, physiological experimental research to identify the behavior of hormonal response over time as a response of the accumulation of toxic elements in tissues of focal species, will allow to gather detailed information and to develop a more comprehensive understanding on the continued mining impacts on the long term, as well as other anthropogenic with effects potentially negative activities in the present.

Key words: mining tailings, Tlalpujahua, condition indexes, ecophysiology, potentially toxic elements

INTRODUCCIÓN GENERAL

La extracción minera es una de las actividades humanas que más ha influido en el desarrollo de la sociedad y que ha sido motor de generación de riqueza y crecimiento económico en diversas regiones del planeta (Sariego Rodríguez 1992). La intensa demanda y el gran desarrollo de los últimos dos siglos por parte del mercado europeo, seguido de Estados Unidos y Canadá, dio lugar al incremento del aprovechamiento y la búsqueda de un mayor rendimiento de los recursos (Coll-Hurtado *et al.* 2002). Hacia la década de 1870, la Sociedad Minera Mexicana y, posteriormente la llegada de Porfirio Díaz al poder por segunda ocasión (1884), tuvo lugar en México un importante aprovechamiento de minerales como Mercurio, Níquel, Zinc, Plomo, Carbón, Hierro, Aluminio y Cobre (Vega y Ortega y García Luna 2015), dando oportunidad a un importante número de inversionistas extranjeros, quienes llevaron la minería en México a tiempos de apogeo, logrando para su tiempo importantes avances tecnológicos basados en una reestructuración y modernización productiva (Sariego Rodríguez 1992, González-Sánchez y Camprubi 2010). Esto ocasionó la localización de diversos distritos mineros a lo largo del país (Coll-Hurtado *et al.* 2002), los cuales fueron monopolizados principalmente por extranjeros y la sociedad de clase alta mexicana, quienes no proporcionaban las condiciones laborales óptimas para los mineros (González-Sánchez y Camprubi 2010).

Tras un largo periodo revolucionario, la Guerra Cristera y la creación en 1976 de la Ley Minera en su artículo 9° (la cual ha tenido diversas modificaciones), las actividades mineras en México se llevan a cabo a tres escalas, las cuales están determinadas de acuerdo con el aporte al valor total a la producción minero-metalúrgica en el país: la gran minería (84%); la mediana minería (13%) y la pequeña minería (3%) (González-Sánchez y Camprubi 2010), de forma que en la actualidad, de acuerdo con lo reportado por la Secretaría de Economía al 23 de octubre de 2015, México es el principal productor de plata a nivel mundial y se coloca entre los 10 principales países productores de minerales como el Cadmio, Plomo, Zinc, Sal, Grafito, Yeso, Oro y Cobre, entre otros productos derivados de la minería.

Sin duda, la minería es una actividad que genera espacios y oportunidades económicas a diversos sectores; incrementa la creación de empleos, impulsa la economía, promueve la creación de infraestructura, brinda oportunidad para la consolidación de cadenas productivas que ofrezcan servicios como la creación de vías de comunicación y transporte (Saavedra Silva y Sánchez Salazar 2008, Coll-Hurtado *et al.* 2002). No obstante estas actividades ofrecen una ventana de oportunidades, deben considerarse los altos costos y efectos de la explotación de los yacimientos mineros hacia la salud, la ética y el medio ambiente (Fuente y Barkin 2013). Durante al menos los últimos 40 años, en México nunca existió una verdadera preocupación por los efectos que pudiera provocar el aprovechamiento por parte de la industria minera hacia el medio ambiente (Corona-Chávez y Uribe-Salas 2009).

Por su origen geológico, un distrito minero representa una región donde existe una alta probabilidad de que los elementos químicos (metales y metaloides) incrementen sus concentraciones y lleguen a acidificar los mantos acuíferos de manera natural [*e.g.* Arsénico (As) y Zinc (Zn)]; pudiendo ocurrir básicamente por dos vías: 1) por condiciones naturales de intemperización del suelo y 2) por las consecuencias de la actividad minera y/o actividades antropogénicas (Corona-Chávez y Uribe-Salas 2009).

Dentro de las actividades mineras deben considerarse tres etapas que constituyen el proceso de extracción:

- a) El desmonte, que incluye la remoción de la cobertura vegetal, la construcción de caminos y el asentamiento de infraestructura así como la creación de socavones;
- b) El proceso de separación del mineral con valor económico, que involucra someter las rocas a diferentes procesos químicos (proceso conocido como *cianuración*) para obtener los productos minerales de valor comercial, así como el drenaje de las minas y,
- c) Depósito de los residuos mineros (proceso conocido como *después de la minería*), que comprende el establecimiento de los residuos sobre la superficie a cielo abierto, a manera de capas, las cuales se conocen como jales. Estos depósitos contienen altas concentraciones de los elementos químicos utilizados durante el proceso de separación (*e.g.* cianuro y mercurio) y

pueden promover la formación de nuevos minerales de carácter tóxico para el ambiente (Corona-Chávez y Uribe-Salas 2009).

De este modo, las implicaciones que tienen las actividades mineras sobre los recursos naturales inciden no sólo en los sitios donde se lleva a cabo la extracción y depósito de los residuos, sino que también es posible su dispersión por diversos factores ambientales (escorrentías y por medio del viento), pudiendo llegar a afectar hasta por un largo periodo de tiempo (Peña-Pirazan 2003).

Al oriente del Estado de Michoacán y occidente del Estado de México, se localiza el Distrito Minero Tlalpujahuá-El Oro (DMTO) cuyos bastos yacimientos de oro y plata en el cerro Somera, permitieron la extracción durante cinco siglos (XVI-XX), posicionándolo como uno de los más importantes entre los siglos XVIII y XIX (Corona-Chávez y Uribe-Salas 2009, Corona-Chávez *et al.* 2010). Pertenece a la cuenca hidrológica del Río Lerma Santiago y se ubica entre las coordenadas geográficas 19°52'00" – 19°45'00" de latitud Norte y 100°05'00" – 100°20'00" de longitud Oeste, con una altitud promedio de 2,670 msnm. El uso principal del suelo es para agricultura de temporal en un 35% (Corona-Chávez y Uribe-Salas 2009). La región en general cuenta con una importante presencia de especies de coníferas, principalmente de especies de pino (*Pinus sp.*), oyamel (*Abies religiosa*) que, históricamente, fueron aprovechadas para satisfacer las necesidades de la infraestructura de la Mina de Tlalpujahuá así como de Minas de Zacatecas y Guanajuato (Fernández-Martínez 2008). Esto provocó que especies maderables con menor importancia para la construcción, como el junípero (*Juniperus deppeana*) y el encino (*Quercus sp.*), repoblaran de manera natural la zona, en condiciones de suelos empobrecidos por su alta perturbación (Martínez *et al.* 2007). Actualmente, en la región se localiza un importante manchón de bosque de juníperos de alrededor de 18m de altura (Zamudio y Carranza 1994, Gómez-Bernal *et al.* 2010) y de acuerdo con Corona-Chávez y Uribe-Salas (2009), el tipo de vegetación corresponde a un bosque secundario de Cedro-Junípero-Encino-Pino en un 45%.

Como parte del DMTO, se encuentra la Mina Las Dos Estrellas, la cual se caracteriza por ser una mina subterránea con aproximadamente 180 km de túneles y socavones de los cuales se extraía principalmente oro y plata. Entre 1898-1938, tras consolidarse la Compañía Minera "Las Dos Estrellas", en el Oro y Tlalpujahuá, S.A., aunado a la inversión de grandes

sumas de capital en maquinaria moderna, infraestructura y los novedosos sistemas operativos, dieron lugar a que la extracción de los yacimientos auro-argentíferos alcanzaran altos rendimientos (casi del 99% de oro y 56% de plata por tonelada), alcanzando su máxima producción en 1934, logrando 820,603 toneladas (Uribe Salas 2003).

El material residual de dichos túneles fue acumulado en cinco áreas de jales en las inmediaciones del DMTO. Particularmente en 1907, la Secretaría de Fomento autorizó la construcción de las represas para la acumulación de los residuos sobre la cuenca de la Cañada de la Sangría y a la margen derecha del río de Tlalpujahua, a un costado de la planta metalúrgica Los Cedros y a tan sólo 500m del pueblo de Tlalpujahua (Macías *et al.* 2014). Esto provocó una severa modificación de la morfología del terreno alrededor de la localidad. Durante 28 años (1908-1936) se acumularon aproximadamente 14.7 millones de toneladas de material residual, con un espesor de 35m, sobre una superficie de alrededor de 33 acres (13.36 ha) (Uribe-Salas 2009, Corona-Chávez *et al.* 2010, Macías *et al.* 2014). El 27 de mayo de 1937 ocurrió una de las mayores catástrofes en la historia de la minería en México, afectando gravemente a la población de Tlalpujahua. Hacia las 5:20 am se precipitó un alud de la presa de los jales sobre el pueblo, afectando principalmente a las localidades Chinchas Bravas, El Dos, Las Cabecillas y destruyendo completamente los barrios El Carmen y La Cuadrilla, dos de los barrios más populosos de Tlalpujahua, así como las instalaciones de la planta metalúrgica Los Cedros (Uribe Salas 1994). Este evento provocó que el contenido lodoso de los jales se esparciera sobre el caserío del pueblo, diseminando el alto contenido de elementos potencialmente tóxicos presentes en los jales.

La desaparición y/o alteración de la cobertura vegetal natural, el crecimiento de las zonas urbanas, rurales y el cambio de uso de suelo para actividades productivas (camino y carreteras, tendidos eléctricos y presas), son los signos más evidentes e impulsores del cambio frecuente de la zona (Corona-Chávez y Uribe-Salas 2009). Los sitios donde se llevaron a cabo actividades inherentes a la extracción minera, como la construcción de caminos, las obras de tiros, los socavones, trabajos para acceder a los depósitos de material residual de la mina y las plantas de separación de los materiales, presentan una mayor concentración de elementos químicos que pueden presentarse en forma tóxica para el ambiente (Corona-Chávez y Uribe-Salas 2009). De acuerdo con Berglund (2010), se considera que en una región donde se llevan

o llevaron a cabo actividades mineras, los elementos potencialmente tóxicos (EPT, metales pesados y/o metaloides) presentes en los residuos producto de la extracción, permanecen entre 3.5 y hasta 90 km a la redonda, dependiendo de la forma en la que se dispersan sus componentes.

Considerando los sucesos que han provocado grandes cambios en la estructura original del ecosistema en la región así como las concentraciones de EPT disponibles, se pretende enfocar este estudio hacia uno de los aspectos más ampliamente estudiados por los ecólogos. Este consiste en conocer el efecto que tienen los diferentes agentes de perturbación, ya sea natural o por causas humanas, en los ecosistemas (Wiens 1989). La perturbación puede entenderse como un proceso que modifica patrones espaciales y temporales de composición de especies, estructura, así como de la dinámica y funcionamiento de los ecosistemas (Pickett y White 1985), y puede traer consigo efectos diversos en las especies de una comunidad, como la extirpación de poblaciones locales por desplazamiento o daño de los individuos o, por el contrario, puede crear directa o indirectamente oportunidades para el establecimiento de individuos de otras especies. Así la perturbación tiene dos vertientes: como fuente de heterogeneidad espacio-temporal en los ambientes o como un agente de selección natural en las historias vida de las especies (Sousa 1984).

Ante la necesidad de medir el impacto potencialmente negativo de las actividades remanentes de minería, es necesario utilizar indicadores confiables que puedan ayudar a determinar los cambios. Como ya es sabido, las aves poseen una serie de particularidades que las hacen ideales para monitorear y conocer algunas características de los ecosistemas que habitan, debido a que el estudio de la estructura de sus comunidades proporciona información confiable y replicable para la evaluación del estado de conservación de la mayoría de hábitats terrestres y acuáticos (Koskimies 2014, Lawton 1996, Chávez *et al.* 2006, Villareal *et al.* 2006, Villareal *et al.* 2006). Para ello, es necesario identificar especies focales de aves y elementos necesarios dentro de la estructura del paisaje, que provean información a dos escalas: 1) información acerca de la calidad del hábitat en general, y 2) información a una escala individual (Padoa-Schioppa *et al.* 2005).

Algunos especialistas en monitoreo de elementos contaminantes en sistemas naturales, han indicado la importancia del uso de animales como monitores de ambientes acuáticos y

terrestres, y enfatizan el uso de animales invertebrados sedentarios como los más útiles (Furness 1993). Tomando esto en consideración, las aves aparentemente muestran ciertas desventajas: (a) son móviles, por lo que los elementos contaminantes pueden ser obtenidos a partir de un área amplia e indefinida; (b) tienen vidas relativamente largas, por lo que los efectos de contaminantes pueden expresarse de formas complejas en el tiempo; (c) tienen una fisiología más compleja que otros organismos, por lo que pudieran regular los niveles de contaminantes de mejor manera que muchos invertebrados; y finalmente, (d) las aves pueden ser más difíciles de muestrear y su sacrificio puede ser inaceptable por razones éticas y de conservación. Sin embargo, como lo indica Furness (1993), estas características pudieran ser en ocasiones consideradas como ventajas muy positivas. Por ejemplo, al ser capaces de incorporar contaminantes en áreas considerables, a lo largo de escalas temporales o, en procesos que involucran diferentes niveles de la escala trófica, la selección cuidadosa de especies puede ayudar a responder de mejor manera las preguntas de investigación; si las aves pueden reflejar o mostrar los niveles de contaminación de todo un ecosistema o de un área geográfica amplia, el muestreo puede ser enfocado y el esfuerzo puede ser menor; además, como forman parte de las partes más altas de las cadenas tróficas, las aves pueden reflejar las amenazas de los contaminantes para los humanos de una mejor manera que las especies de invertebrados. Por las razones anteriores, es posible que los efectos de las actividades mineras puedan reflejarse de forma particular en las condiciones de salud de los individuos.

El presente estudio, a 60 años del cese de las actividades mineras en el DMTO, enlaza un análisis de las aves con un entorno que, sin duda ha mantenido efectos de perturbación a diferentes escalas a lo largo del tiempo. Se espera que los sitios donde existe la permanencia de los jales mineros presenten un menor número de especies y una menor abundancia relativa de aves en comparación con aquellos sitios alejados al sitio focal de contaminación. Además, las comunidades del primer escenario (sitio con permanencia de jales), contarán con individuos con menor desempeño fisiológico que aquellas que se encuentran alejadas de las áreas de remanencia. Lo anterior hará posible relacionar el nivel de rendimiento fisiológico de los individuos con la acumulación de EPT y determinar los efectos a largo plazo de las actividades mineras, en el bosque templado del Distrito Minero de Tlalpujahuá-El Oro.

Se desea que esta investigación sea un aporte a la historia de la región desde un punto de vista biológico, que permita dar continuidad a la investigación de otros aspectos bióticos y abióticos en la región y que permita reforzar la conservación de las aves que habitan nuestro país en materia de ecofisiología y toxicología.

LITERATURA CITADA

- Berglund, A. 2010. **Responses to reduce industrial metal emissions: An Ecotoxicological Study on Pied flycatcher (*Ficedula hypoleuca*, Aves)**. Department of Ecology and Environmental Science, Umeå University, Suecia.
- Chávez, A. C., J. A. C. López, y D. S. Peña. 2006. **Diseño metodológico para la evaluación y monitoreo de la biodiversidad en las microcuencas hidrográficas de los ríos Illangama y Akumbre de la provincia de Bolívar**. *Ecociencia* 1-32.
- Coll-Hurtado, A., M.T. Sánchez-Salazar y J. Morales. 2002. **La Minería en México**. Primera edición. Instituto de Geografía, UNAM, México, D.F.
- Corona-Chávez, P. y J.A. Uribe-Salas. 2009. **Atlas Cartográfico del Distrito Minero El Oro-Tlalpujahua**. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Gobierno del Estado de Michoacán, Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, Morelia, Michoacán.
- Corona-Chávez, P., J. A. Uribe-Salas, N. Razo-Perez, M. Martínez-Medina, R. Maldonado-Villanueva, Y. R. Ramos-Arroyo, y J. Robles-Camacho. 2010. **The impact of mining in the regional ecosystem: The Mining District of El Oro and Tlalpujahua, México**. *De Re Metalica* 15:21-34.
- Fernández-Martínez, T. 2008. **Frontera y asentamientos humanos, morfología del oriente de Michoacán en el Siglo XVI**. Primera edición. Gobierno del Estado de Michoacán de Ocampo.
- Fuente, M. E. y D. Barkin. 2013. **La minería como factor de desarrollo en la Sierra Juárez de Oaxaca. Una valoración ética**. *Revista Problemas del Desarrollo* 44:123-144.
- Furness, R.W. 1993. **Birds as monitors of pollutants**. Chapman and Hall, London.
- Gómez-Bernal, J. M., J. Santana-Carrillo, F. Romero-Martín, M. A. Armienta-Hernández, O. Morton-Bermea, y E. A. Ruiz-Huerta. 2010. **Plantas de sitios contaminados con desechos mineros en Taxco, Guerrero, México**. *Bol.Soc.Bot.Méx.* 87:131-133.
- González-Sánchez, F. y A. Camprubi. 2010. **La pequeña minería en México**. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana* 62:101-108.
- Koskimies, P. 2014. **Birds as a tool in environmental monitoring**. *Ann.Zool.Fennici* 26:153-166.
- Lawton, J. H. 1996. **Population abundances, geographic ranges and conservation: 1994 Witherby Lecture**. *Bird Study* 43:3-19.

- Macías, J. L., P. Corona-Chávez, J. M. Sánchez-Núñez, M. Martínez-Medina, V. H. Garduño-Monroy, F. García-Tenorio, y G. Cisneros-Máximo. 2014. **The 27 May 1937 catastrophic flow failure of gold tailings at Tlalpujahua, Michoacán, México.** *Natural Hazards and Earth System Sciences* 2:5361-5399.
- Martínez, A. J., P. Sainos, E. Lezama Delgado, y G. Angeles-Álvarez. 2007. **El tamaño sí importa: los frutos grandes de *Juniperus deppeana* Steud. (sabino) son más susceptibles a depredación por insectos.** *Madera y Bosque* 13:65-81.
- Padoa-Schioppa, E., M. Baietto, R. Massa, y L. Bottoni. 2005. **Bird communities as bioindicators: The focal species concept in agricultural landscapes.** *Ecological Indicators* 6:83-93.
- Peña-Pirazan, J. D. 2003. **Minería y medio ambiente en Colombia.** Tesis Doctoral. Universidad Sergio Arboleda, Bogotá, Colombia.
- Pickett, S.T.A. y P.S. White. 1985. **The ecology of natural disturbance and patch dynamics.** Academic Press, E.U.
- Saavedra Silva, E. E. y M. T. Sánchez Salazar. 2008. **Minería y espacio en el distrito minero Pachuca-Real del Monte en el siglo XIX.** *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM* 65:82-101.
- Sariego Rodríguez, J. L. 1992. **Minería y territorio en México: tres modelos históricos de implantación socioespacial.** *Eria, Revista Cuatrimestral de Geografía* 29:197-210.
- Sousa, W. P. 1984. **The role of disturbance in natural communities.** *Annual Review of Ecology and Systematics* 15:353-391.
- Uribe Salas, J. A. 1994. **Las Dos Estrellas en El Oro y Tlalpujahua: de empresa privada a cooperativa minera.** *Relaciones. Estudios de Historia y Sociedad* 58:197-221.
- Uribe Salas, J.A. 2003. **Historia de la Minería en Michoacán.** Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Sociedad Mexicana de Mineralogía, A.C., México.
- Uribe-Salas, J.A. 2009. **Historia económica y social de la Compañía Minera "Las Dos Estrellas" en El Oro y Tlalpujahua, 1898-1959, México.** Universidad Autónoma Metropolitana, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia, Michoacán.
- Vega y Ortega, R. y A. García Luna. 2015. **La explotación y determinación de nuevos minerales en la primera serie de *El Minero Mexicano*, 1873-1880.** *Letras Históricas* 11:147-169.
- Villareal, H., M. Álvarez, F. Córdoba, G. Escobar, G. Fagua, F. Gast, H. Mendoza, M. Ospina y A. Umaña. 2006. **Manual de Métodos para el Desarrollo de Inventarios de Biodiversidad.** Instituto de Investigación de Recursos Biológicos, Bogotá, Colombia.

Wiens, J.A. 1989. **The ecology of bird communities**. Cambridge University Press, Cambridge, U.K.

Zamudio, S. y E. Carranza. 1994. **Cupressaceae**. *Flora del Bajío y de regiones adyacentes* 29:1-20.

HIPÓTESIS

Las comunidades de aves asociadas a sitios con presencia de desechos mineros, presentarán menor diversidad y sus especies serán menos abundantes.

Los indicadores individuales de desempeño fisiológico serán más pobres en los sitios con remanentes de actividades mineras, que aquellos individuos asociados a ambientes alejados de los residuos mineros.

OBJETIVO GENERAL

Determinar la existencia de efectos remanentes de actividades mineras en la composición y abundancia de las comunidades de aves, así como las respuestas fisiológicas a nivel individual en especies presentes en sitios con residuos mineros y sitios alejados a éstos, en bosque templado del Distrito Minero Tlalpujahuá-El Oro.

OBJETIVOS PARTICULARES

- 1) Comparar la riqueza y abundancia relativa de las especies de aves entre sitios de estudio.
- 2) Comparar el estado fisiológico de los individuos de aves a través de tres indicadores de desempeño fisiológico entre sitios.
- 3) Determinar la concentración de EPT en plumas y relacionarlo con evidencias de los indicadores fisiológicos entre sitios.

RESULTADOS

CAPÍTULO I

Análisis de las comunidades de aves de un bosque templado secundario asociado a una zona de extracción minera en Michoacán, México

CAPÍTULO II

Rendimiento fisiológico como indicador de estrés ambiental en aves del Distrito Minero Tlalpujahuá-El Oro

CAPÍTULO III

¿Es la bioacumulación una limitante en el rendimiento fisiológico de las aves? El Caso del Distrito Minero Tlalpujahuá-El Oro

CAPÍTULO I

Análisis de las comunidades de aves de un bosque templado secundario asociado a una zona de extracción minera en Michoacán, México

RESUMEN

El grupo de las aves es uno de los mejor conocidos y más estudiados por los ecólogos, debido a su importante contribución a la estabilidad de los ecosistemas naturales y por ser una herramienta de gran utilidad para medir diversos impactos antropogénicos. La región de Tlalpujahua–El Oro destacó por la extracción minera que le dio auge económico desde finales del siglo XIX hasta la primera mitad del siglo XX, causando un impresionante impacto ambiental por la modificación de la orografía y la cobertura vegetal, y por el uso de cianuro para la extracción de minerales, acumulando elementos potencialmente tóxicos en sus jales expuestos y favoreciendo su disponibilidad y dispersión. A pesar de que en 1937 hubo un deslizamiento de los jales que cubrieron parte de Tlalpujahua, hasta el momento no existe evidencia acerca del impacto remanente que pudiera afectar las comunidades biológicas locales. Asumiendo la existencia de impacto en las comunidades de aves, comparamos la composición y abundancia de las especies de aves en dos sitios con cobertura vegetal y orografía similares del Municipio de Tlalpujahua, Michoacán, representantes de lugares que se encuentran alejados de sitios donde se realizó el depósito de jales (tratamiento 1 =T¹) y lugares de depósito de lodos residuales de procesos de separación de minerales (tratamiento 2=T²). Entre junio de 2014 y junio de 2015; a través de un esfuerzo de 369 puntos de conteo (10 minutos, radio 50m), se registraron un total de 2,828 individuos, correspondientes a 110 especies (T¹=91, T²=95), 29 familias y 11 órdenes. El estimado de riqueza Chao1 sugiere que se registró al 96% de las especies esperadas. El estadístico U de Mann-Whitney (P>0.05), mostró la ausencia de diferencias generales en la composición y abundancia de las especies que conforman las comunidades de los sitios representativos de los tratamientos; sin embargo, sí se encontraron diferencias significativas en la abundancia de 18 especies. El Análisis de Similitud (ANOSIM) indicó una alta similitud entre las comunidades (R= 0.04447, P=0.0001) y un análisis SIMPER (Similarity Percentage Analysis, o Análisis de Porcentaje de Similitud), sugirió que 18 especies son las que aportan el 70% de las diferencias acumulativas entre los sitios a nivel de comunidad. Se sugiere complementar esta investigación mediante la evaluación de la composición y estructura vegetal, donde se evalúen además aspectos como el comportamiento de las especies de aves por gremio alimenticio y el uso que hacen de los recursos locales. A pesar de que el Distrito Minero Tlalpujahua - El Oro generó históricamente una perturbación importante en el ecosistema, ocasionando un cambio en la estructura y composición del bosque, y a 60 años del cese de las actividades de extracción, las condiciones actuales en las que se encuentra el ecosistema se perciben favorables para el establecimiento de las comunidades de aves como un componente importante de la biodiversidad regional.

Palabras clave: jales mineros, gremios alimenticios, riqueza avifaunística, Tlalpujahua.

CHAPTER I

Analysis of bird communities in a secondary temperate forest associated with mining extraction impacts in Michoacán, Mexico

ABSTRACT

Birds are among the best known and most studied taxonomic groups by ecologists; they contribute to the natural ecosystems' stability and are a useful study organisms to measure a wide array of anthropogenic impacts. The region of Tlalpujahua-El Oro was very important because of its mining boom from the late nineteenth century to the early twentieth century, causing a striking environmental impact that modified the surface structure and changed vegetation. Additionally, the use of cyanide for mining and the accumulation of potentially toxic elements exposed by tailings, has promoted their availability and dispersion. Although a tailing's spill covered part of the town of Tlalpujahua in 1937, there is no evidence on remnant impacts that could affect local biological communities. To investigate the potential impacts on bird communities, we compared composition and abundance of bird communities and populations in two sampling sites with similar vegetation cover and topography within the Municipality of Tlalpujahua, Michoacan, representing sites that are far from tailings' deposition areas (treatment 1= T¹) and sites where mineral from metal separation processes were accumulated (treatment 2= T²). Between June 2014 and June 2015 and through an effort of 369 point counts (10 minutes, 50m radius), we registered a total of 2,828 individuals, of 110 species, 29 families, and 11 orders (T¹= 91, T²= 95); the Chao1 richness estimator suggested that 96% of the expected species were registered. The U Mann-Whitney statistic test (P>0.05), showed no overall differences in the composition and abundance of species per count between treatment sites; however, significant differences were found in the abundance of 18 species. The similarity analysis (ANOSIM) indicated high similarity between communities (R= 0.04447, P= 0.0001) and a SIMPER analysis (Similarity Percentage Analysis), suggested that 18 species provide the 70% of cumulative differences between sites at the community level. To complement this research we suggest that the composition and structure of vegetation should be assessed. Additional aspects such as bird behavior by feeding guilds and their use of local resources should be investigated. Historically, the establishment of the Distrito Minero Tlalpujahua – El Oro generated a significant disruption in the ecosystem, causing a change in the forest structure and composition; 60 years after the end of mining-related extraction, current ecosystem conditions seem favorable for the establishment of bird communities as an important component of the regional biodiversity.

Keywords: mining tailings, feeding guilds, bird richness, Tlalpujahua.

INTRODUCCIÓN

En ecología y conservación, los estudios sobre la riqueza y la abundancia de una comunidad en particular, representan la información básica para evaluar la calidad del ambiente. Para ello es necesario llevar a cabo actividades de monitoreo que permitan evaluar los cambios asociados a distintos factores, especialmente factores antropogénicos (Bojorges-Baños y López-Mata 2005); en estos casos, a menudo se realizan comparaciones de ocurrencia de especies y la caracterización de su abundancia relativa en los diferentes ambientes de interés (Balmer 2002).

La perturbación generada por actividades humanas sobre los bosques templados, se dan principalmente a causa del cambio de uso de suelo para el desarrollo de actividades productivas (agricultura y/o ganadería) o contaminación de suelos y agua a causa de actividades mineras (Manson y Jardel Peláz 2009). Esto trae consigo una modificación de estructura y un serio decremento de la cobertura vegetal en sus diferentes estratos (Pickett y White 1985), generando fragmentos de hábitat en distintas etapas de desarrollo sucesional. Como el proceso de sucesión ecológica juega un papel fundamental en el mantenimiento de la diversidad de especies de fauna, los cambios serales provocados promueven directamente cambios en la estructura y en la composición de las poblaciones, incluyendo de forma particular a los grupos de aves (Ugalde-Lezama *et al.* 2012, Manson y Jardel Peláz 2009).

El Distrito Minero Tlalpujahua-El Oro (DMTO) ha sido escenario de diversos cambios durante al menos los últimos 150 años, cambios asociados al asentamiento de uno de los principales centros de extracción minera de oro y plata a finales del siglo XIX y principios del siglo XX (Corona-Chávez y Uribe-Salas 2009). La actividad de extracción minera por sí misma, aunada al establecimiento de infraestructura de gran calado, fueron la causa de una importante perturbación sobre los recursos naturales de la región. Factores particulares como desmonte y deforestación, vertido de residuos mineros con contenidos tóxicos sobre la superficie y creación de caminos, entre muchos otros elementos, han sido determinantes para definir la historia ambiental de la región, y han creado la necesidad de conocer las consecuencias de la perturbación a la que se ha sometido (Corona-Chávez *et al.* 2010).

Durante los 60 años posteriores al cese de las actividades mineras, la región se ha enfrentado a un proceso de sucesión vegetal importante que ha permitido el restablecimiento de comunidades vegetales de bosque templado; de acuerdo con el proceso de sucesión ecológica secundaria, las especies de plantas que actualmente conforman las poblaciones del bosque del DMTO son aquellas especies pioneras que durante la perturbación lograron mantenerse antes las condiciones adversas (suelo empobrecido) y, con ello, reconstituir la cobertura vegetal de la zona (Muñiz-Castro 2008). Ejemplo de ellos son diversas especies de encinos (*Quercus sp.*), Cedros (*Cupressus lusitanica*) y juníperos (*Juniperus deppeana*, *J. monticola* y *J. blancoi*) (Zamudio y Carranza 1994). Las áreas de disposición de residuos mineros que constituyen zonas de jales, no son ajenas a este proceso de crecimiento vegetal (Corona-Chávez y Uribe-Salas 2009).

A pesar de que la zona estuvo sujeta a un fuerte impacto derivado de las actividades mineras, existen zonas cercanas que a pesar de haber sufrido impacto antropogénico a causa de desmontes, agricultura y pastoreo durante el periodo de apogeo de la Mina Dos Estrellas, se han mantenido libres de los efectos causados por la acumulación de jales. Teóricamente, esto pudo haber permitido la permanencia de un tipo de vegetación análogo al que originalmente se pudiera haber encontrado en dicha región; este es el caso de la vegetación presente en los alrededores de la localidad de Tlacotepec.

Tomando en consideración lo previamente expuesto, y asumiendo la existencia de algún efecto remanente derivado de las condiciones ambientales de los sitios, se propuso estudiar y definir la riqueza y abundancia relativa de las comunidades de aves que habitan en sitios donde existe la presencia de jales remanentes (con un abandono de aproximadamente de 60 años) y compararlas con comunidades de aves que habitan en un ambiente donde no existió vertido de material minero residual. Con la presencia del impacto relacionado, la hipótesis indica que muy probablemente las comunidades de aves que habitan en sitios alejados de los jales remanentes presentaran una mayor riqueza de especies y abundancia, en comparación con aquellas comunidades que se encuentran y se desarrollan en el sitio focal contaminado.

MÉTODOS

Área de estudio

El DMTO se ubica al noreste del estado de Michoacán y noroeste del Estado de México, en las coordenadas 19°18' latitud norte y 100°09' longitud oeste; comprende la región hidrológica Lerma-Santiago y la Cuenca Río Lerma-Toluca, donde se localiza la Subcuenca Tlalpujahua que tiene como corriente principal al Río Lerma (Nieto Monroy 2007), y que comprende un área aproximada de 230 km². Desde un punto de vista geológico, el DMOT se localiza en el Eje Volcánico Transversal, presentando una altura promedio de 2600 msnm. El tipo de vegetación corresponde a un bosque secundario de Cedro-Junípero-Encino-Pino en un 45% de su extensión. De acuerdo con el INEGI (2009), el clima corresponde a templado subhúmedo, con lluvias en verano, de mayor humedad (94.8%), templado subhúmedo con lluvias en verano, de humedad media (3.3%) y semifrío subhúmedo con lluvias en verano, de mayor humedad (1.9%); la precipitación oscila entre los 800-1100mm anuales; el suelo dominante corresponde a Andosoles (46.2%), Luvisoles (32.0%), Leptosoles (18.4%), Vertisoles (1.6%) y Planosoles (0.2%). El sitio de estudio colinda al norte con los municipios de Maravatío y Contepec; al este con el municipio de Contepec y el Estado de México; al sur con el Estado de México y el municipio de Senguio; al oeste con los municipios de Senguio y Maravatío. Los municipios colindantes con el Estado de México corresponden a Temascalcingo y El Oro de Hidalgo (INEGI 2009).

Muy cerca del área existen tres regiones decretadas por el gobierno federal como áreas naturales protegidas, dos de ellas pertenecientes a los polígonos del área natural protegida (ANP) Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca (Cerro Altamirano, municipios de Contepec y Temascalcingo, y la parte norte de Sierra Chincua, municipios de Senguio y Angangueo, Michoacán) (CONANP-SEMARNAT 2001). La tercera corresponde al Parque Nacional Rayón, también conocido como Cerro de El Gallo, el cual tiene una superficie de 34.4 ha. Se caracteriza por ser un sitio histórico, escenario de eventos destacados de la guerra de Independencia y que, con el transcurso de los años, ha sufrido una fuerte explotación de

madera y cal, generando un impacto negativo importante al sitio (Diario Oficial de la Federación 1952).

Trabajo de campo

El periodo de muestreo comprendió de junio de 2014 a junio de 2015, en los sitios de estudio de El Castillo, localidad de Tlacotepec (área considerada como sitio control= T¹) y a la Mina Dos Estrellas (considerada como sitio focal contaminado por los jales= T²), ambos ubicados en el Municipio de Tlalpujahua, Michoacán (Fig. 1).

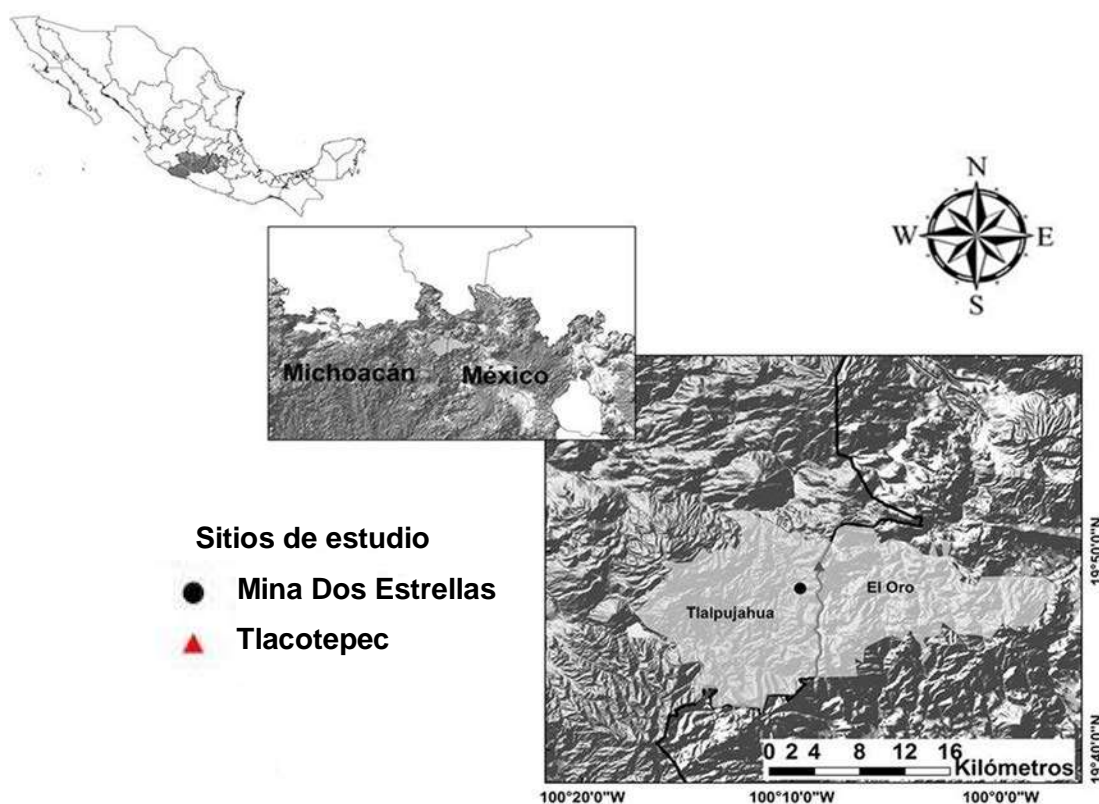


Figura1. Mapa de localización de los sitios de estudio, Municipios de Tlalpujahua, Estado de Michoacán, y Municipio de El Oro, Estado de México. (Mapa elaborado por M. Álvarez-Jara 2014).

Para determinar la composición y abundancia de las comunidades de aves, se aplicó el método de puntos de conteo, haciendo paradas cada 200 metros para evitar duplicar registros y mantener su independencia (García *et al.* 1998, Hutto *et al.* 1986). En cada sitio se registraron los individuos observados y escuchados, así como la distancia estimada del observador por un

periodo de 10 minutos, como lo sugieren Buskirk y McDonald (1995) para bosques con densidad alta. Con el propósito de evitar sesgos debido a las diferencias en detectabilidad de las especies, para realizar los análisis de la información se consideraron solamente los registros visuales y auditivos en un radio máximo de 50m. Se asignó la estacionalidad de cada una de las especies con base en la información de Howell y Webb (2005). Las especies detectadas de manera incidental entre puntos de conteo fueron consideradas únicamente para incrementar el listado de especies, pero no fueron incluidas en ningún tipo de análisis. De manera paralela se consultaron las especies registradas previamente en las bases de datos de GBIF (Global Biodiversity Information Facility) para la región.

Se elaboraron curvas de acumulación de especies para cada sitio para determinar la suficiencia del esfuerzo de muestreo a través del estimador Chao1, con el que se compara la riqueza esperada con la riqueza observada (Colwell y Coddington 1994); este estimador se basa en la abundancia de los individuos registrados y establece el número probable de las especies que no fueron registradas pero que están presentes, considerando las especies raras y aquellas que hayan sido registradas una sola vez (singletones) o dos veces (dobletones) (Chao *et al.* 2004). Las curvas de acumulación permiten comparar la riqueza entre los sitios (Cavia 2002), facilitando la comparación cuando el tamaño de muestra no es similar (Moreno y Muñoz 2001). Los análisis se realizaron a través del programa EstimateS 9.1.0 (Colwell 2013).

Para determinar el grado de similitud de la diversidad entre sitios, se calcularon el índice cualitativo de Sørensen (basado en la presencia/ausencia de especies) y el Índice cuantitativo de Morisita-Horn (basado en la abundancia de los individuos de las especies presentes); estos índices han sido ampliamente utilizados, especialmente, para comparar comunidades con características similares (diversidad beta) (Badii *et al.* 2007). Se utilizaron las siguientes fórmulas:

Índice de Sörensen:

$$I_s = \frac{2pN}{aN + bN}$$

Donde:

aN = número total de individuos en el sitio A (El Castillo)

bN = número total de individuos en el sitio B (Mina Dos Estrellas)

pN = sumatoria de la abundancia compartida entre ambos sitios

Índice de Morisita-Horn

$$I_{MH} = \frac{2 \sum (an_i * bn_j)}{(da + db)aN * bN}$$

Donde:

an_i = número de individuos de la i -ésima especie en sitio A (El Castillo);

bn_j = número de individuos de la j -ésima especie en sitio B (Mina Dos Estrellas), y

da y db se escriben a continuación:

$$da = \frac{\sum an_i^2}{aN^2} \quad db = \frac{\sum bn_i^2}{bN^2}$$

Se estimaron las abundancias relativas y la frecuencia de ocurrencia de las especies por sitio. La abundancia relativa se expresa como el número de individuos presentes en 100 puntos

de conteo y la frecuencia de ocurrencia se ha indicado como el porcentaje de los conteos en los que la especie estuvo presente, sin considerar el número de individuos registrados; este último parámetro es un indicador de la probabilidad de encuentro de la especie en la realización de conteos.

Por otro lado, para evaluar las diferencias entre los sitios de muestreo se aplicó una prueba de U de Mann-Whitney para determinar si las abundancias de las especies por conteo mostraban diferencias significativas entre las áreas de estudio; los datos se analizaron con el programa IBM SPSS Statistics 20.0. El Análisis de Similitud (ANOSIM), que es un método de análisis de datos multivariado de distribución libre y que es ampliamente utilizado en ecología de comunidades para comparar el nivel de similitud de la composición de las comunidades, fue aplicado *sensu* Blake (2007) y Edwards *et al.* (2011). Los supuestos de este método establecen que mientras más cercano a cero sea el valor de R, los tratamientos serán más similares entre ellos y mientras más cercano al valor de uno, las comunidades serán significativamente más diferentes; los datos se analizaron con el programa PAST versión 2.17c.

Para obtener información más detallada acerca de las especies que contribuyen a las diferencias entre las comunidades, se aplicó un análisis SIMPER (Similarity Percentage Analysis, o Análisis de Porcentaje de Similitud) (PAST versión 2.17c), el cual separa la contribución de cada una de las especies en la similitud (o disimilitud) observada entre las muestras de comunidades, permitiendo identificar las especies que son las más importantes o responsables del patrón de similitud observado.

RESULTADOS

Durante el periodo de muestreo de junio de 2014 a junio de 2015 (Cuadro1), se acumularon un total de 369 conteos, de los cuales 179 correspondieron al sitio alejado de los residuos remanentes de extracción minera (Tratamiento 1: El Castillo, Tlacotepec [T¹]) (Fig. 2) y 190 correspondieron al sitio con residuos remanentes de actividades de extracción minera (Tratamiento 2: Mina Dos Estrellas, Tlalpujahua [T²]) (Fig. 3).

Cuadro 1. Fechas en las que se llevaron a cabo los conteos en los sitios de El Distrito Minero Tlalpujahua-El Oro.

Fecha de muestreo	Conteos T¹	Conteos T²	Total de Conteos
Junio 12-15, 2014	0	29	29
Agosto 21-24, 2014	0	31	31
Septiembre 11-14, 2014	29	0	29
Octubre 09-12, 2014	0	30	30
Octubre 16-19, 2014	30	0	30
Enero 14-20, 2015	40	40	80
Marzo 11-13, 2015	0	40	40
Marzo 20-22, 2015	40	0	40
Junio 12-17, 2015	40	20	60
Total	179	190	369



Figura 2. Fotografía de Tratamiento 1: El Castillo, Tlacotepec. Sitio distante a los residuos mineros (Foto: K.I. Lemus-Ramírez 2014).



Figura 3. Fotografía de Tratamiento 2: Mina Dos Estrellas, Talpujahua Sitio con remanentes de actividades mineras. (Foto: J. F. Villaseñor-Gómez 2014).

Evaluación de la riqueza

En un total de 369 censos de radio indefinido, se registraron un total de 122 especies ($T^1=105$, $T^2=99$), que corresponden a 29 familias, con un total de 6,293 individuos ($T^1= 3,013$, $T^2=3,280$). Se incluyeron en el listado tres especies registradas de manera incidental y 27 especies registradas previamente entre 1983 y 2012, e incluidas en las bases de datos de GBIF (Global Biodiversity Information Facility), dando un total de 125 especies (Cuadro 2).

Al seleccionar las especies registradas en un radio $\leq 50m$ para reducir los sesgos por la diferencia de la detectabilidad, se obtuvo un total 4,364 individuos detectados ($T^1=2,043$, $T^2=2,321$), pertenecientes a 110 especies ($T^1=97$, $T^2=91$).

De acuerdo con su estacionalidad, 95 son las especies residentes permanentes, seguidas de las especies visitantes invernales (24 especies), las especies visitantes invernales y de verano (dos especies cada una) y, por último, solamente una especie residente introducida (Cuadro 2, Cuadro 3).

Las especies registradas pertenecen a una variedad de 10 gremios alimenticios. Dentro de los mejor representados se encuentra el grupo de los insectívoros con 59 especies y los omnívoros con 22 especies, el resto de los gremios cuentan con menos de 10 especies, respectivamente (Anexo I).

El estimador de riqueza Chao1 indicó que en general, el muestreo permitió la detección del 96% de especies para la región del DMTO (Fig. 4); el número de especies esperadas para el sitio T^1 es de 117 (83% de especies detectadas, Fig. 5), mientras que para el sitio T^2 , las especies esperadas son 98 (93% de las especies registradas, Fig. 6). Las curvas de acumulación muestran un comportamiento asintótico, indicador de que el esfuerzo de trabajo fue suficiente para la detección de la mayoría de las especies en el área de estudio.

Cuadro 2. Inventario de aves registradas en el Distrito Minero Tlalpujahua-El Oro, Michoacán, México (observaciones de radio ilimitado e incidentales) [122 especies (T¹=105, T²=99), 6,293 individuos (T¹= 3,013, T²=3,280), 29 familias]. Estacionalidad: RP: Residente Permanente, VI: Visitante de Invierno, VV: Visitante de Verano, Tr: Transitorio, INTRO: Introducido. Método de Registro: Obs: observado, Red: redeo, Incidental: observación casual fuera de conteos y actividades de captura, GBIF: registro de la Global Biodiversity Information Facility

Orden	Familia	Especie	Nombre Común	Nombre en inglés	Estacionalidad	Método de registro
Galliformes	Odontophoridae	<i>Colinus virginianus</i>	Codorniz Cotuí	Northern Bobwhite	RP	Obs
Accipitriformes	Cathartidae	<i>Cathartes aura</i>	Zopilote Aura	Turkey Vulture	RP	Obs
Accipitriformes	Accipitridae	<i>Accipiter cooperii</i>	Gavilán De Cooper	Cooper's Hawk	VI	Obs
Accipitriformes	Accipitridae	<i>Accipiter striatus</i>	Gavilán Pecho Canela	Sharp-shinned Hawk	RP	Obs/Red
Accipitriformes	Accipitridae	<i>Buteo albonotatus</i>	Aguililla Aura	Zone-tailed Hawk	VI	Incidental
Accipitriformes	Accipitridae	<i>Buteo jamaicensis</i>	Aguililla Cola Roja	Red-tailed Hawk	RP	Obs
Charadriiformes	Charadriidae	<i>Charadrius vociferus</i>	Chorlo Tildío	Killdeer	RP	GBIF
Columbiformes	Columbidae	<i>Columbina inca</i>	Tortolita Cola Larga	Inca Dove	RP	Obs
Columbiformes	Columbidae	<i>Patagioenas fasciata</i>	Paloma Encinera	Band-tailed Pigeon	RP	Obs
Columbiformes	Columbidae	<i>Zenaida asiatica</i>	Paloma Alas Blancas	White-winged Dove	RP	Obs
Cuculiformes	Cuculidae	<i>Geococcyx californianus</i>	Correcaminos Norteño	Greater Roadrunner	RP	Obs
Strigiformes	Strigidae	<i>Bubo virginianus</i>	Búho Cornudo	Great Horned Owl	RP	Incidental
Strigiformes	Tytonidae	<i>Tyto alba</i>	Lechuza de Campanario	Barn Owl	RP	Incidental
Caprimulgiformes	Caprimulgidae	<i>Antrostomus arizonae</i>	Tapacamino Cuerporruín Mexicano	Mexican Whip-poor-will	RP	Obs
Apodiformes	Apodidae	<i>Aeronautes saxatalis</i>	Vencejo Pecho Blanco	White-throated Swift	RP	Obs

Apodiformes	Trochilidae	<i>Amazilia beryllina</i>	Colibrí Berilo	Berylline Hummingbird	RP	Obs/Red
Apodiformes	Trochilidae	<i>Archilochus colubris</i>	Colibrí Garganta Rubí	Ruby-throated Hummingbird	TR	Obs/Red
Apodiformes	Trochilidae	<i>Colibri thalassinus</i>	Colibrí Orejas Violetas	Green Violetear	RP	Obs/Red
Apodiformes	Trochilidae	<i>Eugenes fulgens</i>	Colibrí Magnífico	Magnificent Hummingbird	RP	Obs/Red
Apodiformes	Trochilidae	<i>Hylocharis leucotis</i>	Zafiro Orejas Blancas	White-eared Hummingbird	RP	Obs/Red/GBIF
Apodiformes	Trochilidae	<i>Lampornis clemenciae</i>	Colibrí Garganta Azul	Blue-throated Hummingbird	RP	Obs/Red/GBIF
Apodiformes	Trochilidae	<i>Selasphorus platycercus</i>	Zumbador Cola Ancha	Broad-tailed Hummingbird	RP	Obs/Red
Apodiformes	Trochilidae	<i>Selasphorus rufus</i>	Zumbador Canelo	Rufous Hummingbird	VI	Obs
Trogoniformes	Trogonidae	<i>Trogon mexicanus</i>	Coa Mexicana	Mountain Trogon	RP	Obs
Piciformes	Picidae	<i>Colaptes auratus</i>	Carpintero De Pechera Común	Northern Flicker	RP	Obs
Piciformes	Picidae	<i>Melanerpes formicivorus</i>	Carpintero Bellotero	Acorn Woodpecker	RP	Obs
Piciformes	Picidae	<i>Picoides scalaris</i>	Carpintero Mexicano	Ladder-backed Woodpecker	RP	Obs
Piciformes	Picidae	<i>Picoides villosus</i>	Carpintero Albinegro Mayor	Hairy Woodpecker	RP	Obs
Falconiformes	Falconidae	<i>Falco sparverius</i>	Cernícalo Americano	American Kestrel	VI	Obs
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Contopus pertinax</i>	Papamoscas José María	Greater Pewee	RP	Obs/Red/GBIF
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Empidonax affinis</i>	Papamoscas Pinero	Pine Flycatcher	RP	Obs/Red

Passeriformes	Tyrannidae	<i>Empidonax difficilis</i>	Papamoscas Amarillo del Pacífico	Pacific-slope Flycatcher	VI	Obs
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Empidonax fulvifrons</i>	Papamoscas Pecho Canela	Buff-breasted Flycatcher	RP	Obs/Red
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Empidonax occidentalis</i>	Papamoscas Amarillo Barranqueño	Cordilleran Flycatcher	RP	Obs/Red
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Empidonax wrightii</i>	Papamoscas Bajacolita	Gray Flycatcher	VI	GBIF
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Mitrephanes phaeocercus</i>	Papamoscas Copetón	Tufted Flycatcher	RP	Obs/Red
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Myiarchus tuberculifer</i>	Papamoscas Triste	Dusky-capped Flycatcher	RP	Obs/Red
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Pyrocephalus rubinus</i>	Papamoscas Cardenalito	Vermilion Flycatcher	RP	Obs
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Sayornis nigricans</i>	Papamoscas Negro	Black Phoebe	RP	Obs
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Sayornis saya</i>	Papamoscas Llanero	Say's Phoebe	VI	Obs
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Tyrannus vociferans</i>	Tirano Chibibú	Cassin's Kingbird	RP	Obs
Passeriformes	Tityridae	<i>Pachyramphus aglaiae</i>	Cabezón Degollado	Rose-throated Becard	RP	Obs
Passeriformes	Vireonidae	<i>Vireo cassinii</i>	Vireo de Cassin	Cassin's Vireo	VI	Obs
Passeriformes	Vireonidae	<i>Vireo gilvus</i>	Vireo Gorjeador	Warbling Vireo	RP	Obs/red
Passeriformes	Vireonidae	<i>Vireo huttoni</i>	Vireo Reyezuelo	Hutton's Vireo	RP	Obs/Red
Passeriformes	Vireonidae	<i>Vireo plumbeus</i>	Vireo Plomizo	Plumbeous Vireo	RP	Obs
Passeriformes	Corvidae	<i>Corvus corax</i>	Cuervo Común	Common Raven	RP	Obs
Passeriformes	Corvidae	<i>Cyanocitta stelleri</i>	Chara Copetona	Steller's Jay	RP	Obs
Passeriformes	Hirundinidae	<i>Hirundo rustica</i>	GolondrinaTijereta	Barn Swallow	VV	Obs/GBIF
Passeriformes	Hirundinidae	<i>Petrochelidon pyrrhonota</i>	Golondrina Risquera	Cliff Swallow	VV	Obs

Passeriformes	Hirundinidae	<i>Stelgidopteryx serripennis</i>	Golondrina Alas Aserradas	Northern Rough-winged Swallow	RP	Obs
Passeriformes	Hirundinidae	<i>Tachycineta thalassina</i>	Golondrina Verdemar	Violet-green Swallow	RP	Obs/Red
Passeriformes	Paridae	<i>Baeolophus wollweberi</i>	Cabonero Embridado	Bridled Titmouse	RP	Obs
Passeriformes	Paridae	<i>Poecile sclateri</i>	Cabonero Mexicano	Mexican Chickadee	RP	Obs/Red/GBIF
Passeriformes	Aegithalidae	<i>Psaltriparus minimus</i>	Sastrecillo	Bushtit	RP	Obs/Red
Passeriformes	Certhiidae	<i>Certhia americana</i>	Trepadorcito Americano	Brown Creeper	RP	Obs/Red
Passeriformes	Sittidae	<i>Sitta carolinensis</i>	Bajapalos Pecho Blanco	White-breasted Nuthatch	RP	Obs/Red
Passeriformes	Troglodytidae	<i>Campylorhynchus gularis</i>	Matraca Serrana	Spotted Wren	RP	Obs
Passeriformes	Troglodytidae	<i>Campylorhynchus megalopterus</i>	Matraca Barrada	Gray-barred Wren	RP	GBIF
Passeriformes	Troglodytidae	<i>Catherpes mexicanus</i>	Saltapared Barranqueño	Canyon Wren	RP	Obs/Red/GBIF
Passeriformes	Troglodytidae	<i>Thryomanes bewickii</i>	Saltapared Cola Larga	Bewick's Wren	RP	Obs/Red
Passeriformes	Troglodytidae	<i>Troglodytes aedon</i>	Saltapared Común	House Wren	VI	Obs
Passeriformes	Troglodytidae	<i>Troglodytes aedon brunneicollis</i>	Saltapared Común Café	House Wren	RP	Obs/Red
Passeriformes	Regulidae	<i>Regulus calendula</i>	Reyezuelo Matraquita	Ruby-crowned Kinglet	RP	Obs/Red/GBIF
Passeriformes	Regulidae	<i>Regulus satrapa</i>	Reyezuelo Corona Amarilla	Golden-crowned Kinglet	VI	Obs
Passeriformes	Turdidae	<i>Catharus aurantiirostris</i>	Zorzal Pico Naranja	Orange-billed Nightingale-Thrush	RP	Obs/Red
Passeriformes	Turdidae	<i>Catharus guttatus</i>	Zorzal Cola Canela	Hermit Thrush	VI	Obs/Red
Passeriformes	Turdidae	<i>Catharus occidentalis</i>	Zorzal Mexicano	Russet Nightingale- Thrush	RP	Obs/Red

Passeriformes	Turdidae	<i>Myadestes occidentalis</i>	Clarín Jilguero	Brown-backed Solitaire	RP	Obs/Red/GBIF
Passeriformes	Turdidae	<i>Turdus assimilis</i>	Mirlo Garganta Blanca	White-throated Thrush	RP	Obs
Passeriformes	Turdidae	<i>Turdus migratorius</i>	Mirlo Primavera	American Robin	RP	Obs/Red/GBIF
Passeriformes	Mimidae	<i>Melanotis caerulescens</i>	Mulato Azul	Blue Mockingbird	RP	Obs/Red
Passeriformes	Mimidae	<i>Mimus polyglottos</i>	CentzontleNorteño	Northern Mockingbird	RP	Obs
Passeriformes	Mimidae	<i>Toxostoma curvirostre</i>	Cuicacoche Pico Curvo	Curve-billed Thrasher	RP	Obs
Passeriformes	Ptiliogonatidae	<i>Ptiliogonys cinereus</i>	Capulínero Gris	Gray Silky-flycatcher	RP	Obs/Red
Passeriformes	Parulidae	<i>Basileuterus belli</i>	Chipe Cejas Doradas	Golden-browed Warbler	RP	Obs
Passeriformes	Parulidae	<i>Basileuterus rufifrons</i>	Chipe Gorra Canela	Rufous-capped Warbler	RP	Obs/Red
Passeriformes	Parulidae	<i>Cardellina pusilla</i>	Chipe Corona Negra	Wilson's Warbler	VI	Obs/Red
Passeriformes	Parulidae	<i>Cardellina rubra</i>	Chipe Rojo	Red Warbler	RP	Obs/Red
Passeriformes	Parulidae	<i>Cardellina rubrifrons</i>	Chipe Cara Roja	Red-faced Warbler	VI	Obs
Passeriformes	Parulidae	<i>Geothlypis tolmiei</i>	Chipe Lores Negros	MacGillivray's Warbler	VI	Obs/Red
Passeriformes	Parulidae	<i>Mniotilta varia</i>	Chipe Trepador	Black-and-white Warbler	VI	Obs
Passeriformes	Parulidae	<i>Myioborus miniatus</i>	Pavito Alas Negras	Slate-throated Redstart	RP	Obs/Red
Passeriformes	Parulidae	<i>Myioborus pictus</i>	Pavito Alas Blancas	Painted Redstart	RP	Obs/Red
Passeriformes	Parulidae	<i>Oreothlypis celata</i>	Chipe Oliváceo	Orange-crowned Warbler	VI	Obs/Red/GBIF
Passeriformes	Parulidae	<i>Oreothlypis crissalis</i>	Chipe de Colima	Colima Warbler	VI	Obs
Passeriformes	Parulidae	<i>Oreothlypis ruficapilla</i>	Chipe Cabeza Gris	Nashville Warbler	VI	Obs

Passeriformes	Parulidae	<i>Oreothlypis superciliosa</i>	Chipe Cejas Blancas	Crescent-chested Warbler	RP	Obs
Passeriformes	Parulidae	<i>Setophaga coronata</i>	Chipe Rabadilla Amarilla	Yellow-rumped Warbler	VI	Obs/Red
Passeriformes	Parulidae	<i>Setophaga graciae</i>	Chipe Cejas Amarillas	Grace's Warbler	RP	Obs
Passeriformes	Parulidae	<i>Setophaga nigrescens</i>	Chipe Negrogris	Black-throated Gray Warbler	VI	Obs
Passeriformes	Parulidae	<i>Setophaga occidentalis</i>	Chipe Cabeza Amarilla	Hermit Warbler	VI	Obs/Red
Passeriformes	Parulidae	<i>Setophaga ruticilla</i>	Pavito Migratorio	American Redstart	TR	Obs
Passeriformes	Parulidae	<i>Setophaga townsendi</i>	Chipe de Townsend	Townsend's Warbler	VI	Obs/Red/GBIF
Passeriformes	Peucedramidae	<i>Peucedramus taeniatus</i>	Ocotero Enmascarado	Olive Warbler	RP	Obs
Passeriformes	Emberizidae	<i>Aimophila rufescens</i>	Zacatonero Canelo	Rusty Sparrow	RP	Obs/Red
Passeriformes	Emberizidae	<i>Arremon virenticeps</i>	Rascador Cejas Verdes	Green-striped Brush-Finch	RP	Obs
Passeriformes	Emberizidae	<i>Atlapetes pileatus</i>	Rascador Gorra Canela	Rufous-capped Brush-Finch	RP	Obs/Red
Passeriformes	Emberizidae	<i>Diglossa baritula</i>	Picochueco Vientre Canela	Cinnamon-bellied Flowerpiercer	RP	Red
Passeriformes	Emberizidae	<i>Junco phaeonotus</i>	Junco Ojos de Lumbre	Yellow-eyed Junco	RP	Obs/Red
Passeriformes	Emberizidae	<i>Melospiza melodia</i>	Gorrión Cantor	Song Sparrow	RP	Obs
Passeriformes	Emberizidae	<i>Melozona fusca</i>	Rascador Viejita	Canyon Towhee	RP	Obs/Red
Passeriformes	Emberizidae	<i>Oriturus superciliosus</i>	Zacatonero Serrano	Striped Sparrow	RP	Obs/Red/GBIF
Passeriformes	Emberizidae	<i>Pipilo maculatus</i>	Rascador Moteado	Spotted Towhee	RP	Obs/Red/GBIF
Passeriformes	Emberizidae	<i>Spizella atrogularis</i>	Gorrión Barba Negra	Black-chinned Sparrow	RP	Obs/Red
Passeriformes	Emberizidae	<i>Spizella passerina</i>	Gorrión Cejas Blancas	Chipping Sparrow	RP	Obs

Passeriformes	Cardinalidae	<i>Passerina caerulea</i>	Picogordo Azul	Blue Grosbeak	RP	Obs/GBIF
Passeriformes	Cardinalidae	<i>Pheucticus melanocephalus</i>	Picogordo Tigrillo	Black-headed Grosbeak	RP	Obs/GBIF
Passeriformes	Cardinalidae	<i>Piranga bidentata</i>	Piranga Dorso Rayado	Flame-colored Tanager	RP	Obs
Passeriformes	Cardinalidae	<i>Piranga flava</i>	Piranga Encinera	Hepatic Tanager	RP	Obs/Red/GBIF
Passeriformes	Cardinalidae	<i>Piranga ludoviciana</i>	Piranga Capucha Roja	Western Tanager	VI	Obs
Passeriformes	Icteridae	<i>Icterus abeillei</i>	Calandra Flancos Negros	Black-backed Oriole	RP/VI	Obs
Passeriformes	Icteridae	<i>Icterus bullockii</i>	Calandria Cejas Naranjas	Bullock's Oriole	RP	Obs/GBIF
Passeriformes	Icteridae	<i>Icterus cucullatus</i>	Calandria Dorso Negro Menor	Hooded Oriole	VI	GBIF
Passeriformes	Icteridae	<i>Icterus parisorum</i>	Calandria Tunera	Scott's Oriole	RP	Obs/Red/GBIF
Passeriformes	Icteridae	<i>Molothrus aeneus</i>	Tordo Ojos Rojos	Bronzed Cowbird	RP	Obs
Passeriformes	Icteridae	<i>Molothrus ater</i>	Tordo Cabeza Café	Brown-headed Cowbird	RP	Obs
Passeriformes	Icteridae	<i>Quiscalus mexicanus</i>	Zanate Mayor	Great-tailed Grackle	RP	GBIF
Passeriformes	Icteridae	<i>Sturnella magna</i>	Pradero Tortillaconchile	Eastern Meadowlark	RP	Obs
Passeriformes	Fringilidae	<i>Euphonia elegantissima</i>	Eufonia Gorra Azul	Elegant Euphonia	RP	Obs
Passeriformes	Fringillidae	<i>Haemorhous mexicanus</i>	Pinzón Mexicano	House Finch	RP	Obs/Red/GBIF
Passeriformes	Fringillidae	<i>Loxia curvirostra</i>	Picotuerto Rojo	Red Crossbill	RP	GBIF
Passeriformes	Fringillidae	<i>Spinus pinus</i>	Jilguerito Pinero	Pine Siskin	RP	Obs
Passeriformes	Fringillidae	<i>Spinus psaltria</i>	Jilguerito Dominicó	Lesser Goldfinch	RP	Obs/Red
Passeriformes	Passeridae	<i>Passer domesticus</i>	Gorrión Doméstico	House Sparrow	RP/INTRO	Obs/GBIF

Cuadro 3. Estacionalidad de las especies de aves registradas en el DMTO junio 2014-2015	
Aves que se reproducen en la entidad	No.
Residentes permanentes	95
Residentes introducidas	1
Aves visitantes	
Visitantes invernales	24
Visitantes de verano	2
Transitorias	2
Aves con estacionalidad mixta	
Residentes/visitantes invernales	1

Con respecto a la evaluación de la abundancia relativa de las especies, los resultados indican que en el sitio de muestreo El Castillo (T¹), las especies con mayores abundancias fueron *Ptiliogonys cinereus* (99.4), *Hylocharis leucotis* (85.2), *Spizella passerina* (60.3), *Regulus calendula* (57.9) y *Turdus migratorius* (56.8). Asimismo, en el sitio de muestreo Mina Dos Estrellas (T²), las especies con mayor abundancia relativa fueron *Setophaga coronata* (168), *Ptiliogonys cinereus* (163), *Hylocharis leucotis* (128.2), *Psaltriparus minimus* (116.2) y *Spinus psaltria* (90.2), respectivamente (Cuadro 4).

Por otro lado, las especies con mayor frecuencia de ocurrencia en el sitio El Castillo (T¹), fueron *Hylocharis leucotis* (63.3), *Regulus calendula* (35.5), *Turdus migratorius* (33.1), *Ptiliogonys cinereus* (25.4) y *Myioborus pictus* (22.4), mientras que en la Mina Dos Estrellas, las especies corresponden a *Hylocharis leucotis* (59.5), *Ptiliogonys cinereus* (37.5), *Setophaga coronata* (35.5), *Regulus calendula* (29.5) y *Myadestes occidentalis* (22.5), respectivamente (Cuadro 4). Los resultados del análisis U de Mann-Whitney en los que se evaluó la existencia

de diferencias en el número promedio de especies e individuos detectados por conteo entre los tratamientos, mostraron que en general no existen diferencias significativas en el número de especies e individuos registrados entre los tratamientos ($P < 0.05$); sin embargo, sí hubo diferencias significativas en la abundancia de 18 especies de las 110 registradas en los dos sitios de trabajo; una de las especies es abundante (*Setophaga coronata*), mientras que diez corresponden a especies no comunes o raras (con menos de treinta y cinco registros totales) (Cuadro 5).

Los resultados muestran que 90 especies son compartidas entre las dos comunidades estudiadas. El índice de Sørensen indica que el porcentaje de similitud cualitativa entre ellas es de 85%, y el índice de Morisita-Horn muestra una similitud cuantitativa del 93% entre comunidades. El Análisis de Similitud multivariado (ANOSIM) aplicado indicó la existencia de una alta similitud entre las comunidades estudiadas ($R = 0.04447$, $P = 0.0001$).

Por otra parte, el análisis SIMPER (Similarity Percentage Analysis, o Análisis de Porcentaje de Similitud) indicó que son 18 las especies que contribuyen a las pocas diferencias existentes entre las comunidades; en orden de importancia las especies que contribuyen con las diferencias son *Hylocharis leucotis*, *Setophaga coronata*, *Turdus migratorius*, *Ptiliogonys cinereus*, *Regulus calendula*, *Pheucticus melanocephalus*, *Haemorhous mexicanus*, *Junco phaeonotus*, *Melospiza fusca*, *Myadestes occidentalis*, *Spinus psaltria*, *Pipilo maculatus*, *Sitta carolinensis*, *Myioborus pictus*, *Oreothlypis superciliosa*, *Setophaga townsendi* y *Melanerpes formicivorus*. Todas ellas acumulan en conjunto el 62% de las diferencias entre los tratamientos. De estas especies, seis coinciden con las que el análisis de U de Mann-Whitney indica que tienen diferencias significativas entre tratamientos. A diferencia de la prueba de U de Mann-Whitney, la prueba SIMPER da mayor peso a la abundancia, de tal manera que las especies que contribuyen de mayor medida a las diferencias entre las comunidades, son las especies con mayores abundancias (Cuadro 6). En general, las comunidades de aves de ambos sitios son muy similares entre sí.

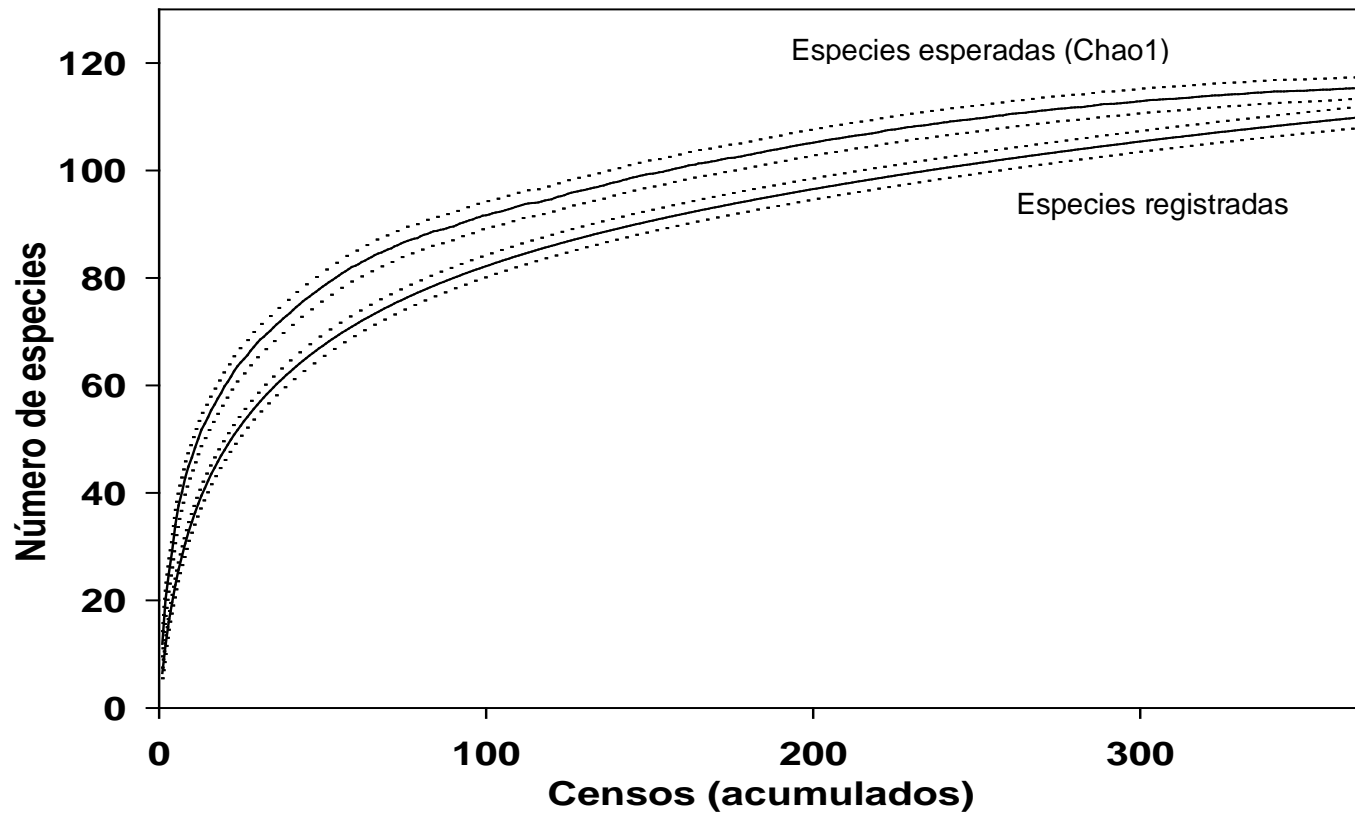


Figura 4. Curva de acumulación de especies para la región del Distrito Minero Talpujahuá – El Oro. Se registró el 96% de las especies (Chao1=115); las líneas sólidas representan las especies observadas y esperadas; las líneas punteadas representan su error estándar.

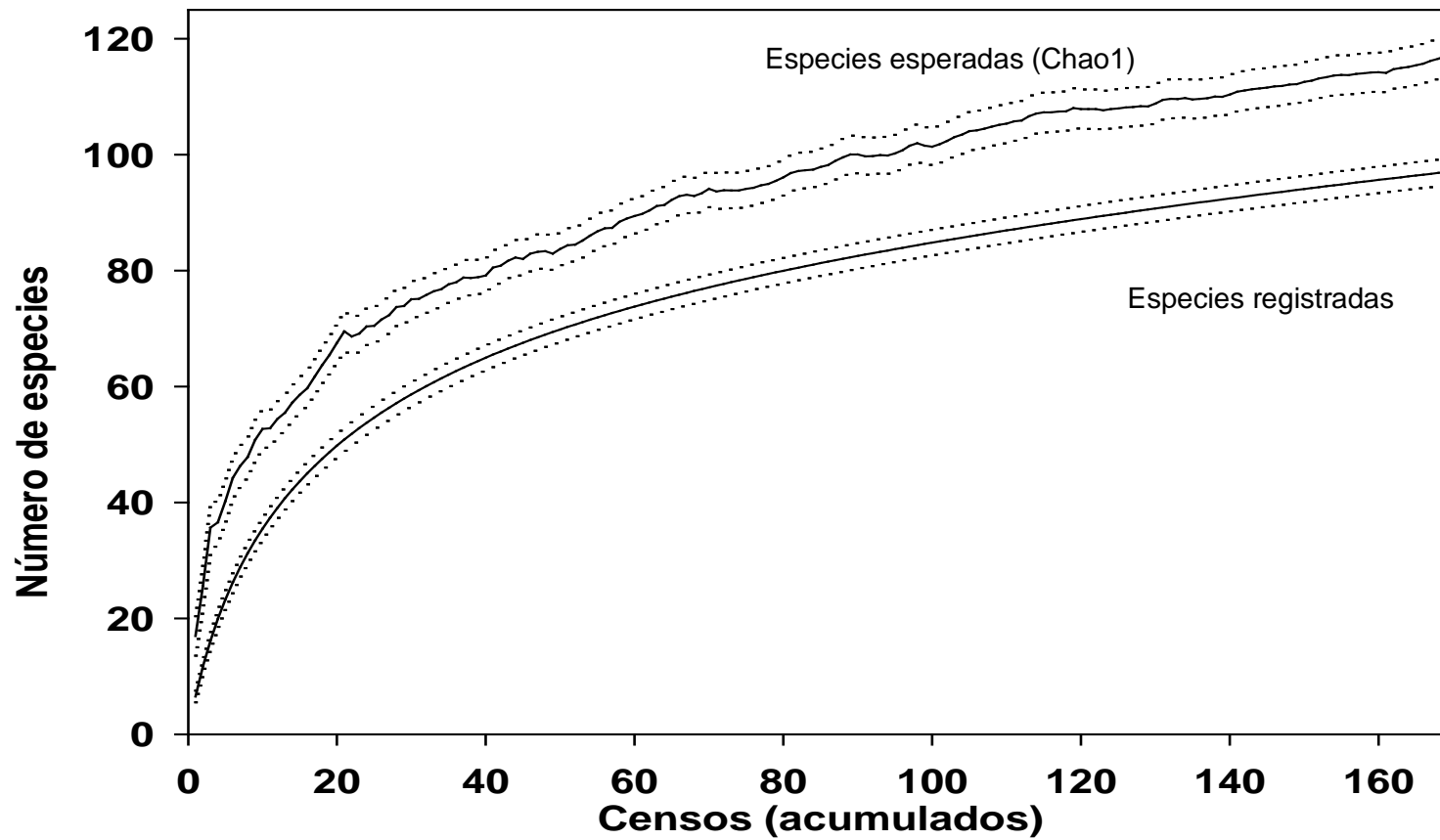


Figura 5. Curva de acumulación de especies para el sitio de muestreo El Castillo (T^1). Se registró el 83% de las especies (Chao1=117); las líneas sólidas representan las especies observadas y esperadas; las líneas punteadas representan el error estándar.

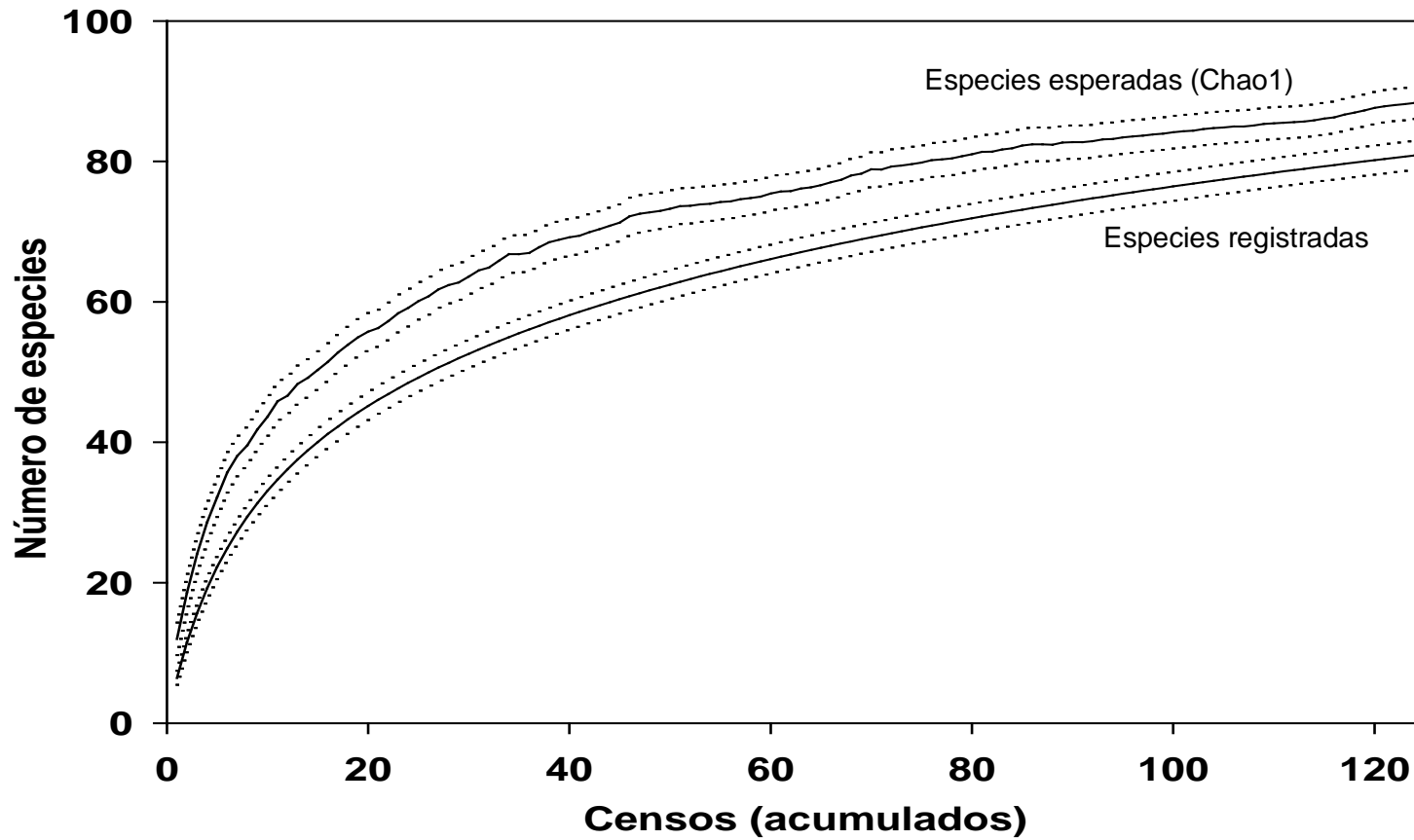


Figura 6. Curva de acumulación de especies para el sitio de muestreo Mina Dos Estrellas (T^2). Se registró el 93% de las especies (Chao1=98); las líneas sólidas representan las especies observadas y esperadas; las líneas punteadas representan el error estándar.

Cuadro 4. Frecuencia de registro de y abundancia relativa de las especies de aves registradas en el Distrito Minero “Tlalpujahua-El Oro”, entre junio de 2014 y junio de 2015, a partir de conteos de 50m de radio y 10min de duración. (NR= especie no registrada). (La frecuencia de registro es el porcentaje de conteos en el que la especie fue registrada; la abundancia relativa se expresa en el número de individuos en un total de 100 conteos).

Especie	El Castillo (T ¹)		Mina Dos Estrellas (T ²)	
	FRECUENCIA	ABUNDANCIA	FRECUENCIA	ABUNDANCIA
<i>Colinus virginianus</i>	0.59	1.18	NR	NR
<i>Accipiter cooperii</i>	1.18	1.18	NR	NR
<i>Buteo jamaicensis</i>	0.59	0.59	NR	NR
<i>Columbina inca</i>	5.92	14.20	2.00	5.25
<i>Patagioenas fasciata</i>	0.59	0.59	NR	NR
<i>Geococcyx californianus</i>	0.59	0.59	NR	NR
<i>Antrorstomus arizonae</i>	NR	NR	0.50	0.75
<i>Amazilia beryllina</i>	0.59	1.18	3.00	6.00
<i>Archilochus colubris</i>	1.18	1.18	NR	NR
<i>Colibri thalassinus</i>	4.14	4.73	4.50	6.75
<i>Eugenes fulgens</i>	4.73	5.92	4.00	6.75
<i>Hylocharis leucotis</i>	63.31	85.21	59.50	128.25
<i>Lampornis clemenciae</i>	1.78	2.96	2.50	3.75
<i>Selasphorus platycercus</i>	1.78	1.78	0.50	0.75
<i>Selasphorus rufus</i>	0.59	0.59	0.50	0.75
<i>Trogon mexicanus</i>	4.14	5.92	NR	NR
<i>Colaptes auratus</i>	5.33	5.33	0.50	0.75
<i>Melanerpes formicivorus</i>	9.47	15.98	18.50	64.50
<i>Picoides scalaris</i>	6.51	6.51	4.50	6.75
<i>Picoides villosus</i>	3.55	4.14	3.50	5.25
<i>Contopus pertinax</i>	14.79	15.98	12.00	18.00
<i>Empidonax affinis</i>	0.59	0.59	NR	NR
<i>Empidonax difficilis</i>	1.18	1.18	NR	NR
<i>Empidonax fulvifrons</i>	1.18	1.18	2.50	4.50
<i>Empidonax occidentalis</i>	12.43	13.02	10.00	17.25
<i>Mitrephanes phaeocercus</i>	8.28	8.88	5.50	10.50
<i>Myiarchus tuberculifer</i>	1.78	2.37	1.50	3.00
<i>Pyrocephalus rubinus</i>	2.96	5.33	0.50	0.75
<i>Sayornis nigricans</i>	NR	NR	0.50	1.50
<i>Sayornis saya</i>	0.59	1.18	NR	NR
<i>Tyrannus vociferans</i>	5.92	7.69	2.00	3.75
<i>Pachyramphus aglaiae</i>	0.59	0.59	0.50	1.50
<i>Vireo cassinii</i>	4.73	5.92	2.50	4.50
<i>Vireo gilvus</i>	0.59	0.59	0.50	0.75
<i>Vireo huttoni</i>	5.92	7.10	5.50	9.00

Especie	El Castillo (T ¹)		Mina Dos Estrellas (T ²)	
	FRECUENCIA	ABUNDANCIA	FRECUENCIA	ABUNDANCIA
<i>Vireo plumbeus</i>	0.59	0.59	0.50	0.75
<i>Corvus corax</i>	NR	NR	0.50	0.75
<i>Cyanocitta stelleri</i>	5.33	20.71	1.00	5.25
<i>Tachycineta thalassina</i>	0.59	0.59	1.50	2.75
<i>Baeolophus wollweberi</i>	NR	NR	0.50	1.50
<i>Poecile sclateri</i>	3.55	8.28	1.00	4.50
<i>Psaltriparus minimus</i>	8.88	56.21	9.00	116.25
<i>Certhia americana</i>	0.59	0.59	NR	NR
<i>Sitta carolinensis</i>	23.08	29.59	12.00	18.75
<i>Campylorhynchus gularis</i>	0.59	1.18	NR	NR
<i>Catherpes mexicanus</i>	1.78	1.78	2.00	3.00
<i>Thryomanes bewickii</i>	10.06	11.83	18.00	34.50
<i>Troglodytes aedon</i>	7.10	8.28	3.00	5.25
<i>T. aedon brunneicollis</i>	2.96	2.96	8.50	14.25
<i>Regulus calendula</i>	35.50	57.99	29.50	69.00
<i>Regulus satrapa</i>	0.59	0.59	NR	NR
<i>Catharus aurantirostris</i>	0.59	0.59	4.00	7.00
<i>Catharus guttatus</i>	0.59	1.18	NR	NR
<i>Catharus occidentalis</i>	5.92	6.51	12.00	23.25
<i>Myadestes occidentalis</i>	12.43	15.38	22.50	38.25
<i>Turdus assimilis</i>	0.59	0.59	3.00	4.75
<i>Turdus migratorius</i>	33.14	56.80	33.00	86.25
<i>Melanotis caerulescens</i>	2.96	2.96	11.00	17.75
<i>Mimus polyglottos</i>	NR	NR	0.50	0.75
<i>Toxostoma curvirostre</i>	7.10	8.88	7.50	12.75
<i>Ptiliogonys cinereus</i>	25.44	99.41	37.50	163.50
<i>Basileuterus belli</i>	4.73	7.10	1.50	3.00
<i>Basileuterus rufifrons</i>	2.37	2.96	4.50	9.50
<i>Cardellina pusilla</i>	5.92	5.92	7.50	12.00
<i>Cardellina rubra</i>	2.37	3.55	2.50	5.25
<i>Cardellina rubrifrons</i>	NR	NR	1.00	2.25
<i>Geothlypis tolmiei</i>	NR	NR	0.50	0.75
<i>Mniotilta varia</i>	1.78	1.78	1.00	1.50
<i>Myioborus miniatus</i>	2.37	3.55	1.00	1.50
<i>Myioborus pictus</i>	22.49	26.04	12.50	20.25
<i>Oreothlypis celata</i>	4.73	7.69	10.50	24.00
<i>Oreothlypis crissalis</i>	NR	NR	1.00	1.50
<i>Oreothlypis ruficapilla</i>	0.59	0.59	0.50	0.75
<i>Oreothlypis superciliosa</i>	21.30	32.54	13.00	23.25
<i>Setophaga coronata</i>	17.16	56.21	35.50	168.00

Especie	El Castillo (T ¹)		Mina Dos Estrellas (T ²)	
	FRECUENCIA	ABUNDANCIA	FRECUENCIA	ABUNDANCIA
<i>Setophaga graciae</i>	NR	NR	0.50	0.75
<i>Setophaga nigrescens</i>	1.78	1.78	2.50	3.75
<i>Setophaga occidentalis</i>	9.47	17.75	5.00	11.25
<i>Setophaga ruticilla</i>	0.59	0.59	NR	NR
<i>Setophaga townsendi</i>	14.20	33.73	15.50	49.50
<i>Peucedramus taeniatus</i>	18.93	21.30	13.00	19.50
<i>Aimophila rufescens</i>	0.59	0.59	0.50	1.50
<i>Arremon virenticeps</i>	NR	NR	0.50	1.50
<i>Atlapetes pileatus</i>	2.96	3.55	3.50	9.00
<i>Diglossa baritula</i>	1.78	4.73	0.50	0.75
<i>Junco phaeonotus</i>	15.38	34.32	22.00	64.50
<i>Melospiza melodia</i>	1.18	1.78	2.50	5.25
<i>Melozona fusca</i>	15.38	33.73	20.50	44.75
<i>Oriturus superciliosus</i>	5.33	14.79	NR	NR
<i>Pipilo maculatus</i>	15.38	18.93	20.50	38.25
<i>Spizella atrogularis</i>	1.18	2.96	NR	NR
<i>Spizella passerina</i>	4.73	60.36	1.50	6.00
<i>Passerina caerulea</i>	2.96	5.92	1.50	3.00
<i>Pheucticus melanocephalus</i>	27.81	38.46	18.50	37.50
<i>Piranga bidentata</i>	1.18	1.18	1.00	2.25
<i>Piranga flava</i>	6.51	6.51	7.50	13.50
<i>Piranga ludoviciana</i>	2.96	2.96	1.00	1.50
<i>Icterus abeillei</i>	NR	NR	3.00	9.75
<i>Icterus bullockii</i>	2.96	4.14	1.50	3.75
<i>Icterus parisorum</i>	0.59	1.78	1.00	5.25
<i>Molothrus aeneus</i>	0.59	0.59	0.50	1.50
<i>Molothrus ater</i>	0.59	2.37	0.50	0.75
<i>Sturnella magna</i>	0.59	0.59	NR	NR
<i>Euphonia elegantissima</i>	NR	NR	0.50	1.50
<i>Haemorhous mexicanus</i>	16.57	52.07	19.50	78.75
<i>Spinus pinus</i>	4.14	8.88	3.00	9.75
<i>Spinus psaltria</i>	15.98	52.07	15.50	90.25
<i>Passer domesticus</i>	1.18	4.73	0.50	1.50

Cuadro 5. Especies con diferencias significativas en su abundancia relativa por tratamiento (12% de las especies registradas. (*) Diferencias significativas [prueba no paramétrica U de Mann-Whitney, $P < 0.05$, IBM SPSS Statistics 20.0]

Especies	Número de individuos	Media T1 (EE)	Media T2 (EE)	P
<i>Setophaga coronata</i>	145	0.237 (0.044)	0.525 (0.057)	0.000*
<i>Myadestes occidentalis</i>	75	0.147 (0.032)	0.250 (0.034)	0.014*
<i>Sitta carolinensis</i>	69	0.266 (0.042)	0.120 (0.023)	0.008*
<i>Myioborus pictus</i>	68	0.248 (0.037)	0.130 (0.024)	0.010*
<i>Oreothlypis superciliosa</i>	67	0.230 (0.036)	0.140 (0.026)	0.045*
<i>Melanerpes formicivorus</i>	61	0.094 (0.022)	0.225 (0.035)	0.010*
<i>Thryomanes bewickii</i>	56	0.100 (0.023)	0.195 (0.030)	0.028*
<i>Catharus occidentalis</i>	40	0.065 (0.020)	0.145 (0.030)	0.043*
<i>Oreothlypis celata</i>	33	0.059 (0.021)	0.115 (0.024)	0.043*
<i>Melanotis caerulescens</i>	28	0.029 (0.013)	0.115 (0.023)	0.003*
<i>Troglodytes aedon brunneicollis</i>	22	0.029 (0.013)	0.085 (0.020)	0.025*
<i>Cyanocitta stelleri</i>	16	0.076 (0.027)	0.015 (0.011)	0.015*
<i>Tyrannus vociferans</i>	15	0.065 (0.020)	0.020 (0.010)	0.049*
<i>Oriturus superciliosus</i>	12	0.071 (0.025)	0.000 (0.000)	0.001*
<i>Catharus aurantirostris</i>	10	0.005 (0.005)	0.045 (0.016)	0.035*
<i>Colaptes auratus</i>	10	0.053 (0.017)	0.005 (0.005)	0.005*
<i>Trogon mexicanus</i>	10	0.059 (0.024)	0.000 (0.000)	0.004*
<i>Icterus abeillei</i>	6	0.000 (0.000)	0.030 (0.012)	0.023*

Cuadro 6. Especies responsables de las pocas diferencias entre las comunidades estudiadas (62% del porcentaje acumulado, SIMPER, PAST versión 2.17c). T¹= abundancia de la especie por conteo en sitios alejado de los residuos remanentes de actividades mineras; T²= abundancia de la especie por conteo en sitios con presencia de residuos remanentes de actividades mineras. (*) Representa las especies que coinciden en la prueba de U (Mann-Whitney).

Espece	Individuos	Porcentaje de contribución	Porcentaje acumulado	T1	T2
<i>Hylocharis leucotis</i>	315	6.790	6.790	0.750	0.811
<i>Setophaga coronata</i> *	319	5.177	11.970	0.525	0.237
<i>Turdus migratorius</i>	211	5.155	17.120	0.405	0.438
<i>Ptiliogonys cinereus</i>	386	4.958	22.080	0.465	0.325
<i>Regulus calendula</i>	190	4.533	26.610	0.320	0.432
<i>Pheucticus melanocephalus</i>	115	3.499	30.110	0.210	0.325
<i>Haemorhous mexicanus</i>	193	3.178	33.290	0.220	0.237
<i>Junco phaeonotus</i>	144	3.119	36.410	0.230	0.195
<i>Melozone fusca</i>	118	3.015	39.420	0.215	0.219
<i>Myadestes occidentalis</i> *	77	2.832	42.260	0.250	0.148
<i>Spinus psaltria</i>	209	2.770	45.030	0.180	0.195
<i>Pipilo maculatus</i>	83	2.633	47.660	0.230	0.172
<i>Sitta carolinensis</i> *	75	2.590	50.250	0.120	0.266
<i>Myioborus pictus</i> *	71	2.501	52.750	0.130	0.249
<i>Oreothlypis superciliosa</i> *	86	2.470	55.220	0.140	0.231
<i>Setophaga townsendi</i>	123	2.420	57.640	0.195	0.148
<i>Melanerpes formicivorus</i> *	113	2.301	59.940	0.225	0.094
<i>Peucedramus taeniatus</i>	62	2.220	62.160	0.130	0.195

DISCUSIÓN

A pesar de que la región de Tlalpujahua – El Oro ha tenido históricamente mucha importancia por su auge económico en el pasado (extracción minera), los inventarios biológicos del área son prácticamente inexistentes, y particularmente la fauna de aves ha sido hasta ahora casi desconocida. A principios del siglo XX, el personal del Departamento de Exploración Biológica de la República Mexicana, dependiente de la Secretaría de Agricultura y Fomento, creado en 1915, colectó un ejemplar de pájaro carpintero chupasavia maculado (*Sphyrapicus varius*), en la región El Oro-Tlalpujahua el 7 de diciembre de 1925. Hasta donde se conoce, este es el único ejemplar colectado y registrado en la región, y actualmente forma parte del acervo del Museo de Historia Natural de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, en la ciudad de Morelia; esto indica que a pesar de haberse realizado exploraciones en el pasado, no existen registros sobre éstas en la actualidad. Una revisión de los registros de la Infraestructura Mundial de Información sobre Biodiversidad (GBIF) para el polígono delimitado por las poblaciones de Contepec, Maravatío, Senguio y San Felipe del Progreso, indica la existencia de 29 registros recientes para la zona de interés (un ejemplar colectado en 1983 y 28 observaciones entre 2012 – 2013), que representan 27 especies de 15 familias. Ante la situación de que los inventarios biológicos en esta región son prácticamente inexistentes, el presente trabajo provee el primer inventario sistemático de las especies de aves que habitan en las inmediaciones de la Mina “Dos Estrellas” y la localidad de Tlacotepec, del municipio de Tlalpujahua, Michoacán.

Una búsqueda en la literatura muestra que el DMOT alberga 125 (23%) especies de las registradas hasta el momento para el Estado de Michoacán (Villaseñor Gómez 2005); del total, 97 (78%) son residentes y 28 (22%) migratorias.

Es importante destacar que el listado de las 110 especies de aves analizadas en el presente trabajo, únicamente incluye las especies observadas en las inmediaciones de La Mina Dos Estrellas y la localidad de Tlacotepec. Para complementar el listado taxonómico actual, es necesario realizar actividades de registro en las regiones de menor altitud donde se encuentran hábitats aún no muestreados, como son los sitios de humedales (*e.g.* Presa Brockman), sitios de pastizales y tierras donde se lleven a cabo actividades productivas

primarias. En términos comparativos, el DMOT cuenta con el 83 % de las especies reportadas para Sierra Chincua en la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca, la que de acuerdo con su Programa de Manejo, cuenta con 132 especies de aves registradas.

Una revisión en la NOM-059-SEMARNAT- (2010) la cual enlista las especies silvestres nativas de México en alguna de las categorías de riesgo, sugiere que 19 especies de las reportadas en este estudio, se encuentran con alguna de las categorías, lo cual representa el 17% reportadas para el DMOT, de las cuales una especie se encuentra *amenazada* (A), tres especies con la categoría de *peligro de extinción* (P) y 14 especies bajo la categoría de *protección especial* (Pr) (Cuadro 7). Por otro lado, de acuerdo con lo reportado por Pérez-Magaña (2012), se considera que 10 especies de aves son indicadoras de cambios en el ambiente de los bosques de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca, con base en criterios derivados de su abundancia relativa, prioridad de conservación, prioridad para la investigación, categoría de riesgo de acuerdo con la NOM-059-SEMARNAT- (2010), endemismo y su distribución. Estas especies son: *Cardellina rubra*, *Arremon virenticeps*, *Regulus satrapa*, *Atlapetes pileatus*, *Camphylorhynchus megalopterus*, *Catharus occidentalis*, *Lepidocolaptes leucogaster*, *Troglodytes brunneicollis*, *Poecile sclateri* y *Junco phaeonotus*. De acuerdo con este listado, nueve de las 10 especies antes mencionadas se registraron dentro de las inmediaciones del DMTO, con excepción de *Lepidocolaptes leucogaster*. Es importante destacar que algunas de estas especies presentan una distribución más hacia las tierras altas de acuerdo con sus preferencias de hábitat, de tal manera que algunas de ellas están restringidas o presentan mayores abundancias en zonas de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca. En ese sentido, la región del DMTO cuenta con un buen número de las especies consideradas como indicadoras de cambios en bosques templados y, continuar con su monitoreo podría ser una clave importante en materia de conservación del sitio.

Cuadro 7. Especies con alguna categoría de riesgo de acuerdo con la NOM-059-SEMARNAT-2010, registradas en las inmediaciones del DMOT de junio de 2014 a junio de 2015 (A= amenazada, P= peligro de extinción, Pr=sujeta a protección especial).

Especie	Nombre común	Categoría de riesgo
<i>Colinus virginianus</i>	Codorniz Cotuí	P
<i>Accipiter cooperii</i>	Gavilán De Cooper	Pr
<i>Buteo jamaicensis</i>	Aguililla Cola Roja	Pr
<i>Patagioenas fasciata</i>	Paloma Encinera	Pr
<i>Melanerpes formicivorus</i>	Carpintero Bellotero	Pr
<i>Empidonax difficilis</i>	Papamoscas Amarillo del Pacífico	Pr
<i>Vireo gilvus</i>	Vireo Gorjeador	Pr
<i>Vireo huttoni</i>	Vireo Reyezuelo	Pr
<i>Psaltriparus minimus</i>	Sastrecillo	Pr
<i>Sitta carolinensis</i>	Bajapalos Pecho Blanco	Pr
<i>Troglodytes aedon</i>	Saltapared Común	Pr
<i>T. aedon brunneicollis</i>	Saltapared Común Café	Pr
<i>Regulus calendula</i>	Reyezuelo Matraquita	P
<i>Myadestes occidentalis</i>	Clarín Jilguero	Pr
<i>Turdus migratorius</i>	Mirlo Primavera	Pr
<i>Melanotis caerulescens</i>	Mulato Azul	A
<i>Junco phaeonotus</i>	Junco Ojos de Lumbre	Pr
<i>Melospiza melodia</i>	Gorrión Cantor	P

Al realizar la comparación entre las comunidades, se puede mencionar que estadísticamente presentan una alta similitud y unas cuantas especies son las que muestran diferencias en sus abundancias entre los tratamientos. Al parecer, este mismo patrón de similitud entre sitios ha sido encontrado en otros casos.

En el suroeste de la Península Ibérica, Márquez-Ferrando y colaboradores (2008) analizaron el caso de El Corredor Verde del Guadiamar, característico de un ambiente ribereño, en donde existe un programa de restauración desde 2000, a partir de que la región fue severamente contaminada por el derrame de residuos producto de las actividades de extracción de pirita de la mina de Aznalcóllar. Encontraron que la composición de las comunidades de aves fue muy similar después de ocho años, en las áreas expuestas a residuos mineros remanentes en comparación con aquellos sitios naturales no expuestos (80% de similitud). Resultados similares se encontraron en la región minera de bauxita, en la región de Weipa, al norte de Australia, en donde se compararon las comunidades de aves, estructura de vegetación y atributos bióticos y abióticos del paisaje en tres sitios (Gould 2010): a) un bosque abierto de *Eucalyptus tetradonta* (sitio considerado como *pre-mina*), b) un sitio donde se llevó a cabo la extracción y depósito de residuos mineros (sitio considerado como *post-mina*) el cual presenta un bosque alto nativo, y c) un tercer sitio con actividades de restauración mediante plantaciones forestales de 23 años de antigüedad. La similitud entre los sitios mostró que el 63% de las especies fueron compartidas entre bosque natural *pre-mina* y el sitio con plantaciones forestales, en contraste con el 27% de similitud entre el sitio *post-mina* y el sitio restaurado. Se encontraron diferencias significativas en la composición, la estructura y la densidad de las comunidades florísticas entre el sitio con plantaciones forestales y el sitio con los depósitos mineros.

En el caso del presente estudio, la composición de las comunidades de aves es muy similar entre los tratamientos, a 60 años de abandono de las actividades mineras, ya que los resultados indican una similitud cuantitativa del 85% y una similitud cualitativa del 93% entre los sitios.

Nichols y Watkins (1984) compararon las comunidades de aves habitantes en sitios rehabilitados mediante plantaciones de eucaliptos (*Eucalyptus marginata*) considerados como un bosque sano, y una región de bosque que había sido afectada por el hongo

Phytophthora cinnamomi, en el que se iniciaron actividades de extracción minera de bauxita, a cielo abierto en el Parque Del y Huntly, en 1963. Armstrong y Nichols (2000), dieron seguimiento al estudio realizando monitoreo de la aves en tres sitios distintos dentro de la región durante los años 1987, 1991 y 1993; en ambos estudios, observaron que la recolonización en los sitios que habían sido rehabilitados, mostraba variación en las comunidades de aves, siendo los resultados de 1993 muy similares a los resultados que arrojó el monitoreo en los sitios sanos. Los autores concluyen que las comunidades de aves pueden alcanzar hasta un 65% de similitud entre los primeros cuatro o cinco años de abandono (Nichols y Watkins 1984) y un 73.5% después de 16 a 17 años, respectivamente (Armstrong y Nichols 2000). De este modo se confirma que la similitud composicional y estructural de las comunidades se incrementa con el tiempo en ambientes perturbados donde se han presentado procesos de regeneración o restauración (Armstrong y Nichols 2000). En los casos anteriores, es necesario destacar que los sitios comparados fueron áreas sometidas a rehabilitación (misma que considera intervención humana), en las cuales favorecieron el crecimiento de especies forestales nativas, propiciando gradualmente el repoblamiento de la fauna de aves con el paso del tiempo.

En el caso del DMTO, tenemos el caso de un proceso de regeneración natural del bosque que fue más resiliente a los efectos de la perturbación minera, y/o la tolerancia de especies vegetales que quizá fueron explotadas en menor medida a lo largo de 60 años de abandono de las actividades mineras. En términos temporales, esto implica que la composición y la distribución de las especies de aves, bajo un esquema de recuperación pueda ser un proceso más lento, pero con una tendencia cada vez mayor a la repoblación de las especies características de los bosques de altura regionales.

No se encontraron trabajos realizados en México que muestren los efectos remanentes provocados por las actividades mineras en abandono, que involucraran aspectos como 1) comparación a nivel de comunidades de aves bajo esquemas de perturbación por actividades mineras y 2) la revegetación en términos de sucesión secundaria y/o restauración. La información conocida hasta el momento, involucra principalmente impactos a las condiciones ambientales y sus comunidades bióticas, en distritos mineros que actualmente se encuentran activos. Tal es el caso del distrito minero de Santa María de

la Paz, San Luis Potosí, donde se lleva a cabo extracción de Plomo (Pb), Zinc (Zn), Plata (Ag), Cobre (Cu) y Oro (Au). En este sitio Espinosa-Reyes *et al.* (2014) encontraron evidencias de acumulación de altas concentraciones de elementos potencialmente tóxicos en tejidos de roedores en los puntos más cercanos al área de extracción, en contraste con los resultados previamente propuestos por Jasso-Pineda *et al.* (2007). Asimismo, encontraron diferencias en la composición florística, debido a que se encontró una menor diversidad en los sitios donde se llevan a cabo las actividades mineras. Concluyen que las actividades mineras representan un impacto desfavorable sobre la composición de las comunidades florísticas y desde un punto individual, ponen en riesgo toxicológico a las comunidades biológicas de la región. Otro estudio destaca los impactos negativos en la calidad del agua de los ríos Santa Cruz, San Pedro y Colorado, en la frontera México y Estados Unidos, derivados de minas de cobre en Cananea, Sonora y una mina abandonada en Fairbank, Arizona. El autor destaca que a pesar de que este sitio es considerado como una importante zona de reproducción y descanso de aves migratorias y otros vertebrados, la calidad del agua de los sistemas ribereños ha disminuido a partir de 1960, debido a las altas concentraciones de contaminantes producto de las actividades mineras (saturación de elementos tóxicos en el sistema), así como el incremento de la población y de los impactos de origen urbano. Concluye que las medidas de mitigación que los gobiernos de Estados Unidos y México ejercen en el sitio, no son suficientes para minimizar el factor de riesgo para la fauna local y los habitantes de la región (Sprouse 2005).

La estructura de la vegetación existente en el DMTO y sus inmediaciones en el presente, puede asumirse que no es una limitante para el mantenimiento de poblaciones de las aves, asumiendo que el hábitat muestra una estructura de la vegetación compleja y podría ofrecer la disponibilidad de recursos adecuada para las comunidades que sustenta (McArthur y McArthur 1961). A pesar de ello, las diferencias significativas encontradas en la abundancia de las 18 especies mencionadas en los resultados, sugieren que existen diferencias en la disponibilidad de ciertos recursos que provocan que el número de individuos sea mayor en alguno de los dos sitios muestreados (como alimento, espacios adecuados para la nidificación, hojarasca, etc.) (Loyn 1985, Gould y Mackey 2015). Los resultados sugieren por ejemplo, que las especies *Hylocharis leucotis* y *Ptiliogonys cinereus* se presentan en ambos sitios de muestreo como especies con abundancia relativa y

frecuencia de ocurrencia alta. Dichas especies pertenecen a diferentes gremios alimenticios (nectarívoro-insectívoro y frugívoro, respectivamente) (Ehrlich *et al.* 1988). A pesar de que *Hylocharis leucotis* es una especie de las más abundantes, se puede considerar que es una especie errática, ya que es común encontrarla principalmente durante el verano, coincidiendo con la temporada de máxima floración y abundancia de insectos durante el periodo de lluvias. El resto de los meses es una especie muy escasa, de la cual se desconocen sus sitios ocupación local y/o regional. Estos movimientos están determinados de acuerdo con la disponibilidad de los recursos y de acuerdo por lo sugerido por Hart *et al.* (2011), las poblaciones de nectarívoros pueden presentar cambios en la distribución a lo largo de un gradiente altitudinal. De acuerdo con observaciones personales, *Ptiliogonys cinereus* se alimenta de los frutos del muérdago encontrado en forma abundante en los encinos, principalmente del sitio Mina Dos Estrellas.

Otro ejemplo de un caso similar es la mayor abundancia del pájaro carpintero bellotero (*Melanerpes formicivorus*) en las inmediaciones de la Mina Dos Estrellas, sitio en el que es mayor la abundancia de árboles de eucalipto y árboles muertos en pie, sitios en los que la especie se registró en la gran mayoría de los casos. Otras especies con abundancia predominante en la Mina Dos Estrellas fueron *Setophaga coronata*, *Junco phaeonotus*, *Myadestes occidentalis*, *Pipilo maculatus*, *Catharus occidentalis* y *Oreothlypis celata*. Hay que destacar que estas especies en su mayoría son omnívoras e insectívoras. Por otro lado, en el sitio El Castillo, predominaron especies como *Hylocharis leucotis*, *Regulus calendula*, *Pheucticus melanocephalus*, *Sitta carolinensis*, *Myioborus pictus* y *Oreothlypis superciliosa*, siendo en su mayoría nectarívoros e insectívoros.

Como se conoce, los recursos alimenticios, sitios de percha y reproducción, pueden ser algunos de los factores limitantes primordiales en la distribución y preferencia de las especies por un hábitat determinado (Cody 1985, Hutto 1985, Jones 2001), y en ese sentido, es evidente que existen elementos en tiempo y espacio, que determinan la presencia y la abundancia de las especies antes mencionadas.

Un estudio realizado en el sur de Brasil, comparó tres sitios de 5, 10 y 20 años después del abandono de actividades de extracción minera, donde se llevaron a cabo trabajos de restauración vegetal con especies de árboles nativos (*Mimosa scabrella*). El

autor concluye que en sitios entre 10 y 20 años, no existieron diferencias en la riqueza de especies con respecto al sitio control, pero sí se observó diferencia en la abundancia de las especies de acuerdo con el gremio alimenticio al que pertenecen, siendo más abundantes las especies de aves frugívoras y nectarívoras; en el caso del sitio con 5 años de abandono, predominaron las especies granívoras, omnívoras e insectívoras (Becker *et al.* 2013).

La estructura de la vegetación tiene un papel fundamental en la composición de las comunidades de aves en términos del uso del hábitat (Simberloff y Dayan 1991, Fahring y Nuttle 2005). Es sabido que en sitios que se encuentran en su primera etapa de revegetación, las especies que predominarán serán principalmente especies granívoras, omnívoras y en menor medida insectívoras, al ser principalmente las plantas herbáceas y arbustivas las disponibles. Con el paso del tiempo, conforme la vegetación tenga una mayor complejidad estructural, las especies de aves con mayor abundancia serán las especies frugívoras y nectarívoras (Becker *et al.* 2013, Rangel-Salazar *et al.* 2009). Desde un punto de vista ecológico-integral, agrupar las especies de aves en gremios alimenticios, en un tiempo y espacio determinados, puede ayudar a comparar las poblaciones de aves y demostrar la similitud funcional entre comunidades y el rol que desempeñan dentro del hábitat (Simberloff y Dayan 1991).

Con respecto a la edad y estructura de los bosques de altura en la región, de acuerdo con la literatura existente para la región de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca, un estudio dendrocronológico sugiere que los bosques de la región más antiguos son de 106 años para el oyamel (*Abies religiosa*) y 120 años para el pino lacio (*Pinus pseudostrobus*). Existe evidencia que la zona núcleo de la reserva, ha estado sometida a los mismos regímenes de disturbio, entre los cuales ha predominado extracción forestal (Sáenz Ceja 2015). La presencia de rieles encontrados en la actual zona núcleo en Sierra Chincua (Arnulfo Blanco, com. pers.), sugiere que una de las vías de acceso o bien, de extracción de recursos forestales y/o minerales, pudiera haber atravesado la región más alta del ANP. Lo anterior denota que los impactos negativos provocados en la región (desmonte y actividades mineras), abarcaron una parte considerable del territorio, de modo que el proceso de regeneración tuvo lugar, prácticamente al mismo tiempo en toda la región.

Un aspecto interesante lo constituyen las diferencias en las especies vegetales dominantes. Es intrigante el hecho de que en la actualidad los bosques del DMTO están constituidos por extensiones de cipreses, juniperos, encinos y robles, y tanto los oyameles como los pinos no son comunes. ¿Será esto un resultado de la extracción selectiva de especies con fustes rectos, utilizados para la construcción y mantenimiento de las excavaciones mineras? No se está en posibilidades de dar respuesta a esta pregunta, pero las evidencias sugieren que esto pudo haber ocurrido. Un elemento observado en el campo fue la presencia de árboles de pino solamente en las partes más altas y de más difícil acceso alrededor de la zona de importancia minera. A pesar de estas diferencias evidentes, las comunidades de aves son en términos generales bastante similares.

A nivel más local, la vegetación cercana a los jales está constituida principalmente por juniperos, los cuales se desarrollan eficientemente sobre suelos empobrecidos (Martínez *et al.* 2007), mientras que otras especies tolerantes presentan un crecimiento más lento. En este sentido, Gibson (1982) evidencia que en sitios en donde existen depósitos de desechos mineros derivados de la extracción de Plomo (Pb) y Zinc (Zn), el crecimiento de la vegetación en un proceso de sucesión primaria es más lento, debido entre otras cosas al empobrecimiento de nutrientes del suelo, su acidez y a altas concentraciones de elementos potencialmente tóxicos.

Durante los recorridos en campo pudieron observarse algunas de las actividades antropogénicas que se llevan a cabo en la región, entre las que destacan las actividades agrícolas, obras de captación de agua en el subsuelo mediante tinajas ciegas, así como la extracción de cantera para la elaboración de artesanías. A pesar de que hasta el momento se desconoce la intensidad de estos impactos sobre las comunidades vegetales y animales de la región, la generación de ruido, la preparación de las tierras de cultivo con las constantes quemadas, así como la acumulación de residuos de cantera rosa en cañadas de traspartido, son elementos que de alguna u otra manera inciden en el hábitat del DMTO y que pudieran tener algún efecto en las comunidades de aves.

Por tal motivo, para profundizar acerca de las pocas diferencias encontradas entre las comunidades, es necesario tener como referencia los efectos orográficos, las diferencias de humedad, la infraestructura remanente dentro de los sitios focales mineros, así como las

actividades antropogénicas que se realizan en la actualidad. Un estudio con un enfoque más amplio en términos del uso de hábitat de las poblaciones de aves y la frecuencia e intensidades de los factores de perturbación, podría ofrecernos mas detalles de las respuestas de especies individuales a las intervenciones antropogénicas a nivel regional.

CONCLUSIONES

Este trabajo constituye el primer inventario de las aves para la región, consta de 125 especies pertenecientes a 36 familias. Este trabajo pone en contexto y provee un escenario de la estructura y composición de las comunidades de aves del DMTO, particularmente en un ambiente con un bosque maduro en un proceso de sucesión secundaria tardía.

No se encontró evidencia de diferencias significativas en la estructura de las comunidades de aves estudiadas. No obstante el establecimiento del DMTO generó históricamente una perturbación importante en el ecosistema, ocasionando un cambio en la estructura y composición del bosque, a 60 años del cese de la extracción de material minero, las condiciones actuales en las que se encuentra el ecosistema son favorables para el mantenimiento de las comunidades de aves, como un componente importante de la biodiversidad de la región.

Existen evidencias de diferencias en la abundancia de 18 especies, por lo que se sugiere complementar esta investigación mediante la evaluación de la composición y estructura vegetal y la asociación con las comunidades de aves, donde se valoren aspectos como grupos funcionales (gremios alimenticios), uso de hábitat, así como la relación con otros impactos antropocéntricos que pudieran estar incidiendo en las comunidades de aves.

A pesar de no haber encontrado diferencias importantes entre las comunidades, los cambios en la orografía debido al asentamiento del DMTO han dejado una huella permanente, lo cual nos lleva a asumir que existe un grado de perturbación que pudiera provocar efectos negativos en el estado de salud de las aves de la región. Por ello, se considera profundizar desde un punto de vista individual en el cual, a través de indicadores fisiológicos, se pueda conocer cómo es el rendimiento de las aves bajo el mismo esquema de comparación entre los sitios considerados en este trabajo.

LITERATURA CITADA

- Armstrong, K. N. y O. G. Nichols. 2000. **Long term trends in avifaunal recolonisation of rehabilitated bauxite mines in the jarrah forest of south-western Australia.** *Forest Ecology and Management* 126:213-225.
- Badii, M. H., J. Landeros, y E. Cerna. 2007. **Patrones de asociación de especies y sustentabilidad.** *International Journal of Good Conscience* 3:632-660.
- Balmer, O. 2002. **Species list in ecology and conservation: abundances matter.** *Conserv.Biol.* 16:1160-1161.
- Becker, R. G., G. Paise, y M. A. Pizo. 2013. **The structure of bird communities in areas revegetated after mining in south Brazil.** *Revista Brasileira de Ornitología* 21:221-234.
- Blake, J. G. 2007. **Neotropical forest bird communities: a comparison of species richness and composition at local and region scales.** *The Condor* 109:237-255.
- Bojorges-Baños, J. C. y L. López-Mata. 2005. **Riqueza y diversidad de especies de aves en una selva mediana subperennifolia en el centro de Veracruz, México.** *Acta Zoológica Mexicana* 21:1-20.
- Buskirk, W. H. y J. L. McDonald. 1995. **Comparison of point count sampling regimes for monitoring forest birds.** Páginas: 25-34. *En: Monitoring bird populations by point counts. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-149.* C. J. Ralph, J. R. Sauer y S. Droege (Eds.). Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture, Albany, California.
- Cavia, L. 2002. **Aplicación de la reforestación al yacimiento de microvertebrados de Somosaguas (Pozuelo de Alarcón, España).** Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad Complutense de Madrid.
- Chao, A., R. L. Chazdon, R. K. Colwell, y T. J. Shen. 2004. **Un nuevo método estadístico para la evaluación de la similitud en la composición de especies con datos de incidencias y abundancia.** *Ecology Letters* 8:148-159.
- Cody, M.L. 1985. **Habitat selection in birds.** Academic Press Inc., Orlando, Florida.
- Colwell, R.K. 2013. **EstimateS, Ver. 9.1.0: Statistical Estimation of Species Richness and shared species from samples. Software and Users Guide.** <http://purl.oclc.org/estimates> . Department of Ecology and Evolutionary Biology, University of Connecticut, U.S.A. 13-6-2013.
- Colwell, R. K. y J. A. Coddington. 1994. **Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation.** *Philosophical Transactions: Biological Sciences, Biodiversity: Measurement and Estimation* 345:101-118.

- CONANP-SEMARNAT. 2001. **Programa de Manejo de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca**. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México, D.F.
- Corona-Chávez, P. y J.A. Uribe-Salas. 2009. **Atlas Cartográfico del Distrito Minero El Oro-Tlalpujahua**. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Gobierno del Estado de Michoacán, Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, Morelia, Michoacán.
- Corona-Chávez, P., J. A. Uribe-Salas, N. Razo-Perez, M. Martínez-Medina, R. Maldonado-Villanueva, Y. R. Ramos-Arroyo, y J. Robles-Camacho. 2010. **The impact of mining in the regional ecosystem: The Mining District of El Oro and Tlalpujahua, México**. *De Re Metalica* 15:21-34.
- Diario Oficial de la Federación. 1952. **Decreto que declara Parque Nacional "Rayón", los terrenos conocidos con el nombre de Cerro del Gallo, ubicados en el municipio de Tlalpujahua, Estado de Michoacán**. Ciudad de México. Diario Oficial de la Federación. 29 de agosto de 1952.
- Edwards, D. P., T. H. Larsen, T. D. S. Docherty, F. A. Ansell, W. W. Hsu, M. A. Derhé, K. C. Hamer, y D. S. Wilcove. 2011. **Degraded lands worth protecting: the biological importance of Southeast Asia's repeatedly logged forests**. *Proc.R.Soc.B* 278:82-90.
- Ehrlich, P.R., D.S. Dobkin y D. Wheye. 1988. **The Birder's Handbook. A field guide to the natural history of North American birds. The essential composition to your identification guide**. Primera edición. Fireside Simon and Schuster, New York, United States of America.
- Espinosa-Reyes, G., D. J. González-Mille, C. A. Ilizaliturri-Hernández, J. Mejía-Saavedra, V. G. Cilia-López, R. Costilla-Salazar, y F. Díaz-Barriga. 2014. **Effect of mining activities in biotic communities of Villa de la Paz, San Luis Potosi, Mexico**. *BioMed Research International* 2014:1-13.
- Fahring, L. y W. K. Nuttle. 2005. **Population ecology in spatially heterogeneous environments**. Páginas: 95-118. *En: Ecosystem Function in Heterogeneous Landscapes*. G. M. Lovett, C. G. Jones y M. G. Turner (Eds.). Springer-Science, New York, NY. USA.
- García, S., D. M. Finch, y G. Chávez-León. 1998. **Patterns of forest use and endemism in resident bird communities of north-central Michoacán, México**. *Forest Ecology and Management* 110:151-171.
- Gibson, D. J. 1982. **The natural revegetation of lead/zinc mine spoil in Northeastern Oklahoma**. *The Southwestern Naturalist* 27:425-436.

- Gould, S. F. 2010. **Does post-mining rehabilitation on the Weipa bauxite plateau restore bird habitat values?** Tesis doctoral. Australian National University. Canberra, Australia.
- Gould, S. F. y B. G. Mackey. 2015. **Site vegetation characteristics are more important than landscape context in determining bird assemblages in revegetation.** *Restoration Ecology* 23:670-680.
- Hart, P. J., B. L. Woodworth, R. J. Camp, K. Turner, K. McClure, K. Goodall, C. Henneman, C. Spiegel, J. LeBrun, E. Tweed, y M. Samuel. 2011. **Temporal variation in bird and resource abundance across an elevational gradient in Hawaii.** *The Auk* 128:113-126.
- Howell, S.N.G. y S. Webb. 2005. **A guide to the birds of Mexico and North Central America.** Oxford University Press, New York, E.U.A.
- Hutto, R. L. 1985. **Habitat selection by nonbreeding migratory land birds.** Páginas: 455-476. *En: Habitat selection in birds.* M. L. Cody (Ed.). Academic Press Inc..
- Hutto, R. L., S. M. Pletschet, y P. Hendricks. 1986. **A fixed-radius point count method for nonbreeding and breeding season use.** *Auk* 103:593-602.
- INEGI. 2009. **Prontuario de Información Geográfica Municipal de los Estados Unidos Mexicanos. Tlalpujahua, Michoacán de Ocampo. Clave geoestadística 16093.** Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. México. www3.inegi.org.mx/sistemas/mexicocifras/datos-geograficos/16/16093.pdf. Consultado el 10 de Enero 2016 .
- Jasso-Pineda, Y., G. Espinosa-Reyes, D. J. González-Mille, I. Razo-Soto, L. Carrizales, A. Torres-Dosal, J. Mejía-Saavedra, M. Monroy, A. Irinia Ize, M. Yarto, y F. Díaz-Barriga. 2007. **An integrated health risk assessment approach to the study of mining sites contaminated with arsenic and lead.** *Integr. Env. Assess. Manag.* 3:344-350.
- Jones, J. 2001. **Habitat selection studies in avian ecology: A critical review.** *The Auk* 118:557-562.
- Loyn, R. H. 1985. **Bird population in successional forest of mountain ash *Eucalyptus regnans* in central Victoria.** *Emu* 85:213-231.
- Manson, R. H. y E. J. Jardel Peláz. 2009. **Perturbaciones y desastres naturales: impactos sobre las ecorregiones, la biodiversidad y el bienestar socioeconómico.** Páginas: 131-184. *En: Capital natural de México, vol. II: Estado de Conservación y Tendencias de Cambio.* CONABIO, México.
- Márquez Ferrendo, R. 2008. **Las comunidades de aves y reptiles del corredor Verde del Guadiamar después del vertido minero de Aznalcóllar.** Tesis doctoral. Departamento de Biología Animal, Universidad de Granada.

- Martínez, A. J., P. Sainos, E. Lezama Delgado, y G. Angeles-Álvarez. 2007. **El tamaño sí importa: los frutos grandes de *Juniperus deppeana* Steud. (sabino) son más susceptibles a depredación por insectos.** *Madera y Bosque* 13:65-81.
- McArthur, R. H. y J. W. McArthur. 1961. **On bird species diversity.** *Ecology* 42.
- Moreno, R. y A. Muñoz. 2001. **Manual de métodos para medir la biodiversidad.** Primera edición. Textos Universitarios, Universidad Veracruzana, Xalapa, México.
- Muñiz-Castro, M. A. 2008. **Sucesión secundaria y establecimiento de especies arbóreas nativas para restauración de Bosque Mesófilo de Montaña en potreros abandonados del centro de Veracruz.** Instituto de Ecología, A.C.
- Nichols, O. G. y D. Watkins. 1984. **Bird utilization of rehabilitated bauxite minesites in Western Australia.** *Biological Conservation* 30:109-131.
- Nieto Monroy, A. P. 2007. **Variabilidad espacial y temporal de la Hidrogeoquímica de arroyos del Distrito Minero El Oro-Tlalpujahua.** Tesis de licenciatura. Facultad de Ingeniería Hidráulica, Universidad de Guanajuato.
- NOM-059-SEMARNAT. 2010. **Norma Oficial Mexicana de protección ambiental. Especies nativas de México de flora y fauna silvestres; Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio. Lista de especies en riesgo.** Ciudad de México Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Diario Oficial de la Federación.
- Pérez-Magaña, J. C. 2012. **Análisis del programa de monitoreo de las poblaciones de aves de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca, México.** Tesis de licenciatura. Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Michoacán, México.
- Pickett, S.T.A. y P.S. White. 1985. **The ecology of natural disturbance and patch dynamics.** Academic Press, E.U.
- Rangel-Salazar, J. L., P. L. Enríquez, y E. C. Sántiz-López. 2009. **Variación de la diversidad de aves de sotobosque en el Parque Nacional Lagos de Motebello, Chiapas, México.** *Acta Zoológica Mexicana* 25:479-495.
- Sáenz Ceja, J. E. 2015. **Reconstrucción dendrocronológica de la historia de establecimiento de *Pinus pseudostrobus* y *Abies religiosa* en la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca.** Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Simberloff, D. y T. Dayan. 1991. **The guild concept and the structure of ecological communities.** *Annual Review of Ecology and Systematics* 22:115-143.

- Sprouse, T. W. 2005. **Water issue on the Arizona-Mexico border**. Water Resources Research Center. College of Agriculture and Life Sciences. The University of Arizona.
- Ugalde-Lezama, S., J. L. Alcántara-Carbajal, L. A. Tarango-Arámbula, G. Ramírez-Valverde, y G. D. Mendoza-Martínez. 2012. **Fisonomía vegetal y abundancia de aves en un bosque templado con dos niveles de perturbación en el Eje Neovolcánico Transversal**. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83:133-143.
- Villaseñor Gómez, L. E. 2005. **Aves**. Páginas: 101-103. Capítulo No. 4.19. *En: La biodiversidad en Michoacán. Estudio de Estado*. L. E. Villaseñor Gómez y O. A. Leal Nares (Eds.). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Gobierno del Estado de Michoacán. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, México.
- Zamudio, S. y E. Carranza. 1994. **Cupressaceae**. *Flora del Bajío y de regiones adyacentes* 29:1-20.

ANEXO I. Gremios alimenticios a los que pertenecen las aves registradas en censos realizados en el Distrito Minero Tlalpujahua-El Oro durante el periodo comprendido de junio 2014-junio de 2015.

Orden	Familia	Especie	Nombre Común	Nombre en inglés	Gremio alimenticio
Galliformes	Odontophoridae	<i>Colinus virginianus</i>	codorniz cotuí	Northern Bobwhite	Omnívoro
Accipitriformes	Cathartidae	<i>Cathartes aura</i>	zopilote aura	Turkey Vulture	Carnívoro
Accipitriformes	Accipitridae	<i>Accipiter cooperii</i>	gavilán de Cooper	Cooper's Hawk	Carnívoro
Accipitriformes	Accipitridae	<i>Accipiter striatus</i>	gavilán pecho-rufo	Sharp-shinned Hawk	Carnívoro
Accipitriformes	Accipitridae	<i>Buteo albonotatus</i>	aguililla aura	Zone-tailed Hawk	Carnívoro
Accipitriformes	Accipitridae	<i>Buteo jamaicensis</i>	aguililla cola-roja	Red-tailed Hawk	Carnívoro
Columbiformes	Columbidae	<i>Columbina inca</i>	tórtola colalarga	Inca Dove	Semillero
Columbiformes	Columbidae	<i>Patagioenas fasciata</i>	paloma de collar	Band-tailed Pigeon	Semillero
Columbiformes	Columbidae	<i>Zenaida asiatica</i>	paloma ala blanca	White-winged Dove	Semillero
Cuculiformes	Cuculidae	<i>Geococcyx californianus</i>	correcaminos norteño	Greater Roadrunner	Carnívoro
Strigiformes	Strigidae	<i>Bubo virginianus</i>	búho cornudo	Great Horned Owl	Carnívoro
Strigiformes	Tytonidae	<i>Tyto alba</i>	lechuza de campanario	Barn Owl	Carnívoro
Caprimulgiformes	Caprimulgidae	<i>Antrostomus arizonae</i>	tapacamino cuerporruín norteño	Mexican Whip-poor-will	Insectívoro
Apodiformes	Apodidae	<i>Aeronautes saxatalis</i>	vencejo pecho blanco	White-throated Swift	Insectívoro
Apodiformes	Trochilidae	<i>Amazilia beryllina</i>	colibrí berilo	Berylline Hummingbird	Nectarívoro/Insectívoro
Apodiformes	Trochilidae	<i>Archilochus colubris</i>	colibrí garganta rubí	Ruby-throated Hummingbird	Nectarívoro/Insectívoro
Apodiformes	Trochilidae	<i>Colibri thalassinus</i>	colibrí oreja violeta	Green Violetear	Nectarívoro/Insectívoro
Apodiformes	Trochilidae	<i>Eugenes fulgens</i>	colibrí magnífico	Magnificent Hummingbird	Nectarívoro/Insectívoro
Apodiformes	Trochilidae	<i>Hylocharis leucotis</i>	zafiro oreja blanca	White-eared Hummingbird	Nectarívoro/Insectívoro
Apodiformes	Trochilidae	<i>Lampornis clemenciae</i>	colibrí garganta azul	Blue-throated Hummingbird	Nectarívoro/Insectívoro
Apodiformes	Trochilidae	<i>Selasphorus platycercus</i>	zumbador cola ancha	Broad-tailed Hummingbird	Nectarívoro/Insectívoro
Apodiformes	Trochilidae	<i>Selasphorus rufus</i>	zumbador rufo	Rufous Hummingbird	Nectarívoro/Insectívoro
Trogoniformes	Trogonidae	<i>Trogon mexicanus</i>	trogón mexicano	Mountain Trogon	Insectívoro/Frugívoro

Orden	Familia	Especie	Nombre Común	Nombre en inglés	Gremio alimenticio
Piciformes	Picidae	<i>Colaptes auratus</i>	Carpintero de pechera	Northern Flicker	Gran/Insectívoro
Piciformes	Picidae	<i>Melanerpes formicivorus</i>	Carpintero bellotero	Acorn Woodpecker	Gran/Insectívoro
Piciformes	Picidae	<i>Picoides scalaris</i>	Carpintero mexicano	Ladder-backed Woodpecker	Gran/Insectívoro
Piciformes	Picidae	<i>Picoides villosus</i>	Carpintero vellosos mayor	Hairy Woodpecker	Gran/Insectívoro
Falconiformes	Falconidae	<i>Falco sparverius</i>	cernícalo americano	American Kestrel	Carnívoro
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Contopus pertinax</i>	pibí tengo frío	Greater Pewee	Insectívoro
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Empidonax affinis</i>	mosquero pinero	Pine Flycatcher	Insectívoro
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Empidonax difficilis</i>	mosquero californiano	Pacific-slope Flycatcher	Insectívoro
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Empidonax fulvifrons</i>	mosquero pecho leonado	Buff-breasted Flycatcher	Insectívoro
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Empidonax occidentalis</i>	mosquero barranqueño	Cordilleran Flycatcher	Insectívoro
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Empidonax wrightii</i>	mosquero gris	Gray Flycatcher	Insectívoro
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Mitrephanes phaeocercus</i>	mosquero copetón	Tufted Flycatcher	Insectívoro
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Myiarchus tuberculifer</i>	papamoscas triste	Dusky-capped Flycatcher	Insectívoro
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Pyrocephalus rubinus</i>	mosquero Cardenal	Vermilion Flycatcher	Insectívoro
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Sayornis nigricans</i>	papamoscas negro	Black Phoebe	Insectívoro
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Sayornis saya</i>	papamoscas llanero	Say's Phoebe	Insectívoro
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Tyrannus vociferans</i>	tirano gritón	Cassin's Kingbird	Insectívoro
Passeriformes	Tityridae	<i>Pachyramphus aglaiae</i>	mosquero-cabezón degollado	Rose-throated BeCarnívorod	Insectívoro
Passeriformes	Vireonidae	<i>Vireo cassinii</i>	vireo de Cassin	Cassin's Vireo	Insectívoro
Passeriformes	Vireonidae	<i>Vireo gilvus</i>	vireo gorjeador	Warbling Vireo	Insectívoro
Passeriformes	Vireonidae	<i>Vireo huttoni</i>	vireo reyezuelo	Hutton's Vireo	Insectívoro
Passeriformes	Vireonidae	<i>Vireo plumbeus</i>	vireo plumizo	Plumbeous Vireo	Insectívoro
Passeriformes	Corvidae	<i>Corvus corax</i>	cuervo común	Common Raven	Omnívoro
Passeriformes	Corvidae	<i>Cyanocitta stelleri</i>	chara crestada	Steller's Jay	Omnívoro
Passeriformes	Hirundinidae	<i>Hirundo rustica</i>	golondrina tijereta	Barn Swallow	Insectívoro
Passeriformes	Hirundinidae	<i>Petrochelidon pyrrhonota</i>	golondrina risquera	Cliff Swallow	Insectívoro

Orden	Familia	Especie	Nombre Común	Nombre en inglés	Gremio alimenticio
Passeriformes	Hirundinidae	<i>Stelgidopteryx serripennis</i>	golondrina aliaserrada	Northern Rough-winged Swallow	Insectívoro
Passeriformes	Hirundinidae	<i>Tachycineta thalassina</i>	golondrina verdemar	Violet-green Swallow	Insectívoro
Passeriformes	Paridae	<i>Baeolophus wollweberi</i>	cabonero embridado	Bridled Titmouse	Insectívoro/Frugívoro
Passeriformes	Paridae	<i>Poecile sclateri</i>	cabonero mexicano	Mexican Chickadee	Insectívoro/Frugívoro
Passeriformes	Aegithalidae	<i>Psaltriparus minimus</i>	sastrecillo	Bushtit	Insectívoro/gran
Passeriformes	Certhiidae	<i>Certhia americana</i>	trepador americano	Brown Creeper	Insectívoro
Passeriformes	Sittidae	<i>Sitta Carnívoroolinensis</i>	sita pecho blanco	White-breasted Nuthatch	Insectívoro
Passeriformes	Troglodytidae	<i>Campylorhynchus gularis</i>	matraca serrana	Spotted Wren	Insectívoro
Passeriformes	Troglodytidae	<i>Catherpes mexicanus</i>	chivirín barranqueño	Canyon Wren	Insectívoro
Passeriformes	Troglodytidae	<i>Thryomanes bewickii</i>	chivirín cola oscura	Bewick's Wren	Insectívoro
Passeriformes	Troglodytidae	<i>Troglodytes aedon</i>	chivirín saltapared	House Wren	Insectívoro
Passeriformes	Troglodytidae	<i>Troglodytes aedon brunneicollis</i>	chivirín garganta café	House Wren	Insectívoro
Passeriformes	Regulidae	<i>Regulus calendula</i>	reyezuelo de-rojo	Ruby-crowned Kinglet	Insectívoro
Passeriformes	Regulidae	<i>Regulus satrapa</i>	reyezuelo de-oro	Golden-crowned Kinglet	Insectívoro
Passeriformes	Turdidae	<i>Catharus aurantirostris</i>	zorzal pico anaranjado	Orange-billed Nightingale-Thrush	Frugívoro
Passeriformes	Turdidae	<i>Catharus guttatus</i>	zorzal cola rufa	Hermit Thrush	Frugívoro
Passeriformes	Turdidae	<i>Catharus occidentalis</i>	zorzal mexicano	Russet Nightingale-Thrush	Frugívoro
Passeriformes	Turdidae	<i>Myadestes occidentalis</i>	clarín jilguero	Brown-backed Solitaire	Frugívoro
Passeriformes	Turdidae	<i>Turdus assimilis</i>	mirlo garganta blanca	White-throated Thrush	Frugívoro
Passeriformes	Turdidae	<i>Turdus migratorius</i>	mirlo primavera	American Robin	Frugívoro
Passeriformes	Mimidae	<i>Melanotis caerulescens</i>	mulato azul	Blue Mockingbird	Insectívoro/Frugívoro
Passeriformes	Mimidae	<i>Mimus polyglottos</i>	centzontle norteño	Northern Mockingbird	Insectívoro/Frugívoro
Passeriformes	Mimidae	<i>Toxostoma curvirostre</i>	cuitlacoche pico curvo	Curve-billed Thrasher	Insectívoro/Frugívoro
Passeriformes	Ptiliogonidae	<i>Ptiliogonys cinereus</i>	capulinerito gris	Gray Silky-flycatcher	Frugívoro/Insectívoro

Orden	Familia	Especie	Nombre Común	Nombre en inglés	Gremio alimenticio
Passeriformes	Parulidae	<i>Basileuterus belli</i>	chipe ceja dorada	Golden-browed Warbler	Insectívoro
Passeriformes	Parulidae	<i>Basileuterus rufifrons</i>	chipe gorra rufa	Rufous-capped Warbler	Insectívoro
Passeriformes	Parulidae	<i>Cardellina pusilla</i>	chipe corona negra	Wilson's Warbler	Insectívoro
Passeriformes	Parulidae	<i>Cardellina rubra</i>	chipe rojo	Red Warbler	Insectívoro
Passeriformes	Parulidae	<i>Cardellina rubrifrons</i>	chipe cara roja	Red-faced Warbler	Insectívoro
Passeriformes	Parulidae	<i>Geothlypis tolmiei</i>	chipe de Tolmie	MacGillivray's Warbler	Insectívoro
Passeriformes	Parulidae	<i>Mniotilta varia</i>	chipe trepador	Black-and-white Warbler	Insectívoro
Passeriformes	Parulidae	<i>Myioborus miniatus</i>	chipe de montaña	Slate-throated Redstart	Insectívoro
Passeriformes	Parulidae	<i>Myioborus pictus</i>	chipe ala blanca	Painted Redstart	Insectívoro
Passeriformes	Parulidae	<i>Oreothlypis celata</i>	chipe corona anaranjada	Orange-crowned Warbler	Insectívoro
Passeriformes	Parulidae	<i>Oreothlypis crissalis</i>	chipe crisal	Colima Warbler	Insectívoro
Passeriformes	Parulidae	<i>Oreothlypis ruficapilla</i>	chipe de coronilla	Nashville Warbler	Insectívoro
Passeriformes	Parulidae	<i>Oreothlypis superciliosa</i>	parula ceja blanca	Crescent-chested Warbler	Insectívoro
Passeriformes	Parulidae	<i>Setophaga coronata</i>	chipe coronado	Yellow-rumped Warbler	Insectívoro
Passeriformes	Parulidae	<i>Setophaga graciae</i>	chipe ceja amarilla	Grace's Warbler	Insectívoro
Passeriformes	Parulidae	<i>Setophaga nigrescens</i>	chipe negro-gris	Black-throated Gray Warbler	Insectívoro
Passeriformes	Parulidae	<i>Setophaga occidentalis</i>	chipe cabeza-amarilla	Hermit Warbler	Insectívoro
Passeriformes	Parulidae	<i>Setophaga ruticilla</i>	chipe flameanta	American Redstart	Insectívoro
Passeriformes	Parulidae	<i>Setophaga townsendi</i>	chipe negro-amarillo	Townsend's Warbler	Insectívoro
Passeriformes	Peucedramidae	<i>Peucedramus taeniatus</i>	ocotero enmas	Carnívoro	oado
Passeriformes	Emberizidae	<i>Aimophila rufescens</i>	zacatonero rojizo	Rusty Sparrow	Omnívoro
Passeriformes	Emberizidae	<i>Arremon virenticeps</i>	atlapetes rayas verdes	Green-striped Brush-Finch	Omnívoro
Passeriformes	Emberizidae	<i>Atlapetes pileatus</i>	atlapetes gorra rufa	Rufous-capped Brush-Finch	Omnívoro
Passeriformes	Emberizidae	<i>Diglossa baritula</i>	picaflor canelo	Cinnamon-bellied Flowerpiercer	Omnívoro
Passeriformes	Emberizidae	<i>Junco phaeonotus</i>	junco ojo de lumbre	Yellow-eyed Junco	Omnívoro

Orden	Familia	Especie	Nombre Común	Nombre en inglés	Gremio alimenticio
Passeriformes	Emberizidae	<i>Melospiza melodia</i>	gorrión cantor	Song Sparrow	Omnívoro
Passeriformes	Emberizidae	<i>Melospiza fusca</i>	toquí pardo	Canyon Towhee	Omnívoro
Passeriformes	Emberizidae	<i>Oriturus superciliosus</i>	zacatonero rayado	Striped Sparrow	Omnívoro
Passeriformes	Emberizidae	<i>Pipilo maculatus</i>	toquí pinto	Spotted Towhee	Omnívoro
Passeriformes	Emberizidae	<i>Spizella atrogularis</i>	gorrión barba negra	Black-chinned Sparrow	Omnívoro
Passeriformes	Emberizidae	<i>Spizella passerina</i>	gorrión ceja blanca	Chipping Sparrow	Omnívoro
Passeriformes	Carnívorodinalidae	<i>Passerina caerulea</i>	picogordo azul	Blue Grosbeak	Omnívoro
Passeriformes	Carnívorodinalidae	<i>Pheucticus melanocephalus</i>	picogordo tigrillo	Black-headed Grosbeak	Omnívoro
Passeriformes	Carnívorodinalidae	<i>Piranga bidentata</i>	tángara dorso rayado	Flame-colored Tanager	Insectívoro/Frugívoro
Passeriformes	Carnívorodinalidae	<i>Piranga flava</i>	tángara encinera	Hepatic Tanager	Insectívoro/Frugívoro
Passeriformes	Carnívorodinalidae	<i>Piranga ludoviciana</i>	tángara capucha roja	Western Tanager	Insectívoro/Frugívoro
Passeriformes	Icteridae	<i>Icterus abeillei</i>	bolsero dorso oscuro	Black-backed Oriole	Insectívoro
Passeriformes	Icteridae	<i>Icterus bullockii</i>	bolsero calandria	Bullock's Oriole	Insectívoro
Passeriformes	Icteridae	<i>Icterus cucullatus</i>	bolsero encapuchado	Hooded Oriole	Insectívoro
Passeriformes	Icteridae	<i>Icterus parisorum</i>	bolsero tunero	Scott's Oriole	Insectívoro
Passeriformes	Icteridae	<i>Molothrus aeneus</i>	tordo ojo rojo	Bronzed Cowbird	Insectívoro
Passeriformes	Icteridae	<i>Molothrus ater</i>	tordo cabeza café	Brown-headed Cowbird	Insectívoro
Passeriformes	Icteridae	<i>Quiscalus mexicanus</i>	zanate mexicano	Great-tailed Grackle	Omnívoro
Passeriformes	Icteridae	<i>Sturnella magna</i>	pradero tortilla-con-chile	Eastern Meadowlark	Insectívoro
Passeriformes	Fringillidae	<i>Euphonia elegantissima</i>	eufonia capucha-azul	Elegant Euphonia	Omnívoro
Passeriformes	Fringillidae	<i>Haemorhous mexicanus</i>	pinzón mexicano	House Finch	Omnívoro
Passeriformes	Fringillidae	<i>Spinus pinus</i>	jilguero pinero	Pine Siskin	Omnívoro
Passeriformes	Fringillidae	<i>Spinus psaltria</i>	jilguero dominico	Lesser Goldfinch	Omnívoro
Passeriformes	Passeridae	<i>Passer domesticus</i>	gorrión casero	House Sparrow	Omnívoro

CAPÍTULO II

Rendimiento fisiológico como indicador de estrés ambiental en aves del Distrito Minero Talpujahuá-El Oro

RESUMEN

El presente estudio con enfoque pseudo-experimental considera aspectos de perturbación ambiental característica de actividades mineras (cambios en orografía, depósito de residuos mineros y disponibilidad de elementos potencialmente tóxicos), que pudieran incidir en el rendimiento fisiológico de las aves habitantes de la región del Distrito Minero Talpujahuá-El Oro (DMTO). Se utilizaron tres indicadores de desempeño fisiológico (Índice de Condición, Cantidad de Grasa e Índice H/L) para conocer posibles efectos a nivel individual de especies de aves capturadas a través de actividades de anillamiento [20 redes de niebla (2 x 2.5 m), 6 horas diarias, 3 días consecutivos], en dos sitios de muestreo (T¹=tratamiento 1, sitio alejado de jales mineros “El Castillo” y T²= tratamiento 2, sitio con presencia de residuos de actividades mineras “Mina Dos Estrellas”), durante el periodo comprendido de junio de 2014 a junio de 2015, de las cuales se registraron datos del peso, longitud del ala, categoría de grasa acumulada en fúrcula y abdomen, y se obtuvieron muestras hematológicas de la vena braquial con las que se realizaron frotis sanguíneos. Con un esfuerzo de muestreo de 3,516 horas/red y 839 capturas, se registraron 62 especies. De acuerdo con el número de muestras obtenidas en ambos sitios de estudio, se eligieron nueve especies focales que acumularon un total de 230 frotis sanguíneos. Se presentaron diferencias significativas en al menos uno de los indicadores (GLM y X^2 Wald, $P \leq 0.1$), en seis de las nueve especies analizadas (una especie en el índice de condición, dos especies en acumulación de grasa y H/L y tres especies únicamente en H/L). Los indicadores fisiológicos señalan que existe una tendencia a presentar un desempeño fisiológico inferior en el tratamiento con presencia de residuos mineros “Mina Dos Estrellas”. Se propone analizar estas respuestas a través de su correlación con la presencia y concentración de Elementos Potencialmente Tóxicos en plumas, lo que puede proporcionar indicios sobre su causalidad.

Palabras clave: jales mineros, grasa corporal, índices de condición, índice H/L, eje HPA.

CHAPTER II

Physiological performance as an indicator of environmental stress in birds of the Distrito Minero Tlalpujahua - El Oro

ABSTRACT

The present study implemented a pseudo-experimental approach which considers typical aspects of environmental disturbance associated to mining activities (changes in topography, mining waste tailings and availability of potentially toxic elements), which could have an impact on the physiological performance of birds living within the region of the Distrito Minero Tlalpujahua - El Oro (DMTO). Three indicators of physiological performance (Condition Index, amount of fat, and H/L ratio) were used to gain an insight on possible effects on birds at the individual level; bird specimens were captured [20 mist nets (2 x 2.5 m), 6 hours per day, 3 days] at two sampling sites (T¹ = treatment 1, site away from mining tailings "El Castillo" and T² = treatment 2, site with mining tailings "Mina Dos Estrellas"), from June 2014 to June 2015. Data on weight, wing length, amount of fat reserves in furcula and abdomen were recorded. In addition, a blood sample was taken from the brachial vein, and blood smears were prepared. Through a sampling effort of 3,516 hours/net, we captured 839 individuals of 62 species. According to the number of samples from both study sites, nine focal species were selected, that accumulated a total of 230 blood smears. There were significant differences in at least one of the indicators in six of the nine species studied (GLM and X² Wald, P≤0.1) (one species in the condition index, three species only in H/L ratio, and two species on accumulation of fat and H/L ratio). Physiological indicators showed that there is a tendency to show a lower physiological performance in the presence of mining waste at "Mina Dos Estrellas" treatment. It would be important to analyze the potential correlation of these responses with the presence of potentially toxic elements in feathers, which in turn could provide insights about causative mechanisms.

Key words: mining tailings, body fat, condition indexes, H/L Index, HPA axis.

INTRODUCCIÓN

En ecología animal, al suponer la existencia de un impacto antropogénico negativo sobre las poblaciones faunísticas, es deseable contar con alguna medida que demuestre los efectos del impacto; éste podría cuantificarse a nivel individual a través de su sobrevivencia o éxito reproductivo (Pérez-Tris 1999). Sin embargo, en la práctica sería más eficiente evaluar algún indicador que refleje los niveles de estrés individual, que puede ser determinado y relacionado con los factores ambientales causales (Vleck 2001). En ecología de aves, algunos de los indicadores de su condición física más frecuentemente usados, se relacionan con el peso y la cantidad de reservas de grasa presentes (Johnson *et al.* 1985, Gosler *et al.* 1995, Brown 1996, Pérez-Tris 1999, Labocha y Hayes 2012).

Ralph *et al.* (1996) y Swanson *et al.* (1999) hacen mención que la acumulación de grasa en abdomen y fúrcula, puede ser considerada como un buen indicador de condición corporal de las aves. El determinar la cantidad de grasa y definirla en forma categórica tanto en aves migratorias como en residentes, puede ser útil para determinar el nivel de desempeño individual; es decir, las aves que presentan mayor acumulación de grasa corporal pueden tener las suficientes reservas energéticas para cubrir los costos de procesos fisiológicos con mayor demanda energética de manera exitosa (principalmente éxito reproductivo y migración) (Mameli 2003). Dichas reservas están representadas por las grasas (triglicéridos, ácidos grasos, esteroides, etc.) contenidas en los tejidos blandos (grasas también conocidas como *componentes no grasos*) y representan la mejor alternativa para la acumulación de reservas, ya que provee 10 veces más energía que el resto de las reservas energéticas en términos de peso (Thomas 2008). Otras moléculas de importancia energética son los carbohidratos (glicógeno, glucosa, etc.) y proteínas (colágeno, queratina, proteína muscular, enzimas, etc.); de acuerdo al orden de prioridad de su uso para la obtención de energía, las primeras son los carbohidratos, seguidas por las reservas de lípidos y por último (y en casos extremos) las proteínas (Villaseñor-Gómez 1994). Cuando los carbohidratos y la grasa se ven limitados, el ave utilizará las reservas de las proteínas para hacer frente a los requerimientos fisiológicos (Blaxter 1989). Como lo demostraron Guglielmo *et al.* (2001), las aves que utilizan las reservas proteínicas para el desarrollo de sus funciones metabólicas

o, gasto energético para la migración, pueden llegar a sufrir daño muscular, lo cual puede ocasionar un bajo rendimiento fisiológico.

No obstante la acumulación de grasa corporal se considera un indicador confiable para conocer a más a detalle el estado de condición de los individuos en términos de vigor o desgaste físico, los ecólogos han tomado en cuenta la relación peso/cuerda alar (Índice de Condición), utilizando la cuerda alar como medida de ponderación del tamaño corporal en paseriformes (Gosler *et al.* 1998). Utilizar esta medida permite la estandarización de los tamaños corporales (Pascual y Senar 1997), y podría interpretarse como el nivel de “robustez” de los individuos.

Los dos indicadores antes mencionados (grasa corporal e índice de condición) han sido utilizados en el estudio de las respuestas fisiológicas individuales a factores ambientales como temperatura (Corona Kisboa 2013) e inmovilidad (Revidatti *et al.* 2002), privación de agua y alimento (Bauer *et al.* 2011), agentes químicos (Tsipoura *et al.* 2008) y condiciones climáticas extremas (Thierry *et al.* 2013), y han sido aplicados tanto en aves de criadero como en aves silvestres. Todos estos investigadores reportan que, además de notar cambios en los indicadores de grasa e índice de condición, las aves reflejan respuestas fisiológicas que consisten en cambios en la concentración de la hormona corticosterona en sangre, como consecuencia de la presencia de estrés crónico.

El estrés como indicador fisiológico

El estrés es un concepto que ha sido sumamente controversial debido a la gran variedad de definiciones existentes (Evans 1982). Dicha controversia surge debido a que al hablar de estrés, no sólo se deben tomar en cuenta los factores que lo provocan, sino también las consecuencias que pueden verse reflejadas en los organismos a corto, mediano y largo plazo (McEwen 2006).

El estrés puede definirse como el conjunto de reacciones fisiológicas que surgen cuando los individuos no logran hacer frente a las demandas que se imponen sobre ellos (alostasis) o, ante las exigencias que pudieran poner en riesgo su bienestar (McEwen 2000,

2006). Dichas demandas (también denominadas *estímulos estresores o nocivos*), pueden ser provocadas por múltiples factores, como cambios en el ambiente, competencia, dominio social, interacciones sociales o de manera individual, enfermedades, entre otros factores (Mejía-Castillo 2011). Las respuestas fisiológicas con las que reacciona el cuerpo a los estímulos nocivos tienen como principal objetivo lograr nuevamente la estabilidad fisiológica del organismo (homeostasis) (McEwen 2000, Mejía-Castillo 2011). Así, la presencia de estrés aumenta la carga alostática, que en el corto plazo es esencial para la adaptación y mantenimiento de la homeostasis; sin embargo, si la carga alostática permanece durante un largo período que implique un costo fisiológico (sobrecarga alostática), puede conducir a condiciones de salud adversas (Wingfield 2005, Charil *et al.* 2010). Considerando lo anterior, el estrés se ha clasificado en dos tipos: el *estrés agudo* es aquel que se presenta de forma intensa pero con duración limitada y cuya respuesta fisiológica desaparece en el corto plazo, y el *estrés crónico* es aquel que puede o no ser tan intenso pero que persiste por periodos prolongados de tiempo o de forma indefinida, obligando al organismo a presentar una respuesta fisiológica constante a los estímulos estresores (Donatelle y Davis 2005).

Para evaluar los efectos del estrés sobre los organismos, se debe considerar el tipo del estímulo, la periodicidad, la intensidad y la respuesta a nivel individual (Selye 1973, Evans 1982, Lemyre 2003). De esta manera el estrés puede ser bidireccional, por un lado trayendo consigo resultados benéficos (fisiológicamente adaptable) que aseguren la supervivencia de los individuos, o bien, traer consecuencias negativas (mala adaptación fisiológica) que pudieran provocar consecuencias inmunodepresoras a largo plazo (Dhabhar y McEwen 1997, McEwen 2004).

Cuando un vertebrado percibe un estímulo como “estresante” (estímulo nocivo que provoca temor, ansiedad o inquietud) en respuesta a las perturbaciones ambientales, se dan cambios fisiológicos que le permiten enfrentar el problema. Una de las respuestas es la activación del eje hipotálamo-pituitaria-adrenal (eje HPA) (Kitaysky *et al.* 1999, Baos *et al.* 2002), el cual genera la liberación de hormonas esteroideas de la corteza adrenal (Nelson 2000, Romero 2004). El eje HPA inicia con la percepción del estímulo nocivo a través de receptores sensoriales que mandan la información al cerebro, el cual, a su vez enviará

señales químicas al hipotálamo; esta respuesta inmediata (en segundos) tiene la finalidad de poner en alerta al individuo para emprender la huida o bien, hacer frente al agente estresor (Kno1 1991, Nelson 2000). El hipotálamo estimula a la glándula pituitaria a liberar hormonas adrenocorticotropas (ACTH), que llegan a la corteza de las glándulas adrenales y promueven la liberación de glucocorticoides al torrente sanguíneo (Kno1 1991, Herman y Cullinan 1997, Nelson 2000, Baos *et al.* 2002).

Los glucocorticoides promueven la glucogenólisis, proceso por el cual se libera glucosa al torrente sanguíneo permitiendo que la energía sea canalizada a los músculos, lo que a su vez incrementa el tono cardiovascular, lo cual prepara al individuo para enfrentar cualquier amenaza potencial (Romero 2002). La presencia constante de glucocorticoides (estrés crónico), trae consecuencias como la modificación o inhibición de la conducta, disminución o inhibición de funciones reproductivas y disminución del apetito (Axelrod y Reisine 1984, Baos *et al.* 2002). La cantidad en que se incrementan los glucocorticoides con respecto de sus concentraciones basales (o iniciales), puede indicar la intensidad con la que se recibió el factor estresante. Una vez que el evento estresor ha disminuido o desaparecido, las concentraciones de glucocorticoides regresan de manera gradual (minutos a horas) a su concentración basal (Hennessy *et al.* 1979, Kitaysky *et al.* 1999, Tsigos y Chrousos 2002).

Otras reacciones secundarias de origen más lento (en horas o incluso en días) de la presencia constante de glucocorticoides, se refleja en el número de células sanguíneas (Gross y Siegel 1983), provocando cambios en el sistema inmunitario. Con la presencia constante de corticosterona (glucocorticosteroide presente en las aves), se genera un aumento relativo en el número de Heterófilos (heterofilia) y el decremento en el número de Linfocitos (linfopenia), células encargadas principalmente de hacer frente a agentes patógenos. Los efectos pueden ser inmunodepresión, desgaste de tejidos y pérdida de peso corporal (Siegel 1980). Vleck *et al.* (2000) reportan que la magnitud de estos cambios en el número de leucocitos, dependen directamente de la intensidad con la que se presente el estresor. Por ello, el índice heterófilos/linfocitos (H/L) es considerado como un indicador robusto de estrés (Davis *et al.* 2008). Éste ha sido utilizado para identificar cambios fisiológicos ante eventos como ayunos prolongados, deshidratación, heridas, presencia de

elementos potencialmente tóxicos, altas temperaturas (Gross y Siegel 1983, Ots *et al.* 1998) y enfermedades (Averbeck 2007).

Células sanguíneas de defensa

El sistema inmunitario de las aves está compuesto por células sanguíneas llamadas leucocitos o glóbulos blancos. Estos se clasifican en: linfocitos, monocitos, heterófilos, eosinófilos y basófilos (D'Amico 2011). La morfología de cada una de estas células se conserva a través de los diferentes taxa, con excepción de los heterófilos, que el caso de los mamíferos, peces y anfibios, son remplazados por los neutrófilos, los cuales cumplen con la misma función celular (Latimer y Bienzle 2010). Cuando las aves han alcanzado la edad juvenil, la producción sanguínea (hematopoyesis), ocurre en la médula ósea, así como en diversos órganos como el hígado, riñón y bazo, principalmente (Maillard *et al.* 2005).

Los linfocitos y monocitos (Fig. 7A y 7B) son conocidos como agranulocitos y contienen un gran núcleo hendido y cantidades relativamente pequeñas de citoplasma. Los linfocitos presentan considerablemente menos citoplasma que los monocitos (Pfeiffer *et al.* 1990). Este tipo de leucocitos se producen en órganos como el bazo, el timo, hígado, médula ósea y la bolsa de Fabricio (Maxwell 1985, Ribatti *et al.* 2006). Por otro lado, los heterófilos, basófilos y eosinófilos son conocidos también como granulocitos debido a la presencia de gránulos (que contienen proteínas) en su citoplasma y se caracterizan por tener núcleos bilobulados. La granulopoyesis (producción de granulocitos) ocurre principalmente en órganos como el bazo y el hígado, en diferentes etapas de maduración del núcleo (Maxwell 1985).

Los heterófilos (Fig.7C) son la primera línea de defensa fagocítica que actúa contra una infección, un proceso de inflamación y estrés (Campbell 1995, Harmon 1998, Davis *et al.* 2008, Latimer y Bienzle 2010). Se caracterizan por la presencia de gránulos rojos acidofílicos, frecuentemente con forma de aguja o de bastones y presentan un núcleo menos segmentado (Clever y Quaglia 2009, Latimer y Bienzle 2010). Los eosinófilos (Fig.7D)

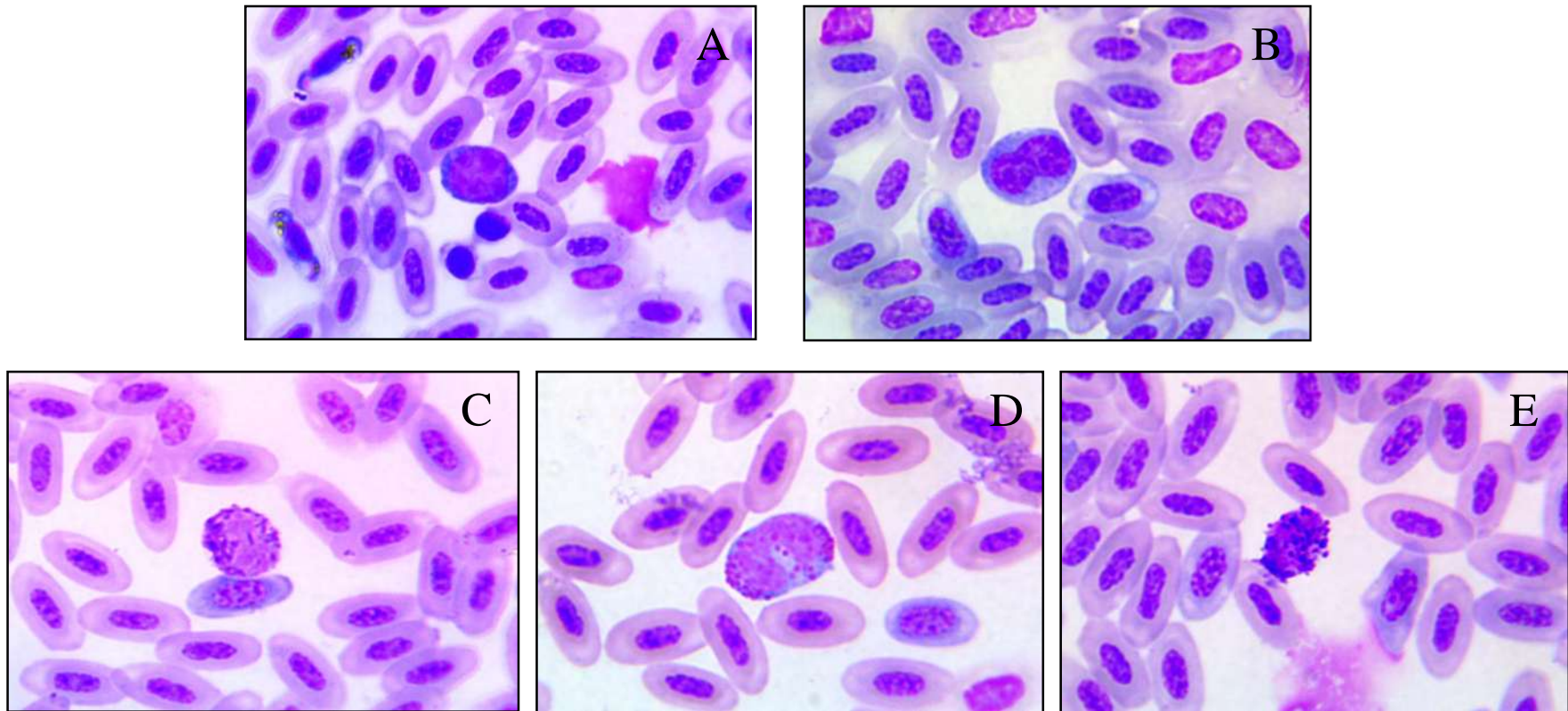


Figura 7. Tipos de leucocitos de gorrión Junco ojos de lumbré (*Junco phaeonotus*). A) Linfocito, B) Monocito, C) Heterófilo, D) Eosinófilo y E) Basófilo. En todos los casos pueden observarse eritrocitos, los cuales se caracterizan por ser nucleados en aves. Microscopio AmScope 1000x, Cámara digital para microscopio APTINA Color CMOS, 10MP. (Fotos: K. I. Lemus Ramírez 2016).

desempeñan un papel en el proceso de inflamación y están asociados con la defensa contra parásitos (Maxwell 1981). Por último, los basófilos (Fig.7E), se caracterizan por tener un núcleo redondeado (de menor tamaño que el núcleo de los eosinófilos) con altos niveles de heterocromatina (Pfeiffer *et al.* 1990, Clever y Quaglia 2009) y el citoplasma, presenta una larga membrana con gran cantidad de gránulos aprisionados (Pfeiffer *et al.* 1990). Se conoce que los basófilos están relacionados con procesos tempranos de inflamación (Campbell 1995, Tejeda Perea *et al.* 1997), siendo más abundantes durante procesos necróticos, reacciones de hipersensibilidad y presencia de neoplasias (Tejeda Perea *et al.* 1997).

Los linfocitos, normalmente son las células más abundantes en la sangre de las aves (Davis *et al.* 2008) y éstos se ven involucrados en una variedad de funciones inmunológicas tales como la producción de inmunoglobulinas y la modulación de la defensa inmunológica (Campbell 1995); presentan considerablemente menos citoplasma que los monocitos (Pfeiffer *et al.* 1990). Estos últimos son células fagocíticas de larga duración asociados con la defensa contra infecciones y bacterias (Campbell 1995, Davis *et al.* 2004).

Índice H/L como indicador fisiológico

El estudio del estrés a través de indicadores diversos se ha utilizado para evaluar el bienestar de especies animales, tanto en cautiverio como en vida silvestre. Uno de los más utilizados ha sido la evaluación del estrés mediante la medición de los niveles de hormonas glucocorticoides en el plasma celular (corticosterona) (Vleck 2001, Revidatti *et al.* 2002, Carere *et al.* 2003, Romero 2004). Una de las desventajas de estos estudios realizados con fauna silvestre, es que los niveles de corticosterona en sangre se elevan rápidamente cuando los animales son manipulados para obtener las muestras sanguíneas, provocando posibles sesgos en el muestreo y la interpretación de los datos obtenidos (Vleck *et al.* 2000, Ruiz *et al.* 2002). Por lo tanto, el método dificulta la determinación de la línea base del estado en el que se encuentran los organismos, ante las diferentes condiciones de su medio natural (Romero y Reed 2005).

Un enfoque alternativo que se ha probado como un método confiable, rápido y económico que han venido utilizando los ecólogos, especialmente en estudios con aves, es el uso de parámetros hematológicos de los leucocitos, a partir de frotis sanguíneos (Gross y Siegel 1983, Vleck *et al.* 2000, Vleck 2001, Hõrak *et al.* 2002, Villaseñor-Gómez 2006, Davis *et al.* 2008). Dado que la respuesta hematológica al estrés se conserva en todos los grupos taxonómicos, esto asegura que este método para evaluar el estrés puede aplicarse a la mayoría de vertebrados, y que los resultados obtenidos en un grupo taxonómico, pueden ser útiles quizá para hacer predicciones en otros (Davis *et al.* 2008).

De acuerdo con lo anterior, cuando un animal se encuentra ante la exposición crónica de glucocorticoides, la producción de linfocitos se verá reprimida, mientras que, la producción de heterófilos circundantes se verá incrementada (Harmon 1998, Davis *et al.* 2008, Latimer y Bienzle 2010). De esta forma, al obtener muestras sanguíneas de organismos que estén expuestos a la presencia de estrés crónico, se espera encontrar un número de heterófilos incrementado y un número de linfocitos disminuido, siendo la relación H/L la media del total de heterófilos entre la media del total de linfocitos (Tejeda Perea *et al.* 1997, Harmon 1998, Mitchell y Johns 2008).

Uso de indicadores de condición en aves

La acumulación de grasa corporal y el índice de condición son los indicadores fisiológicos que se han utilizado más ampliamente en estudios ecológicos de aves y han sido una herramienta importante para conocer su desempeño ante procesos como la migración (acumulación, desgaste de masa corporal y eficacia al vuelo de acuerdo con la longitud de las alas) (King y Farner 1965, Hedenström y Alerstam 1997, Lindström *et al.* 2000), acumulación de acuerdo a la edad y sexo (Rogers y Odum 1964, Wishart 1979), y reproducción y comportamiento durante el cortejo (Bryant 1988, Moreno 1989, Genevois y Bretagnolle 1994). En años más recientes, los ecólogos incorporaron el uso de parámetros sanguíneos y hormonales como herramienta para determinar el “estado de salud” a nivel individual a través de respuestas fisiológicas y la presencia de estrés, así como los efectos que éste puede ocasionar en los organismos. Las áreas temáticas con mayor número de

estudios que indican los efectos de niveles elevados de corticosterona en sangre con relación al estrés crónico, involucran principalmente aves de corral como el gallo doméstico (*Gallus gallus*), pavo (*Meleagris gallopavo*), pato doméstico (*Anas platyrhynchos*) y codornices (*Coturnix japonica*) sometidas experimentalmente a estresores ambientales (Goessling *et al.* 2015), inmovilidad (Beuving *et al.* 1989, Jones 1989, Zulkifli *et al.* 1999), limitación de alimento y ayuno prolongado en pollos (Jong *et al.* 2002) y temperaturas extremas (Al Murrani *et al.* 1997).

Otros estudios muestran evidencias de los efectos del estrés ambiental y su relación con la presencia de incremento en los niveles del Índice H/L y la baja acumulación de grasa corporal, en los que los investigadores mantienen a las aves silvestres en condiciones de cautiverio, eligen el/los estresor(es) y lo(s) replican de tal manera que provocan estrés de tipo crónico. Entre el tipo de estresores se han evaluado el efecto de la manipulación (Kitaysky *et al.* 1999, Awerman y Romero 2010), cuidado parental en aves altriciales y relación con la jerarquía entre crías (Blas *et al.* 2005), bajas temperaturas de temporada invernal de aves migratorias (D'Amico 2011), abundancia del alimento y calidad del hábitat (Banbura *et al.* 2013). En este tipo de estudios se ha analizado la respuesta hormonal (corticosterona en plasma o índice de H/L), se han establecido líneas base y se han estimado los posibles daños que puedan reflejarse a en diversos procesos fisiológicos o bien, en la sobrevivencia. En estos estudios, los hallazgos encontrados, además de los altos niveles de corticosterona o índice H/L variables, se ha encontrado también una baja acumulación de grasa, lo que coincide con lo propuesto por Breuner *et al.* (2003), el cual menciona que la exposición prolongada a los niveles altos de glucocorticoides en sangre, llevarán a una disminución de las reservas energéticas corporales.

Hasta hace aproximadamente una década, se dio inicio a estudios ecofisiológicos de campo que involucran a individuos de aves silvestres en condiciones naturales sometidos a factores ambientales como causales de estrés crónico. Las especies con mayor número de estudios son aves marinas (Kitaysky *et al.* 1999, Vleck *et al.* 2000, Blas *et al.* 2005, D'Amico 2011), aves paserinas (Breuner *et al.* 2003, Awerman y Romero 2010, Banbura *et al.* 2013, Lattin y Romero 2014) y algunos estudios con rapaces (Serrano 2000). Algunos analizan los efectos de cambios en temperatura (Banbura *et al.* 2013), migración (D'Amico

2011), estrés ante posible depredación y estructura social (Lima 1998), restricción en la alimentación y cuidados parentales (Kitaysky *et al.* 1999, Serrano 2000, Blas *et al.* 2005). Todos ellos han tenido como limitantes, el control de los factores causales de estrés. Muchos de los trabajos no hacen uso explícito del IC como indicador de bajo desempeño fisiológico, y muy pocos estudios utilizan los tres indicadores en conjunto (acumulación de grasa, IC e índice H/L), para determinar el rendimiento en el que se encuentran las aves (Villaseñor-Gómez 2006, Owen y Moore 2006, Pfaff *et al.* 2007).

De acuerdo con lo mencionado por Pérez-Tris (1999), debería considerarse el uso de los indicadores de manera conjunta para obtener resultados más sólidos acerca de las condiciones fisiológicas en las que se encuentran los individuos. Por ejemplo, el IC (peso/cuerda alar) está intrínsecamente relacionado con el contenido graso, representando la “robustez”. En ese sentido, al cruzar la información del IC con las categorías propuestas por Pyle *et al.* (1987) de grasa acumulada (o la cantidad de grasa excedente), se considera indirectamente el nivel de desarrollo de masa muscular, debido a que como mencionan Jenni y Jenni-Eiermann (1998), la acumulación de grasa será mayor en aves con músculos mejor desarrollados y, por lo tanto, tendrán un mejor rendimiento fisiológico. Considerando que la secuencia de desgaste energético es carbohidratos-grasas-proteínas, se hace referencia a que aquellas aves que presenten buenas reservas de grasa, tendrán un mejor desempeño y no tendrán necesidad de utilizar energía proteínica (contenida en músculos) que pudiera ocasionar una pérdida de peso y por lo tanto una condición física menor.

En la actualidad existe una variedad de estudios realizados acerca de cómo es la respuesta fisiológica de los organismos hacia la presencia de agentes estresores de acuerdo al ambiente donde viven. Los primeros estudios se llevaron a cabo en pollos de gallo doméstico de engorda (Gross y Siegel 1983, Davison *et al.* 1983, Jones 1989, Kannan y Mench 1996) y en gallinas ponedoras (Mashaly *et al.* 1983, Lagadic *et al.* 1990, Davis *et al.* 1999). Los estudios indicaron que los organismos fueron sometidos a diferentes estresores como ayunos prolongados, temperaturas extremas, exposición a agentes tóxicos y deshidratación, hacinamiento y encierro, presentaban altos niveles de la proporción H/L. Posteriormente, se realizaron estudios en poblaciones de fauna silvestre, como en el pingüino de Adéli (Vleck *et al.* 2000) y en el Bobo de patas azules (Vleck 2001), en los

cuales se concluyó que los organismos presentaron mayor nivel de H/L por ayunos prolongados y también en aquéllos que presentaban heridas. Más recientemente, se han realizado estudios experimentales en poblaciones de aves paseriformes, como en *Sturnus vulgaris* expuestos a actividades antropogénicas en general (sonidos, captura y manipulación) (Awerman y Romero 2010), y en polluelos de *Cyanistes caeruleus* y *Parus major* por exposición a temperaturas extremas y baja disponibilidad de alimento (Banbura *et al.* 2013), entre otros. Por otro lado, se ha sugerido que pueden existir mayores números de hemoparásitos en aquellos individuos que presentan altos niveles de H/L como resultado de la temporada de anidación (Ots *et al.* 1998), lo cual muestra que los organismos pudieran ser más susceptibles a enfermedades, aspecto que aún se encuentra en discusión (Krams *et al.* 2010).

Algunos autores han sugerido que, para efectos de conservación de las especies silvestres y en términos de productividad en aves de corral, es necesario conocer también las consecuencias que puede traer consigo la presencia de estrés crónico, es decir, efectos que puedan incidir negativamente en las especies en términos de reproducción (baja calidad del huevo, deficiencia en cantos para atraer a las parejas, baja coloración en plumaje) y sobrevivencia (Spencer *et al.* 2003, Roberts 2004, MacDougall-Shackleton *et al.* 2009, Butler *et al.* 2010).

En México, Villaseñor-Gómez (2006) determinó la composición de las comunidades avifaunísticas, la abundancia relativa de especies y tres indicadores de condición de las aves (peso/cuerda alar, niveles de grasa y proporción H/L) en sitios relativamente conservados y sitios altamente perturbados en tres ríos del estado de Sonora, México; encontró que los valores promedio de los niveles de grasa y de índice de condición (peso/cuerda alar) fueron similares en ambos niveles de perturbación; sin embargo, la proporción de heterófilos/linfocitos (H/L) en muestras de sangre mostró mayor estrés fisiológico en las aves de sitios perturbados. Finalmente sugiere un enfoque más experimental para determinar los factores causales y otros posibles aspectos en la dinámica de la expresión del estrés en glóbulos blancos.

Por medio del uso de los tres indicadores fisiológicos anteriormente planteados, se pretendió determinar e identificar posibles evidencias de respuestas fisiológicas de los

organismos, de forma particular en la región del DMTO y, se compararon estos valores con los obtenidos en un área similar, alejada de los desechos remanentes de las actividades de minería. La hipótesis planteada fue que se esperaba encontrar que aquellos individuos que habitan en los sitios con presencia de desechos mineros, presenten un menor rendimiento fisiológico (índice de condición bajo, baja acumulación de grasa y altos niveles del índice H/L), con respecto al sitio alejado de los sitios con residuos mineros.

MÉTODOS

Para obtener información acerca de la condición fisiológica de las aves, se capturaron individuos mediante redes ornitológicas de tamaño estándar (12 x 2.5 m), manteniéndolas abiertas por seis horas (de 07:00 a 13:00) en las áreas de muestreo, ubicadas en sitios alejados de los remanentes de las actividades mineras (Tratamiento 1 “El Castillo”= T¹) y sitios con presencia de jales (Tratamiento 2 “Mina Dos Estrellas”= T²), durante tres días consecutivos (Hutto *et al.* 1986, Villaseñor-Gómez 2006). Los sitios de estudio se encuentran separados por el Cerro Somera, en los límites entre el Estado de Michoacán y el Estado de México (Fig. 8). De cada individuo capturado, se registró información básica como: 1) identidad de la especie, 2) número de anillo, 3) edad, 4) sexo, 5) osificación del cráneo, 6) parche de incubación, 7) protuberancia cloacal, 8) grasa, 9) muda corporal, 10) muda de vuelo, 11) desgaste de vuelo, 12) plumaje juvenil, 13) peso y 14) cuerda alar, así como el número de red en el que fue capturada, la hora y el estado en el que fue capturada el ave. La edad de los individuos fue determinada de acuerdo a los criterios de Pyle *et al.* (1987) y las categorías de grasa observable en fúrcula y abdomen, de acuerdo con las categorías propuestas por Ralph *et al.* (1996); las aves fueron anilladas para determinar su fidelidad al sitio. Se seleccionaron nueve especies como especies focales teniendo en cuenta criterios de número de muestras disponibles de individuos adultos y su pertenencia a algún grupo funcional (gremio de alimentación) que representa su nivel en la escala trófica.

Para la determinación del perfil leucocitario, se tomaron muestras de sangre mediante una punción en la vena braquial (Fourie y Hattingh 1980, Espín *et al.* 2014); la muestra se extrajo en tubos capilares con heparina como anticoagulante y se realizaron frotis que se secaron y fueron teñidos con colorante de Wright-Giemsa modificado, para ser observadas se utilizó un microscopio óptico, a 1000X y aceite de inmersión (Ots *et al.* 1998, Canfield 1998). Se estimó la proporción de los diferentes tipos de leucocitos, de acuerdo con un conteo de un total de 100 células con ayuda de un contador diferencial de células hematológicas (KitlabDC-11/ DC-22); cada muestra fue observada por duplicado. Es importante señalar que el muestreo de sangre mediante la vena braquial en las aves, no representa daño alguno siempre y cuando se lleve a cabo de la manera correcta (Hoysak y Weatherhead 1991).

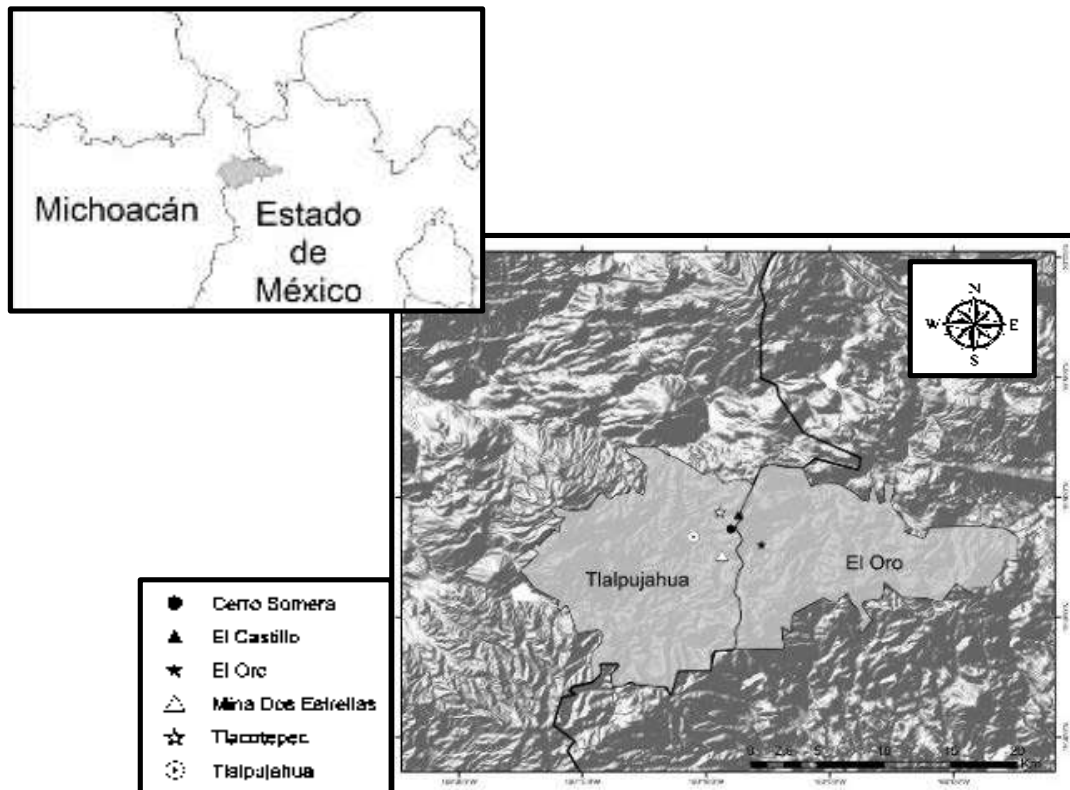


Figura 8. Mapa de localización de los sitios de captura de aves mediante redes de niebla, en las inmediaciones del DMTO (Mapa elaborado por M. Álvarez-Jara 2015).

Se utilizó un modelo lineal generalizado (GLM) univariado, para comparar las medias del Índice H/L por especie, utilizando el sitio (tratamiento) como factor fijo y la cuerda alar como factor de ponderación (IBM SPSS Statistics 20.0.). Debido a que en los muestreos se contó con un número pequeño de muestras (frotis sanguíneos) de algunas de las especies analizadas, y con el fin de definir la existencia de diferencias significativas entre sitios, el intervalo de confianza se disminuyó a un 90%, con una $P \leq 0.1$, de acuerdo con las recomendaciones de Blasco (2011), Button *et al.* (2013) y MacGregor-Fors y Payton (2013). Para realizar este análisis se tomaron en cuenta únicamente los individuos adultos por dos razones principales: 1) el número de muestras para individuos juveniles fue muy bajo, lo que traería consigo un poder estadístico bajo en los análisis y, 2) al hecho de que los individuos adultos tienen mayor posibilidad de mostrar efectos acumulativos por su permanencia en los sitios por mayor tiempo, lo que muestra teóricamente la manifestación

de los efectos de hábitat buscados (Hutton 1981, Zhang y Ma 2011). Los individuos adultos fueron aquéllos que dentro de las categorías de “después del primer año” y “después del segundo año” de vida, mientras que los juveniles fueron los que estuvieron incluidos en los grupos de “primer año” y “segundo año” de vida de acuerdo con las definiciones de Pyle y colaboradores (1987).

Como sugieren Gosler *et al.* (1998), Swanson *et al.* (1999) y Villaseñor-Gómez (2006), el índice de condición (peso/cuerda alar) y la grasa corporal, son algunos de los índices utilizados como indicadores de condición corporal. Se utilizó un modelo lineal generalizado (GLM) univariado, para comparar las medias del Índice de Condición por especie, utilizando el sitio (tratamiento) como factor fijo y la cuerda alar como factor de ponderación (IBM SPSS Statistics 20.0.). Por otra parte, los datos de grasa corporal se usaron como una variable categórica a la cual se le aplicó el estadístico de Wald (Wald X^2) derivado de un modelo de regresión ordinal no paramétrica, bajo el mismo factor y la misma ponderación (Guizan y Harrel 2000). Todos los análisis fueron realizados utilizando el programa estadístico IBM SPSS Statistics 20.0

RESULTADOS

A lo largo del periodo de muestreo y con un esfuerzo total de 3,516 horas/red, se capturaron y anillaron 839 individuos pertenecientes a 62 especies. El total de frotis sanguíneos logrados fue de 546. Se analizaron un total de 269 frotis, pertenecientes a nueve de las especies que contaron con al menos diez muestras (cinco muestras por sitio de muestreo). Estas especies fueron *Atlapetes pileatus*, *Catharus occidentalis*, *Empidonax occidentalis*, *Hylocharis leucotis*, *Junco phaeonotus*, *Oreothlypis celata*, *Pheucticus melanocephalus*, *Regulus calendula* y *Turdus migratorius*.

Se calculó el porcentaje de eventos de recaptura para estas especies seleccionadas, encontrando que el sitio alejado de los residuos mineros (T^1 = El Castillo), contó con mayor porcentaje de recapturas (18%), en comparación con el sitio con presencia de residuos mineros (T^2 = Mina Dos Estrellas), en el que el porcentaje de recapturas fue menor (11%). En ambos casos, la especie que obtuvo mayor número de recapturas fue la especie *Junco phaeonotus* (T^1 = 47%, T^2 = 38%), lo cual es indicativo de una importante fidelidad al sitio (Cuadro 8). Todas las recapturas representaron individuos anillados en el mismo sitio de estudio, y no hubo recapturas correspondientes al sitio representante del otro tratamiento. Por ello, se asume que los individuos muestreados presentan fidelidad al sitio y que los resultados que se muestran a continuación, reflejan características propias del sitio de muestreo. Por otra parte, debido al número limitado de muestras, no se consideró el análisis de diferencias en los periodos del ciclo anual (estacionalidad), por lo que el análisis representa el total de las muestras obtenidas durante todo el ciclo de trabajo.

Con respecto al Índice de Condición (IC), los resultados sugieren que ocho de las nueve especies analizadas no muestran diferencias de IC entre sitios, siendo la excepción la especie visitante de invierno *Regulus calendula*, que presenta diferencias significativas marginales ($P= 0.059$), mostrando un índice de condición mayor en el sitio de muestreo El Castillo (T^1) (Cuadro 9).

Cuadro 8. Porcentaje de recapturas de individuos de las especies focales por sitio de muestreo.

Especie	El Castillo Capturas (Recapturas)	El Castillo Porcentaje recapturas	Mina Dos Estrellas Capturas (Recapturas)	Mina Dos Estrellas Porcentaje recapturas
<i>Atlapetes pileatus</i>	5 (0)	0	11 (4)	36
<i>Catharus occidentalis</i>	20 (9)	45	15 (3)	20
<i>Empidonax occidentalis</i>	12 (3)	25	7 (2)	29
<i>Hylocharis leucotis</i>	86 (1)	1	129 (1)	1
<i>Junco phaeonotus</i>	43 (20)	47	26 (10)	38
<i>Oreothlypis celata</i>	14 (4)	29	13 (2)	15
<i>Pheucticus melanocephalus</i>	18 (1)	6	11 (1)	9
<i>Regulus calendula</i>	8 (1)	13	6 (0)	0
<i>Turdus migratorius</i>	20 (1)	5	16 (2)	13
Total	226 (40)	18	234 (25)	11

Cuadro 9. Índice de Condición (IC) de las especies analizadas. En general no hubo diferencias significativas entre sitios, con excepción de *Regulus calendula* (*) que mostró diferencias marginales, sugiriendo mejor IC en el sitio alejado de los remanentes de actividades mineras El Castillo (T¹) (ANOVA univariado, P≤0.1, IBM SPSS Statistics 20.0).

Especie	n	T ¹ Media IC (EE)	T ² Media IC (EE)	F	P
<i>Atlapetes pileatus</i>	15	0.329 (0.055)	0.323 (0.048)	0.301	0.593
<i>Catharus occidentalis</i>	23	0.291 (0.037)	0.283 (0.062)	1.012	0.326
<i>Empidonax occidentalis</i>	11	0.153 (0.023)	0.158 (0.021)	1.156	0.310
<i>Hylocharis leucotis</i>	30	0.064 (0.012)	0.065 (0.008)	0.148	0.704
<i>Junco phaeonotus</i>	52	0.264 (0.029)	0.278 (0.105)	1.775	0.189
<i>Oreothlypis celata</i>	20	0.132 (0.019)	0.143 (0.137)	0.526	0.478
<i>Pheucticus melanocephalus</i>	23	0.408 (0.102)	0.403 (0.056)	0.149	0.703
<i>Regulus calendula</i>	9	0.102 (0.020)*	0.093 (0.021)	5.072	0.059*
<i>Turdus migratorius</i>	32	0.530 (0.077)	0.553 (0.175)	2.441	0.129

Considerando el Índice H/L, los resultados sugieren que existen diferencias significativas en cinco de las nueve especies analizadas: *Empidonax occidentalis* (P=0.036), *Hylocharis leucotis* (P=0.001), *Junco phaeonotus* (P=0.008), *Pheucticus melanocephalus* (P=0.017) y *Turdus migratorius* (P=0.015). Para todos los casos (con excepción de *Oreothlypis celata*), la media del Índice H/L es mayor en el sitio con remanentes de actividades de extracción minera en Mina Dos Estrellas (T²) (Cuadro 10).

Cuadro 10. Análisis del Índice de H/L para las especies focales por sitio de muestreo. Las especies marcadas (*) mostraron diferencias significativas y presentaron niveles más elevados de Índice de H/L en el sitio de muestreo Mina Dos Estrellas (T²) (ANOVA univariado, P≤0.1, IBM SPSS Statistics 20.0).

Especie	H/L (T ¹)		H/L (T ²)		F	P	
	n total	n	Media (EE)	n			Media (EE)
<i>Atlapetes pileatus</i>	15	5	0.490 (1.72)	10	0.525 (1.08)	0.020	0.889
<i>Catharus occidentalis</i>	23	15	0.608 (1.78)	8	1.003 (2.85)	1.271	0.272
<i>Empidonax occidentalis</i>	11	7	1.060 (2.79)	4	2.878 (6.56)*	6.092	0.036*
<i>Hylocharis leucotis</i>	70	31	0.455 (0.12)	39	1.040(0.11)*	11.771	0.001*
<i>Junco phaeonotus</i>	52	35	0.445 (0.87)	17	1.475 (4.31)*	7.620	0.008*
<i>Oreothlypis celata</i>	20	11	1.023 (3.78)	9	0.699 (0.91)	0.356	0.558
<i>Pheucticus melanocephalus</i>	23	14	0.590 (1.60)	9	2.162 (7.10)*	6.696	0.017*
<i>Regulus calendula</i>	9	4	0.589 (1.99)	5	1.376 (4.07)	1.409	0.274
<i>Turdus migratorius</i>	32	19	0.396 (0.93)	13	1.963 (8.33)*	6.660	0.015*

Con respecto al nivel de grasa, los análisis mostraron que *Empidonax occidentalis* y *Pheucticus melanocephalus* son las únicas dos especies que mostraron diferencias significativas entre tratamientos (P= 0.027 y P= 0.074, respectivamente), al presentar en promedio un nivel mayor de grasa en el sitio de muestreo El Castillo (Cuadro 11).

Cuadro 11. Análisis de las categorías de grasa corporal por sitio de muestreo. Las especies marcadas (*) mostraron diferencias significativas, presentando niveles más elevados de grasa corporal en el sitio de muestreo El Castillo (T¹) (X²Wald, P≤0.1, IBM SPSS Statistics 20.0)

Especie	n total	Grasa (T ¹)		Grasa (T ²)		X ² Wald	P
		n	Media (EE)	n	Media (EE)		
<i>Atlapetes pileatus</i>	15	5	1.200 (0.374)	10	1.400 (0.305)	0.156	0.693
<i>Catharus occidentalis</i>	23	15	1.070 (0.153)	8	1.000 (0.189)	0.080	0.777
<i>Empidonax occidentalis</i>	11	7	1.000 (0.000)*	4	0.500 (0.289)	4.886	0.027*
<i>Hylocharis leucotis</i>	70	31	0.890 (0.186)	39	0.730 (0.141)	0.219	0.64
<i>Junco phaeonotus</i>	52	35	1.290 (0.151)	17	1.120 (0.146)	0.259	0.611
<i>Oreothlypis celata</i>	20	11	1.180 (0.182)	9	1.560 (0.338)	0.77	0.380
<i>Pheucticus melanocephalus</i>	23	14	1.430 (0.173)*	9	1.000 (0.167)	3.193	0.074*
<i>Regulus calendula</i>	9	4	1.000 (0.408)	5	1.600 (0.510)	0.914	0.339
<i>Turdus migratorius</i>	32	19	1.110 (0.169)	13	1.000 (0.160)	0.226	0.635

Al cruzar la información sugerida por los análisis estadísticos de los tres indicadores fisiológicos, se observaron dos patrones de respuesta. El primero muestra que tres de las cinco especies analizadas, únicamente presentaron diferencias significativas en el Índice H/L; estas especies corresponden a *Hylocharis leucotis*, *Junco phaeonotus* y *Turdus migratorius*, casos en los que el nivel alto del Índice H/L se presentó en el sitio de muestreo Mina Dos Estrellas (Fig. 9, 10 y 11). El segundo patrón sugiere que dos de las cinco especies analizadas presentaron diferencias significativas tanto en el Índice de H/L así como en el nivel de grasa acumulada. Estas especies corresponden a *Empidonax occidentalis* y *Pheucticus melanocephalus*; en ambos casos los individuos que presentaron altos niveles de H/L en Mina Dos Estrellas (T²), mostraron bajo nivel de acumulación de grasa, y contrariamente, aquellos individuos que presentaron bajos niveles de H/L en El Castillo (T¹), presentaron altos niveles de acumulación de grasa (Fig.12 y 13).



Nombre científico: *Hylocharis leucotis*
Nombre común: Zafiro oreja blanca
Estacionalidad: Residente permanente
Gremio alimenticio: Nectarívoro-insectívoro

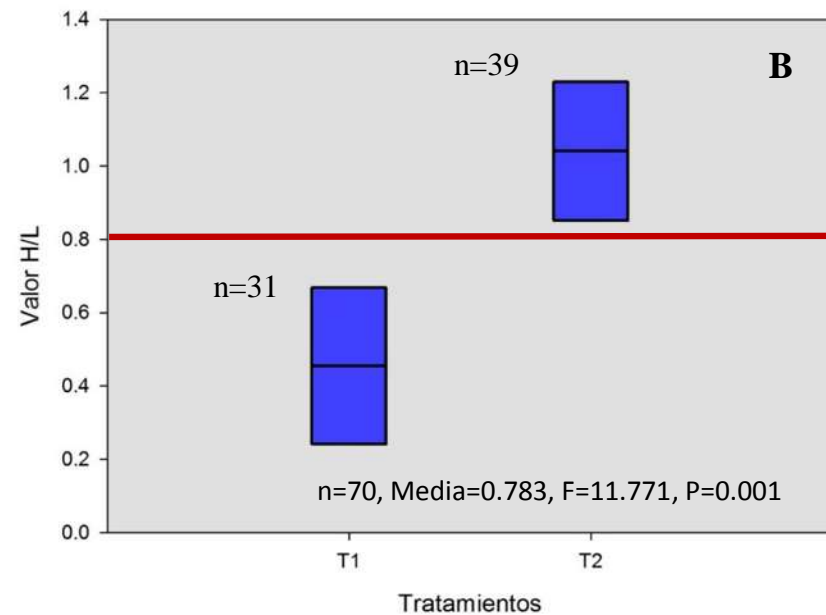
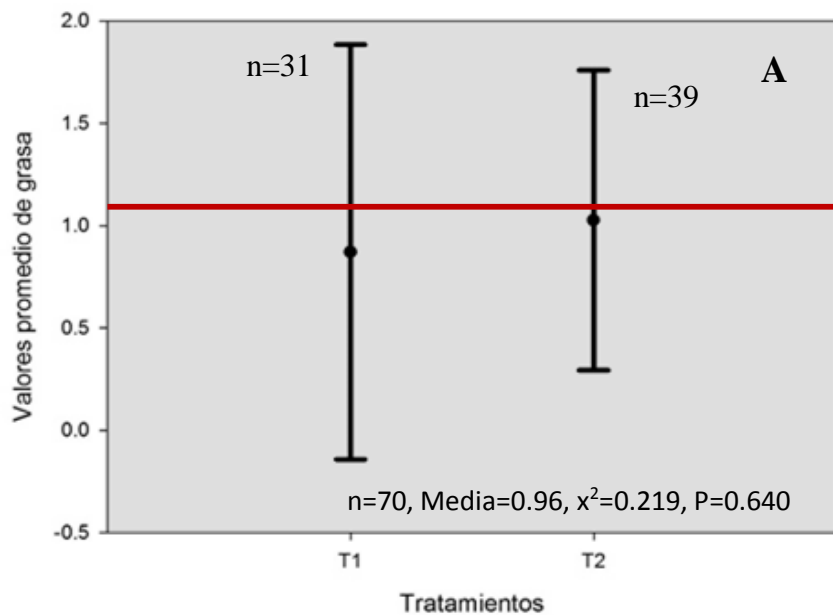


Figura 9. Indicadores fisiológicos de la especie Zafiro oreja blanca (*Hylocharis leucotis*). Este patrón muestra que los individuos habitantes en El Castillo y en Mina Dos Estrellas, no presentan diferencias significativas en la acumulación de grasa en fúrcula y abdomen (A). Sin embargo, se observa que los individuos que habitan en El Castillo presentan un nivel de H/L menor que los que habitan en los sitios relacionados con la presencia de jales (Mina Dos Estrellas) (B). Esto sugiere diferencias y un efecto de sitio en los indicadores de rendimiento fisiológico de los individuos (T¹= El Castillo, T²= Mina Dos Estrellas, línea roja representa la media).



Nombre científico: *Junco phaeonotus*
Nombre común: Junco ojo de lumbre
Estacionalidad: Residente permanente
Gremio alimenticio: Omnívoro

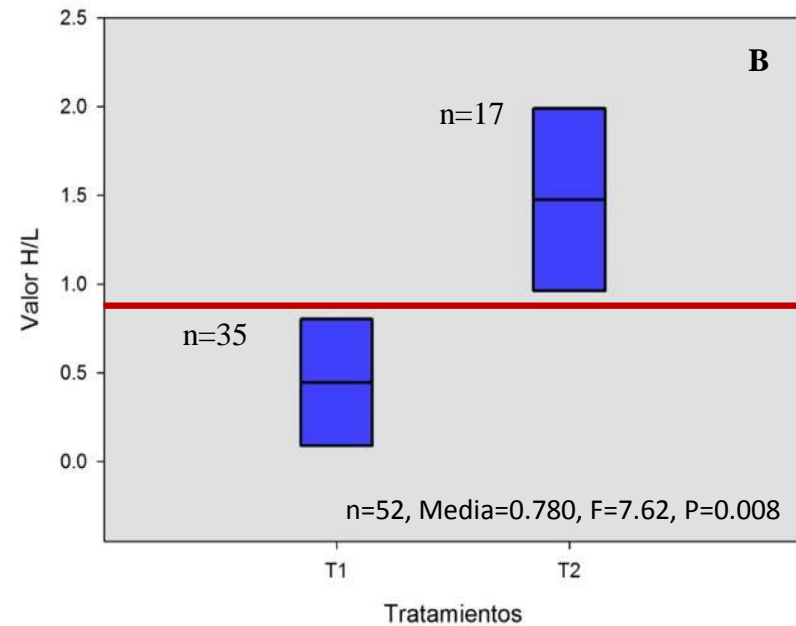
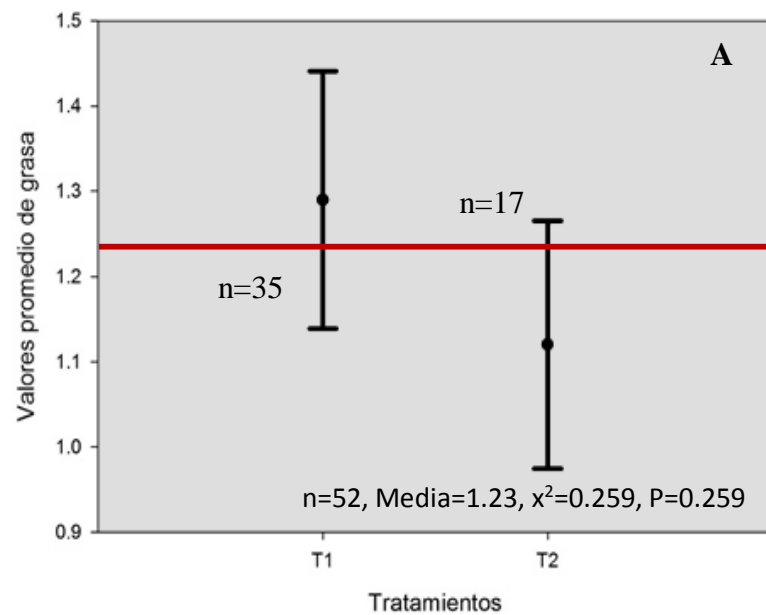


Figura 10. Indicadores fisiológicos de la especie (*Junco phaeonotus*). Este patrón muestra que los individuos habitantes en El Castillo y en Mina Dos Estrellas, no presentan diferencias significativas en la acumulación de grasa en fúrcula y abdomen (A). Sin embargo, se observa que los individuos que habitan en El Castillo presentan un nivel de H/L menor que los que habitan en los sitios relacionados con la presencia de jales (Mina Dos Estrellas) (B). Esto sugiere diferencias y un efecto de sitio en los indicadores de rendimiento fisiológico de los individuos (T^1 = El Castillo, T^2 = Mina Dos Estrellas, línea roja representa la media).



Nombre científico: *Turdus migratorius*
Nombre común: Mirlo primavera
Estacionalidad: Residente permanente
Gremio alimenticio: Frugívoro/insectívoro

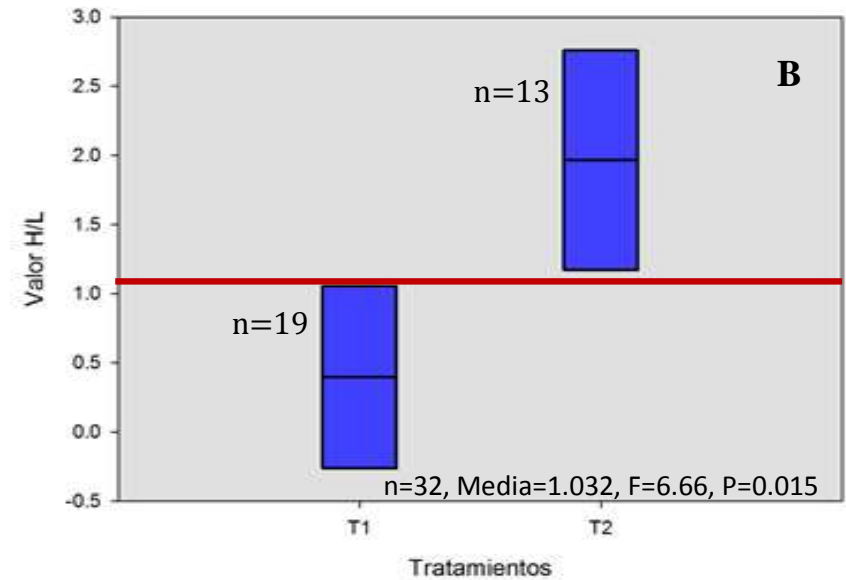
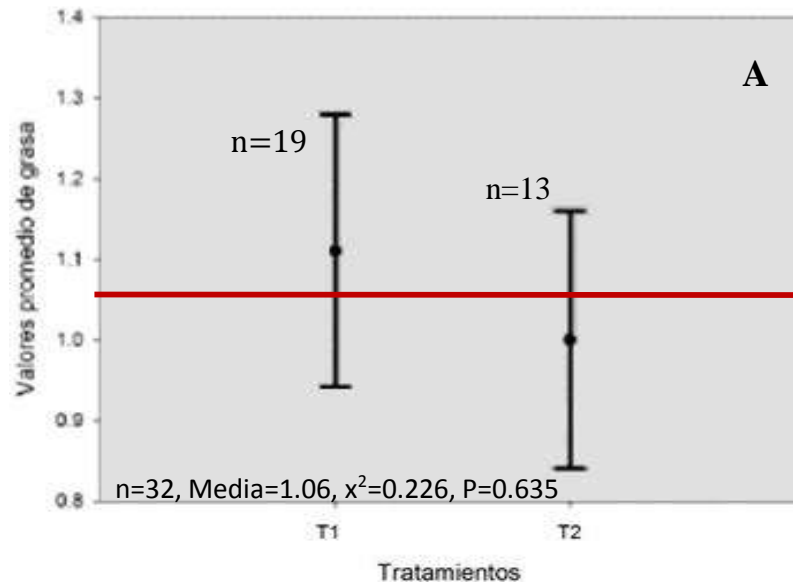


Figura 11. Indicadores fisiológicos de la especie Mirlo primavera (*Turdus migratorius*). Este patrón muestra que los individuos **habitantes** en El Castillo y en La Mina Dos Estrellas, no presentan diferencias significativas en la acumulación de grasa en fúrcula y abdomen (A). Sin embargo, se observa que los individuos que habitan en El Castillo presentan un nivel de H/L menor que los que habitan en los sitios relacionados con la presencia de jales (La Mina Dos Estrellas) (B). Esto sugiere diferencias y un efecto de sitio en los indicadores de rendimiento fisiológico de los individuos (T¹= El Castillo, T²= La Mina Dos Estrellas, línea roja representa la media).



Nombre científico: *Empidonax occidentalis*

Nombre común: Mosquero barranqueño

Estacionalidad: Residente permanente

Gremio alimenticio: Insectívoro

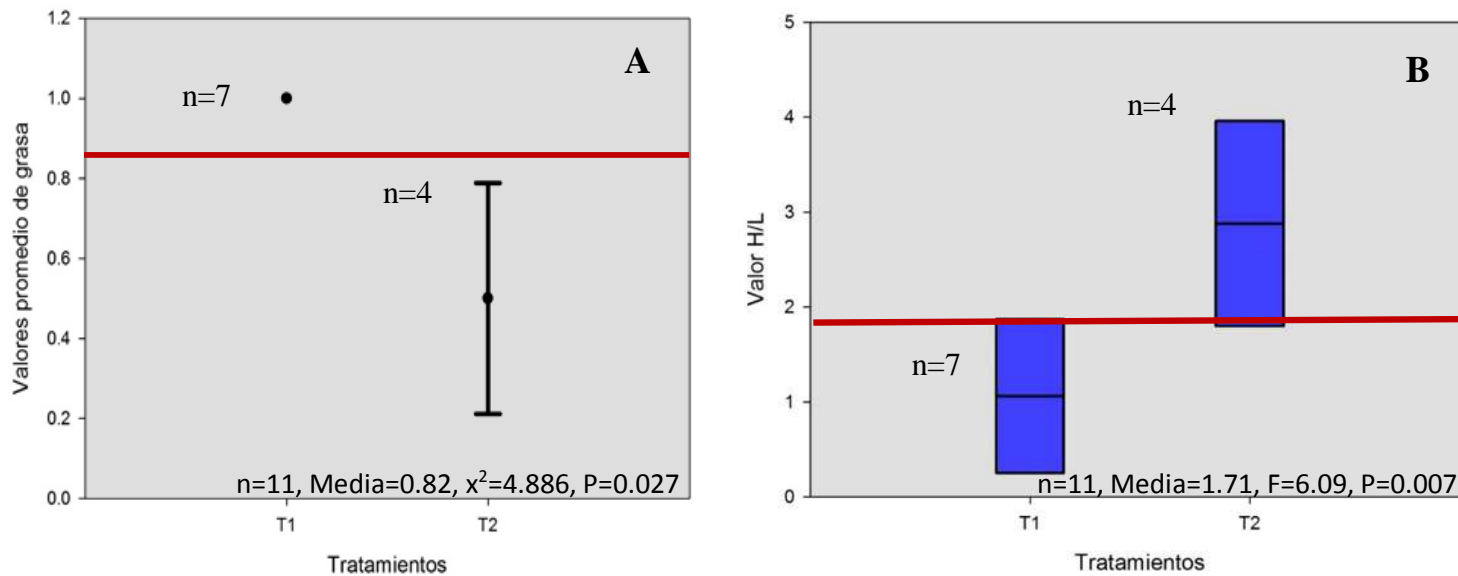


Figura 12. Indicadores fisiológicos de la especie Mosquero barranqueño (*Empidonax occidentalis*). Este patrón muestra que los individuos que habitan en el sitio de muestreo El Castillo, presentan una acumulación de grasa significativamente mayor que aquellos individuos que habitan en la Mina Dos Estrellas (A). El Índice H/L presenta mayores niveles en los individuos que habitan en la Mina Dos Estrellas, con respecto a los de El Castillo (B). Esto sugiere que los individuos que habitan en la región con la presencia de jales, presentan un menor desempeño que aquellos que viven en El Castillo (T¹= El Castillo, T²= La Mina Dos Estrellas, línea roja representa la media).



Nombre científico: *Pheucticus melanocephalus*

Nombre común: Picogordo tigrillo

Estacionalidad: Residente permanente

Gremio alimenticio: Omnívoro

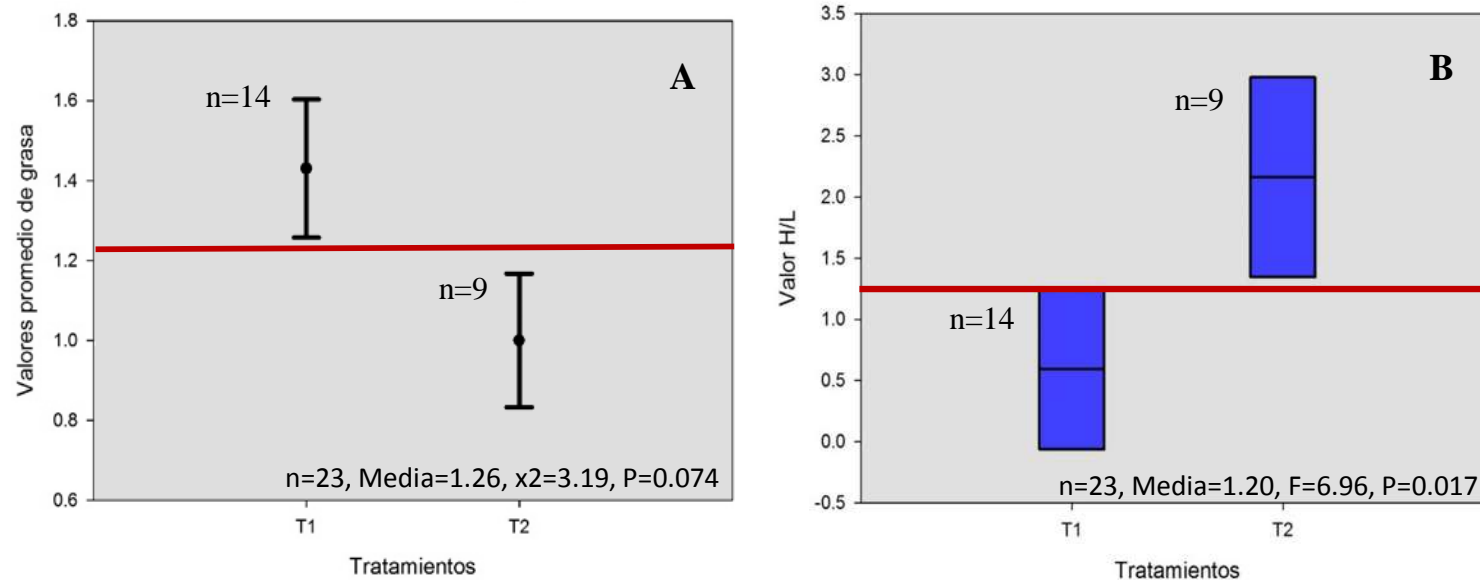


Figura 13. Indicadores fisiológicos de la especie Picogordo tigrillo (*Pheucticus melanocephalus*). Este patrón muestra que los individuos que habitan en el sitio de muestreo El Castillo, presentan una acumulación de grasa significativamente mayor que aquellos individuos que habitan en la Mina Dos Estrellas (A). El Índice H/L presenta mayores niveles en los individuos que habitan en la Mina Dos Estrellas, con respecto a los de El Castillo (B). Esto sugiere que los individuos que habitan en la región con la presencia de jales, presentan un menor desempeño que aquellos que viven en El Castillo (T¹= El Castillo, T²= La Mina Dos Estrellas, línea roja representa la media).

DISCUSIÓN

El presente estudio fue realizado bajo un enfoque pseudo-experimental, en un ambiente asociado a un distrito minero que a lo largo del tiempo ha sufrido diversas modificaciones e impactos negativos propios de las actividades mineras. En términos de recuperación de la vegetación, de presencia de residuos mineros, así como de diversas actividades antropogénicas propias de la localidad, se destaca que las comunidades de aves están sujetas a un ambiente con múltiples elementos que se asume podrían fungir como estresores crónicos.

El análisis de los indicadores fisiológicos (IC, índice H/L y grasa acumulada), permitió determinar tres patrones, los cuales corresponden a:

1) individuos que no mostraron diferencias significativas en ninguno de los tres indicadores de las especies *Atlapetes pileatus*, *Catharus occidentalis* y *Oreothlypis celata*;

2) individuos que presentaron diferencias significativas únicamente en el Índice H/L, las cuales corresponden a las especies *Hylocharis leucotis*, *Junco phaeonotus* y *Turdus migratorius*; y

3) especies que presentaron diferencias significativas en dos indicadores (Índice H/L y grasa acumulada), las cuales corresponden a *Empidonax occidentalis* y *Pheucticus melanocephalus*.

En general, los patrones en los que se encontraron diferencias significativas, sugieren que los individuos que habitan en el sitio con desechos mineros acumulados “Mina Dos Estrellas”, muestran diferencias en la respuesta fisiológica, por lo que se asume existen elementos o factores que pudieran ocasionar un efecto fisiológico en estos individuos (Cuadro 12).

Los resultados obtenidos para las especies *Empidonax occidentalis* y *Pheucticus melanocephalus*, que se asume presentan un menor rendimiento fisiológico al presentar bajos niveles de acumulación de grasa y niveles elevados del Índice H/L en los sitios con presencia de residuos mineros (Mina Dos Estrellas), pudieran estar relacionados con la

Cuadro 12. Resumen de los indicadores fisiológicos en especies focales con respecto a su respuesta a la presencia de residuos mineros. (Ns= diferencias no significativas, ↓=disminución significativa del nivel del indicador, ↑=incremento significativo del nivel del indicador).

Especie	Índice de Condición	Grasa	Índice H/L
<i>Atlapetes pileatus</i>	Ns	Ns	Ns
<i>Catharus occidentalis</i>	Ns	Ns	Ns
<i>Empidonax occidentalis</i>	Ns	↓	↑
<i>Hylocharis leucotis</i>	Ns	Ns	↑
<i>Junco phaeonotus</i>	Ns	Ns	↑
<i>Oreothlypis celata</i>	Ns	Ns	Ns
<i>Pheucticus melanocephalus</i>	Ns	↓	↑
<i>Regulus calendula</i>	↓	Ns	Ns
<i>Turdus migratorius</i>	Ns	Ns	↑

presencia de niveles de contaminantes potencialmente tóxicos. Un estudio realizado por Baos *et al.* (2006), en juveniles de *Ciconia ciconia* expuestos a elementos potencialmente tóxicos [Zinc (Zn), Plomo (Pb), Cobre (Co), Cadmio (Cd) y Arsénico (As)], concluyó que la exposición a niveles subletales de contaminantes (particularmente el plomo), pueden ocasionar alteraciones en la respuesta adrenocortical lo que apoya la idea de una función del eje HPA comprometida; estas respuestas pueden ser indicadores útiles de la exposición a materiales tóxicos en organismos de vida silvestre, lo que modificaría la expresión del índice H/L como se ha detectado en las especies mencionadas anteriormente en este estudio.

A pesar de que se conoce que la variación en el índice H/L puede ser provocada por la constante presencia de glucocorticoides (estrés crónico), existen otros factores que pueden ser responsables de diferencias en las proporciones de los tipos de leucocitos

(particularmente heterofilia y linfopenia, Cuadro 13). Por lo anterior, determinar los niveles de glucocorticoides de manera inicial (línea base) y realizarlo nuevamente en un periodo posterior, proporcionaría información de un posible cambio hormonal que pueda reflejar el estado fisiológico de los individuos.

Cuadro 13. Factores que pueden provocar cambios en la proporción de heterófilos y linfocitos circulantes en aves. Modificado de Latimer y Bienzle (2010).

Estado fisiológico	Factores causales
Heterofilia	Infecciones bacterianas, virales, fúngicas y parasitarias Destrucción tisular y necrosis (como en el caso de trombosis e infarto al miocardio, inflamación) Glucocorticoides (corticosteroides) y estrógenos Estrés agudo o crónico, patógenos externos, hemorragia y enfermedad hemolítica.
Linfopenia	Presencia de infecciones agudas Glucocorticoides (corticosteroides) inducidos provocados por estrés agudo y crónico Inmunosupresión (fármacos y radiación)

Como algunas investigaciones lo han demostrado, los glucocorticoides son hormonas que forman parte de eventos fisiológicos importantes en el ciclo de vida de los individuos y pueden verse modificados de manera natural ante eventos como la reproducción (con diferencias en periodos prenatal, posnatal, y cuidado parental de los progenitores) (Hofer y East 1998, Spencer *et al.* 2009, Goutte *et al.* 2010), desarrollo (crecimiento) (Lupien *et al.* 2009, Charil *et al.* 2010), migración y cambio de plumaje (Buehler *et al.* 2008), otros eventos como parasitismo (Ots *et al.* 1998), estrés social y agresividad (individuos sometidos a niveles jerárquicos) (Carere *et al.* 2003), dolor (Moneva *et al.* 2008), efectos antropogénicos (Müllner *et al.* 2004), cambios de uso de suelo (Ruiz *et al.* 2002), e incluso eventos sorprendentes o nuevos que puedan manifestarse por primera vez en presencia de los individuos (eventos “desconocidos”) (Apanius 1998).

Asimismo, es sabido que los niveles de glucocorticoides pueden modificarse drásticamente como respuesta a la manipulación o método de captura que se esté empleando (Cook *et al.* 2000); fisiólogos experimentales han sugerido que los niveles de corticosterona en sangre pueden elevarse rápidamente (en segundos y/o minutos) al manipular a los individuos (Vleck *et al.* 2000, Cirule *et al.* 2012). El protocolo de monitoreo utilizando redes de niebla para la captura de aves, no exime del estrés agudo temporal a las aves que han sido capturadas. En ese sentido, la obtención de muestras sanguíneas después de la captura, a pesar de realizarse de forma rápida, reflejará niveles elevados de corticosterona en plasma resultado del estrés agudo. Con base en lo anterior, el conteo leucocítico en frotis sanguíneos se sugiere como un mejor indicador fisiológico en estudios de campo, debido a que los cambios leucocíticos provocados por estrés agudo se reflejan entre 60 y 120 minutos posteriores a la captura (Cirule *et al.* 2012), minimizando el sesgo por manipulación.

Una amplia revisión bibliográfica realizada por Romero (2002), explica que a lo largo del año existe variación en la línea base de corticosterona en diferentes grupos de vertebrados, de acuerdo con la temporada reproductiva en general y el cambio de plumaje para la reproducción y migración específicamente para las aves. Asumiendo que éste fuera el caso, y que el efecto estacional se diera de igual manera en los dos sitios de estudio en ausencia de cualquier otro factor con influencia en el desempeño fisiológico, las variaciones a lo largo del año se presentarían de la misma forma en ambos tratamientos. Sin embargo, independientemente de no haber considerado por limitaciones del trabajo un diseño que permitiera controlar el efecto de estacionalidad, la variación en el Índice H/L encontrada en cinco especies, muestra una tendencia hacia niveles altos únicamente en el sitio con residuos mineros; por ello, se asume que en realidad existe un efecto de sitio.

Por otro lado, al no encontrarse diferencias en el *índice de condición* entre los sitios muestreados, se asume que las comunidades de aves habitantes en la región del DMTO no reflejan un efecto negativo tan intenso que pudiera estar incidiendo en la relación de masa y tamaño.

La interpretación de estudios ecofisiológicos puede resultar hasta cierto modo difícil, debido a que en el hábitat donde se desempeñan las aves silvestres, pueden existir

diversas variables que inciden en la respuesta fisiológica y hormonal en los individuos. Existe una gran controversia acerca del uso de un método pseudo-experimental por parte de los fisiólogos debido a la ausencia de líneas base que permitan su comparación, oportunidad que ofrece el hacerlo bajo un método experimental controlado. Una de las evidencias de ello, es lo mencionado por Villaseñor (2006), quien a pesar de haber encontrado evidencias de desempeño fisiológico indicativo de estrés crónico en las especies asociadas a sitios perturbados a lo largo de un sistema ribereño en el norte de México, no tuvo posibilidad de asignarlo a ningún factor específico que pudiera estar provocándolo.

Por otra parte, existe una polémica acerca de posibles beneficios del estrés en aves de vida silvestre en términos de supervivencia, de tal forma que los individuos que presentan niveles de glucocorticoides y valores de H/L elevados, estarán mejor adaptados a hacer frente a diversos factores que perciban como estresores (Martin 2009).

A pesar de las dificultades implícitas en este tipo de trabajos y las polémicas de interpretación existentes, los resultados del trabajo mostrados en este capítulo representan la línea base para futuros estudios en términos comparativos y, con el propósito de encontrar resultados más robustos y una posible causa para dichas respuestas fisiológicas, se sugiere en casos similares la realización de estudios enfocados al análisis de factores que pudieran ejercer efectos negativos en los individuos, como es la presencia de elementos potencialmente tóxicos en el ambiente, característicos de la región y de otras zonas expuestas a los impactos derivados de la actividad minera. La existencia de residuos mineros expuestos a cielo abierto, ofrecen una oportunidad para el estudio de la relación de las respuestas fisiológicas de las aves, en términos de su exposición a elementos contaminantes que pudieran ser bioacumulables, como es el caso de las condiciones presentes en el DMTO.

CONCLUSIONES

Los resultados de este trabajo han permitido determinar e identificar evidencias de respuestas fisiológicas de los organismos en la región del DMTO expuestos a la presencia de desechos remanentes de las actividades de minería. La cantidad de grasa y el índice H/L como indicadores fisiológicos muestran la existencia de factores que provocan diferencias en las respuestas fisiológicas de cinco de las nueve especies de aves estudiadas (*Hylocharis leucotis*, *Junco phaeonotus*, *Turdus migratorius*, *Empidonax occidentalis* y *Pheucticus melanocephalus*). Como se indicó en la hipótesis planteada, se encontró que aquellos individuos de algunas especies que habitan en los sitios con presencia de desechos mineros, presentaron evidencias de un rendimiento fisiológico más pobre con respecto al sitio alejado de los sitios con residuos mineros.

Los patrones encontrados en el comportamiento de la acumulación de grasa y los valores del índice H/L, revelan la existencia de factores causales que actúan de forma diferenciada en los tratamientos estudiados. No obstante, hasta el momento no se cuenta con fundamentos para asegurar que las diferencias encontradas en el rendimiento se deban a los efectos provocados por los remanentes de la actividad minera en el sitio de estudio, para lo cual sería deseable buscar la existencia de correlaciones entre los indicadores usados y algunos elementos químicos potencialmente tóxicos presentes en la región, que se acumulan gradualmente en los tejidos de los organismos por la dificultad o imposibilidad de ser desechados a falta de mecanismos fisiológicos para ello. Por otra parte, pudiera interpretarse que al no existir diferencias en los valores del índice de condición entre los individuos estudiados en los dos tratamientos, podría indicar la inexistencia de efectos; sin embargo, al encontrar evidencia de los mismos con los otros indicadores usados, podría representar que los factores causales no han tenido la intensidad suficiente como para provocar la respuesta esperada.

La modificación que ha existido históricamente en el ecosistema asociado a la región del DMTO, a lo largo de casi 150 años de extracción minera en su periodo más reciente, ofrece una variedad de elementos que pueden estar incidiendo en el desempeño y

bienestar de la avifauna. Por ello, este estudio se complementó con la determinación de las concentraciones de elementos tóxicos que pudieran estar presentes en los jales, correlacionándolo con los indicadores de condición de las aves usados en la presente investigación.

LITERATURA CITADA

- Al Murrani, W., A. Kassab, H. Al Sam, y A. Al Athari. 1997. **Heterophil/lymphocyte ratio as a selection criterion for heat resistance in domestic fowls.** *British Poultry Science* 38:159-163.
- Apanius, V. 1998. **Stress and immune defense.** Páginas: 133-153. *En: Stress and Behavior, Advances in the Study of Behavior.* P. Moller, M. Milinski y P. J. B. Slater (Eds.). Academic Press, San Diego, California, USA.
- Averbeck, C. 2007. **Haematology and blood chemistry of healthy and clinically abnormal great black-backed gulls (*Larus marinus*) and herring gulls (*Larus argentatus*).** *Avian Pathology* 21:215-223.
- Awerman, J. L. y L. M. Romero. 2010. **Chronic psychological stress alters body weight and blood chemistry in European starlings (*Sturnus vulgaris*).** *Comparative Biochemistry and Physiology* 156:136-142.
- Axelrod, J. y T. D. Reisine. 1984. **Stress hormones: their intercation and regulation.** *Science* 224:452-459.
- Banbura, J., J. Skwarska, M. Banbura, M. Gladalski, M. Holysz, A. Kalinski, M. Markowski, J. Wawrzyniak, y P. Zielinski. 2013. **Spatial and temporal variation in Heterophil-to Lymphocyte ratios of nestling passerine birds: comparison of Blue Tits and Great Tits.** *PLoS ONE* 8:1-8.
- Baos, R., J. Bias, G. R. Bartolotti, T. Marchant, y F. Hiraldo. 2006. **Adrenocortical response to stress and thyroid hormone status in free-living nestling White Storks (*Ciconia ciconia*) exposed to heavy metal and arsenic contamination.** *Environmental Health Perspectives* 114:1497-1501.
- Baos, R., J. Blas, F. Hiraldo, G. Gómez, B. Jiménez, M.J. González, V. Benito, D. Velez y R. Montoro. 2002. **Niveles de Metales Pesados y Arsénico en las aves de Doñana y su entorno tras el vertido de las Minas de Aznalcóllar. Efecto a nivel de individuo e impacto en las poblaciones.** *Ciencia y Restauración del Río Guadiamar* 1, 210-225.
- Bauer, C. M., L. W. Glassman, N. E. Cyr, y L. M. Romero. 2011. **Effects of predictable and unpredictable food restriction on the stress response in molting and non-molting European starlings (*Sturnus vulgaris*).** *Comparative Biochemistry and Physiology. Part A: Molecular and Integrative Physiology* 160:390-399.

- Beuving, G., R. B. Jones, y H. J. Blokhuis. 1989. **Adrenocortical and heterophil/lymphocyte responses to challenge in hens showing short or long tonic immobility reactions.** *British Poultry Science* 30:175-184.
- Blas, J., R. Baos, G. R. Bartolotti, T. Marchant, y F. Hiraldo. 2005. **A multi-tier approach to identifying environmental stress in altricial nestling birds.** *Functional Ecology* 19:315-322.
- Blasco, A. 2011. **La significación es irrelevante y los P-values engañosos. ¿Qué hacer?** *Información Técnica Económica Agraria* 107:48-58.
- Blaxter, K. 1989. **Energy metabolism in animals and man.** Primera edición. University Press, Cambridge, Great Britain.
- Breuner, C. W., M. Orchinik, T. P. Hahn, S. L. Meddle, I. T. Moore, N. T. Owen-Ashley, T. S. Sperry, y J. C. Wingfield. 2003. **Differential mechanisms for regulation of stress response across latitudinal gradients.** *Am J Physiol Regul Integr Comp Physiol* 285:594-600.
- Brown, M. E. 1996. **Assessing body condition in birds.** *Current Ornithology* 13:67-135.
- Bryant, D. M. 1988. **Energy expenditure and body mass changes as measures of reproductive costs in birds.** *Functional Ecology* 2:23-34.
- Buehler, D. M., T. Piersma, K. Matson, y B. I. Tieleman. 2008. **Seasonal redistribution of immunefunction in a migrant shorebird: annual-cycle effects override adjustments to thermal regime.** *The American Naturalist* 172:783-796.
- Butler, M. W., L. L. Leppert, y A. M. Jr. Dufty. 2010. **Effects of small increases in corticosterone levels on morphology, immune function, and feathers development.** *Physiological and Biochemical Zoology: Ecological and Evolutionary Approaches* 83:78-86.
- Button, K. S., J. P. A. Ioannidis, C. Mokrysz, B. A. Nosek, J. Flint, E. S. J. Robinson, y Munafò. 2013. **Power failure: why small sample size undermines the reliability of neuroscience.** *Neuroscience* 14:365-376.
- Campbell, T.W. 1995. **Avian hematology and cytology.** Iowa State University Press, Ames, Iowa.
- Canfield, P. J. 1998. **Comparative cell morphology in peripheral blood film exotic and native animals.** *Australian Veterinary Journal* 76:793-800.
- Carere, C., T. G. G. Groothuis, E. Möstl, S. Daan, y J. M. Koolhaas. 2003. **Fecal corticosteroids in a territorial bird selected for different personalities: daily rhythm and the response to social stress.** *Hormones and Behavior* 43:540-548.

- Charil, A., D. P. Laplante, C. Vaillancourt, y S. King. 2010. **Prenatal stress and brain development.** *Brain Research Reviews* 65:56-79.
- Cirule, D., T. Krama, J. Vrublevska, M. J. Rantala, y I. Krams. 2012. **A rapid effect of handling on count of white blood cells in a wintering passerine bird: a more practical measure of stress?** *J Ornithol* 153:161-166.
- Clever, J. A. y A. I. E. Quaglia. 2009. **Comparative morphology, development, and function of blood cells in nonmammalian vertebrates.** *Journal of Exotic Pet Medicine* 18:87-97.
- Cook, C. J., D. J. Mellor, P. J. Harris, J. R. Ingram y L. R. Mathews. 2000. **Hands-on and hands-off measurement of stress.** Páginas: 123-146. Capítulo No. 6. *En: The Biology of Animal Stress.* G. P. Morberg y J. A. Mench (Eds.). CABI Publishing, London, UK.
- Corona Kisboa, J. L. 2013. **Efecto del estrés calórico sobre la fisiología y calidad del huevo en gallinas ponedoras.** *Revista Electrónica de Veterinaria* 14:1-15.
- D'Amico, V. L. 2011. **Conteos leucocíticos en el playero rojizo (*Calidris canutus rufa*) en Patagonia, Argentina.** *Hornero* 26:73-77.
- Davis, A. K., K. C. Cook, y S. Altizer. 2004. **Leukocyte profiles of House Finches with and without mycoplasmal conjunctivitis, a recently emerged bacterial disease.** *Ecohealth* 1:362-373.
- Davis, A. K., D. L. Maney, y J. C. Maerz. 2008. **The use of leukocyte profiles to measure stress in vertebrates: a review for ecologists.** *Functional Ecology* 22:760-772.
- Davis, G. S., K. E. Anderson, y A. S. Carroll. 1999. **The effects of long-term caging and molt of single comb White Leghorn Hens on heterophil to lymphocyte ratios, corticosterone and thyroid hormones.** *Poultry Science* 79:514-518.
- Davison, T. F., J. Rea, y J. G. Rowell. 1983. **Effects of dietary corticosterone on the growth and metabolism of immature *Gallus domesticus*.** *General and Comparative Endocrinology* 50:463-468.
- Dhabhar, F. S. y B. McEwen. 1997. **Acute stress enhances while chronic stress suppresses cell-mediated immunity *in vivo*: A potential role for leukocyte trafficking.** *Brain, Behavior and Immunity* 11:286-306.
- Donatelle, R.J. y L.G. Davis. 2005. **Health. The Basics.** 6 edición. Pearson Education, San Francisco, E.U.A.
- Espín, T., E. Martínez-López, M. León-Ortega, J. F. Calvo, y A. J. García-Fernandez. 2014. **Factors that influence mercury concentrations in nestling Eagles Owls (*Bubo bubo*).** *Sci.Total Environ* 470-471:1132-1139.

- Evans, G. W. 1982. **Environmental stress**. Páginas: 1-387. Capítulo No. 15. *En: Stress*. G. W. Evans y S. Cohen (Eds.). Cambridge University Press, E.U.A.
- Fourie, F. I. R. y J. Hattingh. 1980. **Variability in bird haematology**. *Biochem.Physiol* 65A:147-150.
- Genevois, F. y V. Bretagnolle. 1994. **Male blue petrels reveal their body mass when calling**. *Ethology, Ecology and Evolution* 6:377-383.
- Goessling, J. M., H. Kennedy, M. T. Mendonça, y A. E. Wilson. 2015. **A meta-analysis of plasma corticosterone and heterophil:lymphocyte ratios-Is there conservation of physiological stress responses over time?** *Functional Ecology* 29:1189-1196.
- Gosler, A. G., J. D. Greenwood, J. K. Baker, y N. C. Davidson. 1998. **The field determination of body size and condition in passerines: a report to the British Ringing Committee**. *Bird Study* 45:92-103.
- Gosler, A. G., J. D. Greenwood, y C. Perrins. 1995. **Predation risk and the cost of being fat**. *Nature* 377:621-623.
- Goutte, A., E. Antoine, H. Weimerskirch, y O. Chastel. 2010. **Age and the timing of breeding in a long-lived bird: a role for stress hormones?** *Functional Ecology* 24:1007-1016.
- Gross, A. y H. S. Siegel. 1983. **Evaluation of the Hetrophil/Lymphocyte ratio as a measure of stress in chickens**. *Avian Diseases* 27:972-979.
- Guglielmo, C. G., T. Piersma, y T. D. Williams. 2001. **A sport-physiological perspective on bird migration: evidence for flight-induced muscle damage**. *Journal of Experimental Biology* 204:2683-2690.
- Guizan, A. y F. E. Harrel. 2000. **Ordinal response regression models in ecology**. *Journal of Vegetation Science* 11:617-626.
- Harmon, B. G. 1998. **Avian heterophils in inflammation and disease resistance**. *Poultry Science* 77:972-977.
- Hedenström, A. y T. Alerstam. 1997. **Optimum fuel in migratory birds: distinguishing between time and energy minimization**. *J.theor.Biol.* 189:227-234.
- Hennessy, M. B., J. P. Heybach, J. Vernikos, y S. Levine. 1979. **Plasma corticosterone concentrations sensitively reflect levels of stimulus intensity in the rat**. *Physiol.Behav.* 22:821-825.
- Herman, J. P. y W. E. Cullinan. 1997. **Neurocircuitry of stress: central control of the hypothalamo-pituitary-adrenocortical axis**. *Trends Neurosci.* 20:78-84.

- Hofer, H. y M. L. East. 1998. **Biological Conservation and Stress**. Páginas: 405-525. *En: Stress and Behavior, Advances in the Study of Behavior*. P. Moller, M. Milinski y P. J. B. Slater (Eds.). Academic Press, San Diego California, USA.
- Hõrak, P., L. Saks, I. Ots, y H. Kollist. 2002. **Reapetability of condition indices in captive Greenfinches (*Carduelis chloris*)**. *Canadian Journal of Zoology* 80:636-643.
- Hoysak, D. J. y P. J. Weatherhead. 1991. **Sampling blood from birds: A technique and an assessment of its effect**. *Condor* 93:746-752.
- Hutto, R. L., S. M. Pletschet, y P. Hendricks. 1986. **A fixed-radius point count method for nonbreeding and breeding season use**. *Auk* 103:593-602.
- Hutton, M. 1981. **Accumulation of heavy metals and selenium in three seabird species from the United Kingdom**. *Environmental Pollution Series A, Ecological and Biological* 26:129-145.
- Jenni, L. y S. Jenni-Eiermann. 1998. **Fuel supply and metabolic constraints in migrating birds**. *IC* 29:521-528.
- Johnson, D. H., G. L. Krapu, K. J. Reinecke, y D. G. Jorde. 1985. **An evaluation of condition indices for birds**. *J. Wildl. Manage.* 49:569-575.
- Jones, R. B. 1989. **Chronic Stressors, Tonic Immobility and Leucocytic Responses in Domestic Fowl**. *Physiology and Behavior* 46:439-442.
- Jong, I. C. D., S. van Voorst, D. A. Ehlhardt, y H. J. Blokhuis. 2002. **Effects of restricted feeding on physiological stress parameters in growing broiler breeders**. *British Poultry Science* 43:157-168.
- Kannan, G. y J. A. Mench. 1996. **Influence of different handling methods and crating periods on plasma corticosterone concentrations in broilers**. *British Poultry Science* 37:21-31.
- King, J. R. y D. S. Farner. 1965. **Studies of fat deposition in migratory birds**. *Annals of the New York Academy of Sciences* 131:422-440.
- Kitaysky, A. S., J. F. Piatt, y J. C. Wingfield. 1999. **The adrenocortical stress-response of Black-legged kittiwake chicks in relation to dietary restrictions**. *J Comp Physiol B* 169:303-310.
- Knol, B. W. 1991. **Stress and the endocrine hypothalamus-pituitary-testis system: A review**. *Veterinary Quartely* 13:104-114.
- Krams, I., D. Cirule, T. Krama, M. Hukkanen, S. Rytönen, M. Orell, T. Iezhova, M. J. Rantala, y L. Tummeleht. 2010. **Effects of forest management on haematological**

- parameters, blood parasites, and reproductive success of the Siberian tit (*Poecile cinctus*) in northern Finland.** *Ann.Zool.Fennici* 47:335-346.
- Labocha, M. K. y J. P. Hayes. 2012. **Morphometric indices of body condition in birds: a review.** *J Ornithol* 153:1-22.
- Lagadic, H., J. M. Faure, A. D. Mills, y J. B. Williams. 1990. **Effects of blood sampling on plasma concentrations of corticosterone and glucose in laying hens caged in groups.** *British Poultry Science* 31:823-829.
- Latimer, K. S. y D. Bienzle. 2010. **Determination and interpretation of the avian leukogram.** Páginas: 1-1232. *En: Veterinary Hematology.* D. J. Weiss y K. J. Wardrop (Eds.). Wiley-Blackwell, Iowa, USA.
- Lattin, C. R. y M. Romero. 2014. **Chronic stress alters concentrations of corticosterone receptors in a tissue-specific manner in wild house sparrows (*Passer domesticus*).** *The Journal of Experimental Biology* 217:2601-2608.
- Lemyre, L. 2003. **Measuring psychological stress. Concept, model and measurement instrument in primary care research.** *Canadian Family Physician* 49:1159-1161.
- Lima, S. L. 1998. **Stress and decision-making under the risk of predation: recent developments from behavioral, reproductive and ecological perspectives.** Páginas: 215-265. *En: Stress and Behavior.* A. Pape Møller, M. Milinski y P. J. B. Slater (Eds.). Academic Press, San Diego California, U.S.A.
- Lindström, A., A. Kvist, T. Piersma, A. Dekinga, y M. W. Dietz. 2000. **Avian pectoral muscle size rapidly tracks body mass changes during flight, fasting and fuelling.** *The Journal of Experimental Biology* 203:913-919.
- Lupien, S. J., B. McEwen, M. R. Gunnar, y C. Heim. 2009. **Effects of stress throughout the lifespan on the brain, behavior and cognition.** *Nature* 10:434-445.
- MacDougall-Shackleton, S. A., L. Dindia, A. E. M. Newman, D. A. Potvin, K. A. Stewart, y E. A. MacDougall-Shackleton. 2009. **Stress, song and survival in sparrows.** *Biology Letters.**Animal Behavior* 12:1-3.
- MacGregor-Fors, I. y M. E. Payton. 2013. **Contrasting diversity values: statistical inferences based on overlapping confidence intervals.** *PLoS ONE* 8:1-4.
- Maillard, I., T. Fang, y W. S. Pear. 2005. **Regulation of lymphoid development, differentiation and function by Noth pathway.** *Annu Rev Immunol* 23:945-974.
- Mameli, L. 2003. **La gestión del recurso avifaunístico por las poblaciones canoeras del Archipiélago Fueguino.** Tesis doctoral. Universidad Autónoma de Barcelona.

- Martin, L. B. 2009. **Stress and immunity in wild vertebrates: timing is everything.** *General and Comparative Endocrinology* 163:70-76.
- Mashaly, M. M., M. L. Webb, S. L. Youtz, W. B. Roush, y H. B. Graves. 1983. **Changes in serum corticosterone concentration of laying hens as a response to increased population density.** *Poultry Science* 63:2271-2274.
- Maxwell, M. H. 1981. **Production of a Heinz body anaemia in the domestic fowl after ingestion of dimethyl disulfi: a haematological and ultrastructural study.** *Vet Sci* 30:233-238.
- Maxwell, M. H. 1985. **Granulocyte differentiation in the lymphoid organs of chick embryos after antigenic and mitogenic stimulation.** *Devel Comp Immunol* 9:93-106.
- McEwen, B. 2000. **Allostasis and allostatic load: implications for neuropsychopharmacology.** *Neuropsychopharmacology* 22:108-124.
- McEwen, B. 2004. **Protection and damage from acute and chronic stress. Allostasis and allostatic overload and relevance to the pathophysiology of psychiatric disorders.** *Annals New York Academy of Sciences* 1032:1-7.
- McEwen, B. 2006. **Protective and damaging effects of stress mediators: central role of the brain.** *Dialogues Clin Neurosci* 8:367-381.
- Mejía-Castillo, A. J. 2011. **Estrés ambiental e impacto de los factores ambientales en la escuela.** *Pampedia* 7:3-18.
- Mitchell, E. B. y J. Johns. 2008. **Avian hematology and related disorders.** *Vet Clin Exot Anim* 11:501-522.
- Moneva, P., S. opova-Ralcheva, D. udev, V. redkova, y I. anchev. 2008. **Stress response dynamics in ACTH and formal intreated chickens.** *Bulgarian Journal of Agricultural Science* 14:598-605.
- Moreno, J. 1989. **Strategies of mass change in breeding birds.** *Biological Journal of the Linnean Society* 37:297-310.
- Müllner, A., K. E. Linsenmair, y M. Wikelski. 2004. **Exposure to ecotourism reduces survival and affects stress response in hoatzin chicks (*Opisthocomus hoazin*).** *Biological Conservation* 118:549-558.
- Nelson, C. A. 2000. **Neural plasticity and human development: the role of early experience in sculpting memory systems.** *Developmental Science* 3:115-136.
- Ots, I., A. Murumagi, y P. Hõrak. 1998. **Haematological health state indices of reproducing Graet Tits: methodology and sources of natural variation.** *Functional Ecology* 12:700-707.

- Owen, J. C. y F. R. Moore. 2006. **Seasonal differences in immunological condition of three species of Thrushes.** *The Condor* 108:389-398.
- Pascual, J. y J. C. Senar. 1997. **La medición del tamaño corporal en aves.** *Temas actuales de Etología, Etologuía* 15:9-16.
- Pérez-Tris, J. 1999. **El peso de las aves en paso: ¿una medida de condición física o acumulación de grasa?** *Revista de Anillamiento* 3:11-15.
- Pfaff, J. A., L. Zanette, S. A. MacDougall-Shackleton, y E. A. MacDougall-Shackleton. 2007. **Song repertoire size varies with HVC volume and is indicative of male quality in song sparrows (*Melospiza melodia*).** *Proceedings of the Royal Society B.* 274:2035-2040.
- Pfeiffer, C. J., H. Pyle, y M. Asashima. 1990. **Blood cell morphology and counts in the japanese newt (*Cynops pyrrhogaster*).** *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 21:56-64.
- Pyle, P., S.N.G. Howell, R.P. Yunick y D.F. DeSante. 1987. **Identification guide to North American Passerines.** Slate Creek Press, Michigan, E.U.A.
- Ralph, C.J., G.R. Geupel, P. Pyle, T.E. Martin, D.F. DeSante y B. Milá. 1996. **Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres.** Pacific Southwest Research Station. Forest Service, U.S. Department of Agriculture, Albany, California.
- Revidatti, F. A., R. J. Fernandez, J. C. Terraes, G. R. Sandoval, y P. E. Luchi. 2002. **Modificaciones del peso corporal e indicadores de estrés en pollos parrilleros sometidos a inmovilización y volteo.** *Rev. Vet Arg.* 12:1-8.
- Ribatti, D., E. Crivellato, y A. Vacca. 2006. **The contribution of Bruce Glick to the definition of the role played by the bursa of Fabricius in the development of the B cell lineage.** *Clinical and Experimental Immunology* 145:1-4.
- Roberts, J. R. 2004. **Factors affecting egg internal quality and egg shell quality in laying hens.** *Journal of Poultry Science* 41:161-167.
- Rogers, D. T. y E. P. Odum. 1964. **Effect of age, sex, and level of fat deposition on major body components in some wood warblers.** *The Auk* 81:505-513.
- Romero, L. M. 2004. **Physiological stress in ecology: lessons from biomedical research.** *TRENDS in Ecology and Evolution* 19:249-254.
- Romero, L. M. y J. M. Reed. 2005. **Collecting baseline corticosterone samples in the field: is under 3 min good enough?** *Comparative Biochemistry and Physiology A. Molecular and Integrative Physiology* 140:73-79.

- Romero, L. M. 2002. **Seasonal changes in plasma glucocorticoid concentrations in free-living vertebrates.** *General and Comparative Endocrinology* 128:1-24.
- Ruiz, G., M. Rosenmann, F. F. Novoa, y P. Sabat. 2002. **Hematological parameters and stress index in Rufus-Collared Sparrows Dwelling in urban environments.** *The Condor* 104:162-166.
- Selye, H. 1973. **The evolution of the stress concept.** *American Scientist* 61:362-370.
- Serrano, D. 2000. **Relationship between raptors and rabbits in the diet of Eagle Owls in Southwestern Europe: competition removal or food stress?** *J Raptor Res* 34:305-310.
- Siegel, H. S. 1980. **Physiological stress in birds.** *BioScience.Oxford Journals* 30:529-534.
- Spencer, K. A., K. L. Buchanan, A. R. Goldsmith, y C. K. Catchpole. 2003. **Song as an honest signal of developmental stress in the Zebra Finch (*Taeniopygia guttata*).** *Hormones and Behavior* 44:132-139.
- Spencer, K. A., N. P. Evans, y P. Monaghan. 2009. **Postnatal stress in birds: a novel model of glucocorticoid programming of the Hypothalamic-Pituitary-Adrenal axis.** *Endocrinology* 150:1931-1934.
- Swanson, D. L., E. T. Liknes, y K. L. Dean. 1999. **Differences in migratory timing and energetic condition among sex/age classes in migrant Ruby-crowned Kinglets.** *Wilson Bulletin* 111:61-69.
- Tejeda Perea, A., G. Téllez Isaías, y F. Galindo Maldonado. 1997. **Técnicas de medición de estrés en aves.** *Vet.Mex.* 28:345-351.
- Thierry, A. M., S. Massemin, Y. Handrich, y T. Raclot. 2013. **Elevated corticosterone levels and severe weather conditions decrease parental investment of incubating Adélie penguins.** *Hormones and Behavior* 63:475-483.
- Thomas, N. E. 2008. **Shorebirds and wetlands in the Prairie Pothole Region: migratory ecology and physiology.** Tesis doctoral. Department of Biology, The University of South Dakota. United States.
- Tsigos, C. y G. P. Chrousos. 2002. **Hypothalamic-pituitary-adrenal axis, neuroendocrine factors and stress.** *Journal of Psychosomatic Research* 53:865-871.
- Tsipoura, N., J. Burger, R. Feltes, J. Yacabucci, D. Mizrahi, C. Jeitner, y M. Gochfeld. 2008. **Metal concentrations in three species of passerine birds breeding in the Hackensack Meadowlands of New Jersey.** *Environmental Research* 107:218-228.

- Villaseñor-Gómez, J. F. 1994. **Aspectos fisiológicos de la migración de aves: fuente de energía, ajustes musculares, respiración y control hormonal.** *Ciencia Nicolaita. Universidad Michoacana de San Nicolás Hidalgo* 6:63-74.
- Villaseñor-Gómez, J. F. 2006. **Habitat use and the effects of disturbance on wintering birds using riparian habitats in Sonora, Mexico.** Tesis doctoral. Division of Biological Science, The University of Montana Missoula. Montana, United States.
- Vleck, C.M. 2001. **Comparison of corticosterone and heterophil to lymphocyte ratios as indicators of stress in free-living birds.** Páginas 401-411 *En: A. Dawson, and C.M. Chaturvedi Editores. Avian Endocrinology.* Narosa Publishing House, New Delhi, India.
- Vleck, C. M., N. Vertalino, D. Vleck, y T. L. Bucher. 2000. **Stress, Corticosterone and heterophil to lymphocyte ratios in free-living Adélie Penguins.** *Condor* 102:392-400.
- Wingfield, J. C. 2005. **The concept of allostasis: Coping with a capricious environment.** *J.Mammal* 86:248-254.
- Wishart, R. A. 1979. **Indices of structural size and condition of American wigeon (*Anas americana*).** *Canadian Journal of Zoology* 57:2369-2374.
- Zhang, W. W. y J. Z. Ma. 2011. **Waterbirds as bioindicators of wetland heavy metal pollution.** *Procedia Environmental Sciences* 10:2769-2774.
- Zulkifli, I., M. T. Che Norma, C. H. Chong, y T. C. Loh. 1999. **Heterophil to lymphocyte ratio and tonic immobility reactions to preslaughter handling in broiler chickens treated with ascorbic acid.** *Poultry Science* 79:402-406.

CAPITULO III

¿Es la bioacumulación una limitante en el rendimiento fisiológico de las aves? El Caso del Distrito Minero Talpujahuá-El Oro

RESUMEN

Los elementos químicos (metales y metaloides) se encuentran de manera natural en el suelo y son parte fundamental de algunos procesos fisiológicos de los seres vivos. A pesar de ello, los elementos químicos al elevar sus concentraciones biodisponibles pueden llegar a ser tóxicos. Actividades antropogénicas (actividades agrícolas, industriales y disposición de residuos producto de actividades mineras), pueden favorecer el incremento, generando toxicidad en los ecosistemas. Cuando un elemento aumenta sus concentraciones disponibles, son llamados EPT, los cuales en algunos casos, difícilmente pueden ser eliminados por el organismo, generando así bioacumulación en órganos vitales, produciendo efectos tóxicos progresivos. En el DMTO existen áreas de disposición de residuos mineros producto de 500 años de extracción de oro, plata y otros minerales, lo cual representa una fuente de contaminantes para la fauna. En este trabajo se presenta un análisis de EPT particularmente para tres especies de aves residentes (*Catharus occidentalis*, *Empidonax occidentalis* y *Junco phaeonotus*), con el propósito de identificar las concentraciones de elementos químicos contenidos en muestras de plumas (T¹=sitio alejado de los residuos mineros, “El Castillo” n=5, T²= sitio con residuos mineros “La Mina Dos Estrellas” n=5), como un factor que origine bajo rendimiento de acuerdo con dos indicadores fisiológicos (IC e Índice H/L). No se encontraron diferencias significativas en las concentraciones de EPT entre sitios ni entre especies (ANOVA univariado, P>0.05, IBM SPSS Statistics 20.0), con excepción del Bario (Ba), Sodio (Na) y Sílice (Si) (Prueba de Tukey, P<0.05, IBM SPSS Statistics 20.0). Asimismo, no se encontró relación entre las concentraciones de los EPT y los indicadores de fisiológicos (ANOVA factorial, P>0.05, IBM SPSS Statistics 20.0). Un análisis de correlación sugirió que el Sodio (Na) y el IC, presentan una correlación negativa, lo cual sugiere ser un efecto del tamaño por parte de los individuos. De acuerdo con las normas establecidas de los límites máximos permitidos por la US FDA, el Hierro (Fe) y Manganeso (Mn) rebasan las concentraciones máximas. En México no existe normatividad vigente que regule los límites máximos permitidos en carne de ave para consumo humano, ni líneas base que consideren condiciones de salud óptimas en aves silvestres.

Palabras clave: jales mineros, elementos potencialmente tóxicos, ecofisiología, índices de condición.

CHAPTER III

Is bioaccumulation a constraint on the physiological performance of birds? The Case of Distrito Minero Tlalpujahuá–El Oro

ABSTRACT

Chemical elements considered as metals and metalloids occur naturally in the environment and participate as essential elements for some fundamental physiological processes of organisms. When their concentrations increase to certain levels, however, they become toxic. Various anthropogenic activities (such as agriculture, industry, and the disposal of mining waste), may promote the increase in their bioavailability, causing toxicity in ecosystems. When a chemical element increases its available concentrations, it is called a Potentially Toxic Element (PTE), since there are difficulties to remove it from the organism, causing its bioaccumulation in vital organs, with progressive toxic effects. There are some areas that served during almost 500 years as disposal sites for mining waste at the Distrito Minero Tlalpujahuá – El Oro, where the extraction of gold, silver and other minerals was very important economically; those areas represent a potential source of contaminants for wildlife. This chapter presents an analysis of PTE's for three resident birds species representing three different feeding guilds (*Catharus occidentalis*, *Empidonax occidentalis* and *Junco phaeonotus*). The purpose was to identify the concentrations of chemical elements in feathers samples at two sites (T¹ = site away from mining waste, "El Castillo" n = 5; T² = site with mining waste "Mina Dos Estrellas" n = 5), as a factor that might be responsible for a diminished physiological performance, according to the use of two physiological indicators (Condition Index and H/L index). There were no significant differences in the concentrations of PTE's between sites or among species (univariate ANOVA, P > 0.05), with the exception of the Barium (Ba), Sodium (Na) and Silica (Si) (Tukey test, P < 0.05). Similarly, there were no relationships between PTE's concentrations and physiological indicators (Factorial ANOVA, P > 0.05). According to the USFDA established guidelines on PTE's concentration limits, Iron (Fe) and Manganese (Mn) exceed the maximum concentrations. Research results suggest the possibility of potential effects of the presence of PTE's on the studied bird species, but their concentrations could not be considered evidence of causal health effects. Research on the effects of different concentrations of PTE's at the cellular and organ levels, under an experimental approach is required. Little is known in terms of bio-accumulation of PTE's in wild species and there are no regulations governing the maximum limits in poultry for human consumption, or baselines considered characteristic of optimal health conditions in poultry or wild bird species in Mexico.

Key words: mine tailings, potentially toxic elements, ecophysiology, condition indexes.

INTRODUCCIÓN

Los elementos químicos conocidos como metales pesados, metaloides y elementos esenciales están presentes comúnmente en la naturaleza y son parte fundamental de importantes procesos fisiológicos de los organismos (*e.i.* metabolismo básico, respuestas a estímulos, crecimiento y reproducción). Sin embargo, cuando algunos elementos alcanzan altas concentraciones en el ambiente y en su disponibilidad, podrían llegar a ser tóxicos para los organismos, ocasionando trastornos fisiológicos o enfermedades (NAP 2005, Alarcón-Corredor 2009, Ford y Beyer 2014). Bajo estas condiciones a estos elementos se les conoce como Elementos Potencialmente Tóxicos (EPT) (Bautista-Zúñiga 1999, González Flores *et al.* 2009).

Algunas de las actividades que incrementan las concentraciones de los EPT en el ambiente son la agricultura (por el uso de pesticidas y fertilizantes químicos), la industria (como es el caso de la generación de electricidad e industrias fundidoras) y la minería (que comúnmente acumula sus residuos a cielo abierto) (Giuffré *et al.* 2005, Corona-Chávez y Uribe-Salas 2009). De manera particular, las actividades mineras se caracterizan por favorecer la erosión, la sedimentación de partículas en ríos, y la modificación del relieve por la extracción y remoción de grandes cantidades de materiales de la corteza terrestre (Kondolf 1997, Bridge 2004). El avance de la tecnología en la industria minera mundial, desde inicios del siglo XX propició la utilización de procesos metalúrgicos como la flotación y la cianuración, en los que se hizo uso de cianuro y zinc como parte del proceso de separación del oro y la plata; hasta antes de 1970, el mercurio también fue utilizado para la separación de los minerales, proceso conocido como *amalgamación* (Veiga *et al.* 2006). El incremento en la eficiencia del proceso de separación y purificación de metales con valor comercial, favoreció el aumento en la explotación, con la consecuente extracción de mayores volúmenes de mineral, a la vez que propició la generación de mayor cantidad de residuos acumulados en la superficie en sitios que se denominan “jales” (Aduvire 2006, Martín y Gutiérrez-Ruiz 2010). Los jales representan la acumulación de residuos de los procesos de trituración y molienda de las rocas hasta la separación y obtención del mineral deseado a través de diferentes procesos físicos y químicos. Estos jales pueden contener, además de los minerales existentes en el subsuelo, sulfuros, metales pesados y residuos de

los reactivos utilizados en los procesos de separación (Méndez-Ramírez y Armienta-Hernández 2012).

El principal problema ambiental asociado con los jales está relacionado con su dispersión hacia el entorno a través de los escurrimientos superficiales (dispersión hídrica) (Martín y Gutiérrez-Ruiz 2010), generando la formación de drenaje ácido (Gutiérrez-Ruiz *et al.* 2007, Romero *et al.* 2008). Esto ocurre cuando los sulfuros metálicos reactivos presentes en los jales en forma de solución, se oxidan por presencia de agua o humedad atmosférica, provocando valores de pH bajos (ácidos) y altas concentraciones de EPT disueltos disponibles (Romero *et al.* 2008, John y Leventhal 2016). La oxidación generalmente es muy limitada durante la operación de la mina, y éste proceso más bien se desarrolla lentamente a lo largo del tiempo, después de que cesa la acumulación de los residuos (Aduvire 2006, Romero *et al.* 2008). Bajo un escenario alterno, puede ocurrir un proceso de neutralización, el cual depende de la presencia de carbonatos, hidróxidos y aluminosilicatos (Romero *et al.* 2008), así como de factores ambientales como la temperatura y la presencia de materia orgánica (Aduvire 2006), lo que traerá consigo la disminución de la acidificación, logrando con el tiempo alcanzar valores de pH neutros, disminuyendo su biodisponibilidad (Aduvire 2006, Romero *et al.* 2008, John y Leventhal 2016).

Los EPT contenidos en los lixiviados traen consigo efectos colaterales en los mantos acuíferos y en el suelo, provocando severos daños al ambiente y, lo que es de mayor impacto, a las comunidades animales y humanas que ocupan esos espacios (NAP 2005, Tovar-Sánchez *et al.* 2006, Berglund 2010). Estos efectos además, pueden mostrarse a largo plazo por la permanencia de elementos contaminantes por periodos prolongados (Hernández *et al.* 1986, Baghdad *et al.* 2006, Zhouqing y Sun 2008).

Diversos análisis mineralógicos han determinado la presencia de concentraciones altas de EPT en los jales, como lo son Arsénico (As), Cobre (Cu), Hierro o Fierro (Fe), Plomo (Pb) y Zinc (Zn), que al estar expuestos al ambiente, son dispersados fácilmente a través de la precipitación y erosión, siendo transportados principalmente por las corrientes de agua y acumulados en los sedimentos y suelo. Por estas razones, la presencia de los jales depositados a cielo abierto, representa un impacto negativo importante para el ecosistema,

los procesos productivos que dependen de agua y suelo y sus habitantes (Villa-Ibarra *et al.* 2004, Cruz 2013, Fuente y Barkin 2013, de la O-Villanueva *et al.* 2013). Para el caso particular del Distrito Minero Tlalpujahuá – El Oro (DMTO), los rangos de concentraciones de los elementos potencialmente tóxicos contenidos en los jales de la Mina Dos Estrellas en el presente, son en orden decreciente: Cobre (7.4-808.6)> Zinc (63.8-548.2)> Plomo (16.5-317.5)> Arsénico (3.0-83.9) (todos en partes por millón, ppm), rebasando algunos de ellos sus límites permitidos (como lo mencionan Macías *et al.* (2014) y Corona-Chávez *et al.* (2010). De acuerdo con Nieto-Monroy (2007), el agua del DMTO se caracteriza por ser bicarbonatada cálcica en los manantiales que no reciben influencia de las actividades mineras; una vez que el arroyo se asocia con escorrentías derivadas de los socavones de la Mina Dos Estrellas, recibe aporte de sulfuros, modificando sus características y convirtiéndose en aguas sulfatadas- cálcicas, que se consideran “aguas contaminadas” producto de las actividades mineras.

Los animales pueden tener exposición a niveles tóxicos de minerales de diferentes formas. El agua y los alimentos (especialmente los derivados de vegetales) son fuentes comunes de niveles potencialmente tóxicos de minerales. Algunos elementos como el Selenio (Se), Plomo (Pb), Cobre (Cu) y Zinc (Zn) se encuentran de manera natural en el suelo de algunas regiones en concentraciones suficientes para causar su acumulación en plantas, las que pueden ser tóxicas para los animales; lo mismo sucede en las áreas asociadas a actividades mineras (NAP 2005).

En general, los EPT no son biodegradables, por lo que pueden acumularse en órganos vitales de los individuos produciendo toxicosis (o efectos tóxicos progresivos) (Queirolo *et al.* 2000), proceso conocido como bioacumulación. La bioacumulación se define como la acumulación progresiva de sustancias químicas en organismos vivos, de forma que estos alcanzan concentraciones más elevadas en los individuos con la edad (Escobar Sánchez 2010). Esta acumulación puede producirse a partir de fuentes abióticas (suelo, aire, agua) o bióticas (consumo de otros organismos vivos) (Burger y Gochfeld 2004, Hofer *et al.* 2010, Costa *et al.* 2012). En ambientes terrestres, la mayoría de los EPT se incorporan a la cadena alimenticia principalmente a través de vegetales y cultivos que los absorben del suelo y agua contaminada (Miranda *et al.* 2008, Tadeo y Gómez-Cadenas

2008) y el consumo de invertebrados y otros animales (Goodyear y McNeill 1999), lo que modifica procesos fisiológicos, como se ha reportado en peces (Franco y León-Luna 2012) y aves (Burger 2002, Mora 2003, Pérez-López *et al.* 2005, Ayas *et al.* 2008).

Los EPT, tanto en ambientes acuáticos como terrestres, no siempre se encuentran biodisponibles para los organismos; una variedad de factores físico-químicos, geológicos y atmosféricos determinan las condiciones en las cuales los contaminantes pueden ser adquiridos por el organismo receptor. De este modo, se considera que la biodisponibilidad está intrínsecamente relacionada con la bioaccesibilidad (determinada por las propiedades físico-químicas de los elementos y las propiedades de la fuente abiótica de la cual provienen), así como su capacidad para atravesar la membrana celular y ser incorporados al citoplasma (Smith *et al.* 2007). Por ejemplo, la toxicidad de algunos metales se incrementa con pH ácido, lo que favorece la posibilidad de acumulación de varios elementos, como el Aluminio (Al), Níquel (Ni), Cobre (Cu), Plomo (Pb) y el Cadmio (Cd) en condiciones de lluvia ácida, lo que ha sido reportado en peces (Moiseenko y Kudryavtseva 2001). En ese sentido, es importante destacar que la bioacumulación ocurre cuando los organismos vivos absorben los EPT más rápidamente de lo que sus cuerpos pueden eliminar, por lo que el contaminante se almacena en tejidos u órganos; cuando el elemento contaminante bioacumulado es transferido de un nivel trófico a otro, incrementando su concentración a través de la cadena trófica, se le considera biomagnificación (Escobar Sánchez 2010).

Existen evidencias que muestran que las aves expuestas a ambientes contaminados con altas concentraciones de EPT, son susceptibles a su bioacumulación y biomagnificación, así como ha sucedido y se ha documentado ampliamente con el DDT y otros compuestos pesticidas (Temple 1988, Soler-Rodríguez *et al.* 2006). Esta acumulación ocurre principalmente en el tejido de riñones, cerebro, corazón, hígado, pulmones, así como en uñas, plumas, cascarón de huevo y excretas, lo cual está relacionado con la presencia de efectos nocivos para su salud (Burger 2002, Costa *et al.* 2012, Gómez-Ramírez *et al.* 2014, Lester y van Riper III 2014).

La exposición a los contaminantes en aves puede ocurrir por diversas vías: 1) la ingestión de materia biótica o abiótica, 2) absorción mediante la piel, 3) inhalación (compuestos volátiles-aerosoles) y 4) transferencia de contaminantes de madres a crías

(Cuadro 14). Cada taxón presenta características únicas y ecológicamente intrínsecas que determinan el potencial de exposición, de modo que algunas de las especies serán más susceptibles a su acumulación (Beyer *et al.* 1994, Smith *et al.* 2007).

Cuadro 14. Vías de exposición e incorporación de contaminantes en aves (Modificado de Smith *et al.* 2007).

Vía de exposición	Vía de ingreso al organismo	Edad/Etapa	Riesgo de incorporación por vía de exposición
Ingestión	<i>Primaria:</i> ingestión directa del contaminante <i>Secundaria:</i> cadena trófica-biomagnificación	Todas	Alta
Dérmica	Ojos y patas	Todas	Moderada
Inhalación	Industria, gases	Todas	Baja
Transferencia de madre-cría	Huevo	Embriones	Moderada

Los métodos utilizados para determinar la presencia de EPT y sus afectaciones en aves, implican análisis de muestras de diferentes tipos. El método más ampliamente utilizado requiere la revisión de tejidos de órganos (hígado, riñones, ovarios, músculo esquelético, páncreas, pulmones y mollejas) (Pérez-López *et al.* 2005, Brumbaugh *et al.* 2009, Abduljaleel *et al.* 2012), lo que implica el sacrificio de individuos y la búsqueda inmediata de evidencia de lesiones importantes (como pueden ser anemia, falta de grasa corporal, pérdida muscular, palidez de órganos, modificación del tamaño normal de los riñones, hígado y órganos reproductores, además del análisis de los contenidos de EPT en tejidos que son analizados mediante espectrometría de masas con plasma (Phalen 2003, Beyer *et al.* 2004).

Otra metodología menos destructiva para determinar la presencia de EPT sin sacrificar a los individuos, hace uso de excrementos (Zhouqing y Sun 2008), plumas (Costa *et al.* 2011, Markowski *et al.* 2013, Markowski *et al.* 2014), cáscara de huevos y tejido

sanguíneo (Burger 2002, Ayas *et al.* 2008, Berglund 2010, Espín *et al.* 2014). Una de las ventajas del uso de plumas como evidencia de la calidad de la condición fisiológica de los individuos, es que las plumas brindan información sobre las concentraciones de EPT a largo plazo (Parra Ochoa 2014). Las aves al incorporar el recurso contaminado a través del agua y/o alimento, agregarán estos EPT a la sangre; posteriormente, éstos se incorporarán a las plumas en crecimiento (Latta *et al.* 2015), y una vez que las plumas hayan terminado de crecer, éstas serán representativas de la fisiología y de la presencia de tóxicos por el periodo de desarrollo de la pluma que dura de 2 a 4 semanas (Furness 1993, Hund-Rinke y Kördel 2003, Markowski *et al.* 2013, Latta *et al.* 2015).

En ecología de aves, la acumulación de EPT ha sido estudiada en grupos como aves marinas y rapaces, debido a se consideran consumidores secundarios y se encuentran ocupando niveles altos de la escala trófica. Las aves paserinas, a pesar de no haber sido estudiadas con frecuencia, también han sido el foco de atención de diversos estudios que proveen de alguna información sobre la presencia y concentraciones de tóxicos mediante diversos métodos (Cuadro 15).

Los efectos adversos de los EPT en los organismos animales dependen de su concentración en la dieta y su tiempo de exposición, lo que modifica procesos homeostáticos, así como limitaciones en las tasas de crecimiento y reproducción, el desarrollo de patologías específicas y finalmente la muerte. Aunque las formas por medio de las que los EPT causan efectos tóxicos son diversas, varios mecanismos generales son comunes. Algunos elementos causan daños oxidativos a las macromoléculas celulares, ya sea por su propensión a reacciones de oxidación o por su unión a moléculas o enzimas, lo que produce su desactivación; esta propiedad contribuye a la toxicidad en el Arsénico (As), Cadmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Cobalto (Co), Plomo (Pb), Hierro (Fe), Mercurio (Hg), Níquel (Ni), Selenio (Se) y Vanadio (V) (NAP 2005). Por otra parte, muchos EPT antagonizan químicamente a otros minerales que son esenciales en la nutrición, impidiendo su absorción, transporte, excreción o incorporación a sitios activos de moléculas; entre los elementos que antagonizan la homeostasis de otros minerales se encuentran Aluminio (Al), Arsénico (As), Azufre (S), Cadmio (Cd), Calcio (Ca), Cobre (Cu), Estaño (Sn), Estroncio (Sr), Fósforo (P), Manganeso (Mn), Mercurio (Hg), Níquel (Ni), Plata (Ag), Plomo (Pb),

Cuadro 15. Grupos de aves más ampliamente estudiados con relación a la acumulación de Elementos Potencialmente Tóxicos (EPT).

Grupo de aves	Elementos esenciales y EPT analizados	Indicador	Literatura
Marinas	Fe, Mn, Zn, Cu, Cd y Hg	Riñones e hígado	(Eun-Young <i>et al.</i> 1996)
	Cu, Pb, Cd, Zn y As	Hígado y huevos	(Hernández <i>et al.</i> 1999)
	As, Cd, Hg y Se	Huevos	(Burger 2002)
	DDT	Plumas	(Burger y Gochfeld 2004)
	Pb, Zn, Cd y Cu	Hígado y plumas	(Pérez-López <i>et al.</i> 2005)
	As, Zn, Se, Pb y Cu	Hígado y huesos	(Taggart <i>et al.</i> 2006)
	As	Excretas	(Zhouqing y Sun 2008)
	Cu y Pb	Huevos	(Ayas <i>et al.</i> 2008)
	Cd, Pb, Cu y Zn	Plumas	(Narjes 2013)
Rapaces	DDT	Huevos	(Hernández <i>et al.</i> 1986)
	Ag, As, Cd, Cu, Fe, Hg, Pb y Zn	Plumas	(Dauwe <i>et al.</i> 2003)
	Cd, Zn, Ni, Pb, Cu y As	Plumas	(Nighat <i>et al.</i> 2013)
	Fungicidas, DDT, metales y metaloides	Huevo, plumas, hígado, riñones, sangre, cerebro, huesos	(Gómez-Ramírez <i>et al.</i> 2014)
Paserinas	Al, Zn, Cu, Cd y Pb	Plumas	(Eens <i>et al.</i> 1998)
	As, Cr, Cu, Mn, Pb, Se, Sr y Zn	Huevos	(Mora 2003)
	As, Cd, Cu, Pb y Zn	Hígado, plumas, sangre	(Zhuang <i>et al.</i> 2009)
	Cd, Hg, y Pb	Huevos, plumas, sangre	(Tsipoura <i>et al.</i> 2008)
	Ag, Al, As, Cu, Fe, Pb y Mn	Plumas	(Janssens <i>et al.</i> 2001)
	Pb, Zn, As, Cr, Cu y Fe	Plumas	(Hofer <i>et al.</i> 2010)
	Cu, Zn, Cd, Ni y Pb	Plumas	(Costa <i>et al.</i> 2011)
	Pb	Plumas	(Markowski <i>et al.</i> 2013)
	Pb, Cd y Zn	Plumas	(Markowski <i>et al.</i> 2014)

Selenio (Se) y Zinc (Zn) (NAP 2005, John y Leventhal 2016). Otros elementos tienen la capacidad de modificar el equilibrio ácido-base del organismo, su balance electrolítico, y de imitar o potencializar la acción de las hormonas (NAP 2005).

Fisiológicamente, los principales efectos de la asimilación de los EPT biodisponibles por parte de un organismo, residen en que éstos provocan el rompimiento de membranas celulares, fragmentación del ADN (envejecimiento celular), así como afectaciones del sistema inmunitario y otros sistemas, inhibiendo funciones enzimáticas esenciales y ocasionando desequilibrios importantes (Nies 1999, Bautista-Cruz y Arnaud-Viñas 2006, Parra Ochoa 2014). De acuerdo con la Comisión Europea (European Commission 2002), algunas investigaciones indican que especies de aves y mamíferos expuestos a EPT, presentaron consecuencias a nivel fisiológico como afectaciones al sistema circulatorio, al sistema nervioso central y a los sistemas inmunitario y reproductivo. Los individuos pueden ser más sensibles a la toxicidad durante el desarrollo embrionario, crecimiento, periodos de estrés, infecciones y trauma físico. La tolerancia a los EPT usualmente se incrementa con la edad, por lo que los individuos adultos sanos son más resistentes a la toxicosis ya que han pasado por una serie de eventos de desarrollo importantes y sus mecanismos homeostáticos están bien desarrollados. De forma particular, Cadmio (Ca) y Mercurio (Hg) no son fácilmente excretados, pudiéndose acumular durante el ciclo de vida del organismo, provocando efectos tóxicos en los animales más viejos (NAP 2005).

En el caso particular de este trabajo, hasta el momento no existe evidencia de acumulación de EPT ni de posibles efectos que pudieran provocar en los individuos de las comunidades de aves habitantes en el DMTO, cuyas áreas de disposición de los residuos mineros aún se encuentran expuestas después de 60 años del cese de las actividades de extracción. Considerando que se encontraron evidencias de rendimiento fisiológico empobrecido en cinco especies de aves estudiadas en zonas de influencia minera, el objetivo de este trabajo fue determinar y comparar la presencia de EPT en los individuos de las especies estudiadas para relacionar esta información con las evidencias de los indicadores fisiológicos previamente analizados. Hipotéticamente, se esperaría que los

valores de los indicadores fisiológicos mostraran correlación con la concentración de algunos de los EPT en muestras de plumas de los ejemplares analizados.

MÉTODO

Muestreo de plumas en campo y análisis químicos

Para determinar la presencia de EPT, se colectaron plumas del pecho, alas (terciarias) y cola (rectrices) de las aves capturadas mediante redeo. Las plumas se guardaron en sobres etiquetados y se trasladaron al laboratorio. Cada muestra fue etiquetada con información sobre 1) nombre de la especie, 2) fecha, 3) lugar de captura y 4) número de anillo.

Para el análisis de elementos químicos se seleccionaron tres especies focales, de acuerdo con su nivel trófico: el Mosquero occidental (*Empidonax occidentalis*) fue representante de las especies insectívoras, el Junco ojo de lumbre (*Junco phaeonotus*) representando a las especies omnívoras de suelo y el Zorzal mexicano (*Catharus occidentalis*) como representante de las especies principalmente frugívoras. Con esta selección se pretendió obtener información sobre las diferencias de acumulación de EPT, con relación a su nivel trófico, su dieta principal y su forma de obtención de alimento.

Se seleccionaron 10 muestras de individuos adultos de cada una de las especies (cinco para el tratamiento alejado de jales y cinco para sitios con presencia de residuos mineros). Para el proceso de digestión de las muestras se utilizó el protocolo del Método 3052 de la US EPA (United States Environmental Protection Agency) (Lounsbury-Billie *et al.* 2008). El análisis químico consistió en realizar el lavado de las plumas con agua destilada y acetona, posteriormente se colocaron en viales de polipropileno de 4 ml, se determinó el peso seco y se colocaron en un horno a una temperatura de 60°C. Una vez deshidratadas las plumas, se cortaron de tal manera que el cálamo (parte hueca de la pluma) se desechó; las muestras tuvieron un peso seco menor de 0.5g. Las muestras se prepararon con la adición de 5 ml de ácido nítrico concentrado y 1 ml de peróxido de hidrógeno al 30%, durante 15 minutos. La digestión posterior se realizó a través de un sistema de microondas, a una temperatura de 180± 5 °C, durante 24 horas. Una vez enfriadas las muestras, el contenido se filtró, se centrifugó y cada una de las muestras fueron aforadas con agua destilada. Posteriormente las muestras se colocaron en el espectrómetro ICP-OES Horiba Scientific modelo Ultima 2, de alta resolución. Es importante mencionar que los

EPT contenidos en las plumas, no se pierden durante el proceso de lavado, debido a que éstos se encuentran adheridos fuertemente a las proteínas contenidas (Evers *et al.* 1998).

Las muestras se sometieron a un análisis simultáneo de 25 elementos químicos, cuyos resultados se expresan en partes por millón (ppm). Los elementos químicos determinados en esta prueba fueron Plata (Ag), Aluminio (Al), Arsénico (As), Bario (Ba), Berilio (Be), Calcio (Ca), Cadmio (Cd), Cobalto (Co), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Hierro (Fe), Potasio (K), Magnesio (Mg), Manganeso (Mn), Sodio (Na), Níquel (Ni), Fósforo (P), Plomo (Pb), Antimonio (Sb), Selenio (Se), Sílice (Si), Estaño (Sn), Estroncio (Sr), Vanadio (V) y Zinc (Zn).

Análisis estadísticos

Con la finalidad de identificar diferencias en las concentraciones de EPT en plumas de las especies focales, se usó un modelo lineal general univariante, considerando la especie y el sitio como factores y su interacción (Especie x Sitio). Con la finalidad de identificar diferencias en las concentraciones de EPT de forma independiente entre sitios y entre especies, se realizó un ANOVA univariado; A través de una prueba de Tukey se determinaron diferencias significativas de las concentraciones de elementos por especie. Se realizó un análisis multivariado discriminante para definir los elementos químicos que tuvieron mayores concentraciones en cada una de las especies. Para determinar la interacción entre los indicadores fisiológicos (IC y H/L) y los elementos químicos, se utilizó un análisis de correlación con el programa JMP6. Para el procesamiento de datos y análisis estadísticos se utilizó el programa IBM SPSS Statistics 20.0.

RESULTADOS

De los 25 elementos analizados, se eliminaron los elementos que no fueron detectados como presentes en las muestras o que se presentaron por debajo del límite de detección del espectrofotómetro (elementos considerados como *no determinados* [n.d.]); de igual forma se eliminaron aquellos elementos que se presentaron de manera eventual en una o dos de las muestras analizadas. Los resultados de los análisis estadísticos que se presentan consideran sólo 16 elementos contenidos en las plumas de las tres especies focales (Anexo II). Con el propósito de obtener valores numéricos, los valores *no determinados* se sustituyeron por el valor del límite mínimo de detección reportado para cada caso; esta sustitución no modificó los resultados del análisis estadístico, debido a la ausencia de variación entre los datos. Para disminuir el sesgo por valores atípicos (*outliers*), se eliminaron los datos para una muestra de la especie *Catharus occidentalis* cuyos valores se presentaron de manera atípica.

El análisis a través del modelo lineal general univariante, mostró la existencia de diferencias significativas únicamente en las concentraciones de Bario (Ba), Sodio (Na) y Sílice (Si) entre especies, sin existir diferencias entre las concentraciones por sitio, o la interacción de los factores Sitio x Especie.

Los resultados del ANOVA univariado entre sitios confirma que no existen diferencias significativas en las concentraciones de los elementos químicos entre localidades de muestreo ($P > 0.05$). No obstante, se observó que la proporción de las concentraciones de elementos químicos se presentan con proporciones más elevadas en el sitio con presencia de residuos mineros (Mina Dos Estrellas), como Aluminio (Al), Calcio (Ca), Cobre (Cu), Potasio (K), Magnesio (Mg), Manganeseo (Mn), Sodio (Na), Estaño (Sn) y Zinc (Zn); las excepciones fueron el Hierro (Fe), Fósforo (P) y Estroncio (Sr) que se presentaron con una concentración mayor en el sitio alejado de los jales (El Castillo) (Cuadro 16). Asimismo, los resultados del ANOVA univariado entre especies soporta los resultados del modelo lineal general univariante, con diferencias en Bario (Ba) ($P = 0.004$), Sodio (Na) ($P = 0.010$) y Sílice (Si) ($P = 0.010$) (Cuadro 17 y Anexo III).

Cuadro 16. Concentraciones promedio de elementos químicos detectados en plumas, por sitio de muestreo. T¹= El Castillo, T²= Mina Dos Estrellas (ANOVA univariado, P<0.05, IBM SPSS Statistics 20.0.)

Elementos químicos	T¹ (EE) (n=15)	T² (EE) (n=15)	Proporción de concentraciones promedio entre sitios	F	P
Al	146.19 (40.84)	264.42 (133.03)	1 : 1.81	0.680	.417
Ba	1.98 (0.98)	2.42 (1.35)	1 : 1.22	0.068	.796
Ca	1966.50 (341.27)	2478.97 (422.20)	1 : 1.26	0.876	.358
Cu	8.54 (0.58)	12.23 (2.27)	1 : 1.43	2.311	.140
Fe	753.52 (618.86)	241.59 (85.53)	3.11 : 1	0.719	.404
K	287.54 (28.44)	531.41 (132.78)	1 : 1.84	3.020	.094
Mg	468.43 (47.46)	613.18 (87.13)	1 : 1.30	2.044	.164
Mn	20.94 (2.39)	26.50 (3.38)	1 : 1.26	1.761	.196
Na	961.89 (191.63)	1394.58 (194.49)	1 : 1.44	2.503	.125
P	2579.80 (2261.76)	595.22 (223.98)	4.33 : 1	0.818	.374
Pb	1.53 (0.72)	1.39 (0.58)	1.10 : 1	0.022	.884
Se	7.04 (3.75)	7.89 (2.25)	1 : 1.12	0.039	.845
Si	203.91 (66.37)	231.2 (57.62)	1 : 1.13	0.097	.758
Sn	35.04 (9.00)	59.27 (14.21)	1 : 1.69	2.009	.168
Sr	16.11 (9.43)	8.33 (2.40)	1.93 : 1	0.680	.417
Zn	121.47 (6.60)	151.84 (24.15)	1 : 1.25	1.383	.250

Cuadro 17. Concentraciones promedio y errores estándar de elementos químicos contenidos en plumas de las tres especies analizadas. (ANOVA univariado, P<0.05, IBM SPSS Statistics 20.0.)

Elementos químicos	<i>Catharus occidentalis</i>	<i>Empidonax occidentalis</i>	<i>Junco phaeonotus</i>	F	P
Al	70.63 (9.27)	103.97 (30.95)	433.75 (189.76)	3.072	.063
Ba	0.35 (0.00)	0.35 (0.00)	5.74 (2.02)	6.735	0.004**
Ca	1928.06 (433.84)	2180.98 (460.26)	2555.32 (537.61)	.422	.660
Cu	10.66 (1.72)	9.50 (1.04)	11.21 (3.19)	.160	.853
Fe	89.94 (14.92)	1008.62 (865.42)	327.76 (121.23)	.831	.447
K	301.72 (23.64)	364.87 (40.28)	563.25 (203.68)	1.195	.319
Mg	556.24 (79.53)	557.87 (46.36)	517.08 (128.96)	.064	.938
Mn	25.68 (3.81)	25.11 (2.34)	20.84 (4.69)	.504	.610
Na	1135.60 (118.45)	1693.65 (239.81)	722.82 (236.92)	5.490	0.010**
P	302.23 (38.65)	3559.63 (3158.37)	672.92 (335.15)	.889	.423
Pb	1.22 (0.65)	1.84 (1.03)	1.29 (0.66)	.172	.843
Se	6.07 (2.89)	9.21 (5.20)	7.02 (2.47)	.181	.835
Si	141.96 (29.63)	124.46 (35.79)	380.06 (101.30)	4.744	0.010**
Sn	39.70 (11.65)	44.43 (15.04)	57.81 (18.12)	.372	.693
Sr	7.32 (1.24)	20.63 (13.11)	7.83 (3.60)	.866	.432
Zn	132.86 (19.22)	118.89 (8.30)	159.38 (32.64)	.853	.438

La prueba de Tukey indicó que para el caso del Bario (Ba), las concentraciones fueron mayores en *Junco phaeonotus* ($\bar{X}=5.74$); las mayores acumulaciones de Sodio (Na) se mostraron significativamente diferentes en las especies *Empidonax occidentalis* ($\bar{X}=1693.65$) y *Junco phaeonotus* ($\bar{X}=722.82$), mientras que *Catharus occidentalis*, mostró concentraciones intermedias; por último, en el caso del Sílice (Si), *Junco phaeonotus* mostró las mayores concentraciones ($\bar{X}=380.06$) (Cuadro 18).

Cuadro 18. Concentraciones promedio de elementos químicos con diferencias significativas por especie. (Las diferencias se muestran como valores de A, B y C muestran diferencias o similitud en concentraciones; Prueba de Tukey, $P < 0.05$, IBM SPSS Statistics 20.0).

Especies/elementos	Bario	Sodio	Sílice
<i>Catharus occidentalis</i> (n=9)	0.35 ^B	1135.60 ^{AB}	141.96 ^B
<i>Empidonax occidentalis</i> (n=10)	0.35 ^B	1693.65 ^A	124.46 ^B
<i>Junco phaeonotus</i> (n=10)	5.74^A	722.82 ^B	380.06^A

Por otro lado, los resultados de un análisis discriminante mostraron diferencias significativas entre especies ($F < 0.001$), sugiriendo que estas se encuentran bien diferenciadas de acuerdo a sus valores de Índice de Condición (IC) (eigenvalores: eje canónico X=89%, el eje canónico Y=11%) (Fig. 14). La prueba estadística indicó que de acuerdo con la concentración encontrada en las plumas, existen mayores concentraciones de ciertos elementos en cada una de las especies. La acumulación de Cobre (Cu), Manganeso (Mn) y Sílice (Si) se encuentra en mayor medida en *Catharus occidentalis*; Potasio (K), Estaño (Sn), Magnesio (Mg) y Sodio (Na) en *Empidonax occidentalis* y Aluminio (Al), Calcio (Ca), Plomo (Pb) y Zinc (Zn) en *Junco phaeonotus*.

Por otra parte, no existieron correlaciones significativas entre las concentraciones de elementos químicos y los indicadores fisiológicos (IC y H/L) de todas las especies analizadas en conjunto (Cuadro 19). La excepción es el caso del Sodio (Na), en el que se muestra un valor significativo negativo, el cual refleja simplemente un efecto del IC entre las especies comparadas (Fig.15).

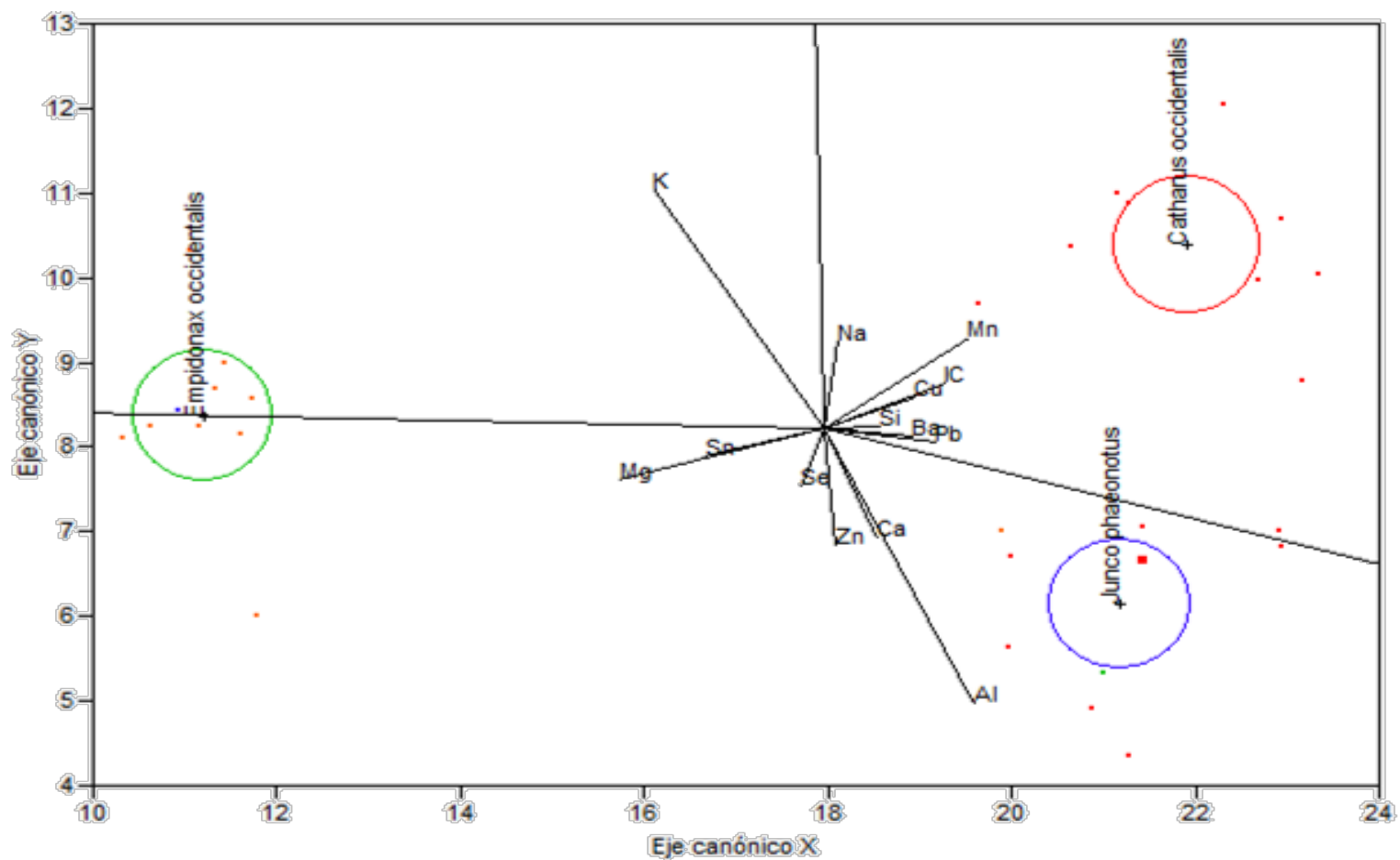


Figura 14. Elementos químicos con mayor concentración por especie. El IC representa la variable con mayor contribución en la agrupación de las especies (Eigenvalores: eje canónico X=89%, eje canónico Y= 11%. Análisis discriminante, JMP 6).

Cuadro 19. Correlación entre las concentraciones de elementos químicos y los indicadores fisiológicos (IC y H/L) de todas las especies analizadas en conjunto (Correlación de Pearson, $P < 0.05$, IBM SPSS Statistics 20.0.)

Elemento químico	N	IC		H/L	
		Correlación (r)	P	Correlación (r)	P
Al	29	0.14	0.467	-0.043	0.824
Ba	29	0.216	0.26	-0.085	0.663
Ca	29	-0.016	0.936	-0.246	0.199
Cu	29	0.066	0.733	-0.265	0.165
Fe	29	-0.24	0.21	-0.025	0.898
K	29	0.037	0.847	-0.157	0.416
Mg	29	-0.043	0.825	-0.189	0.325
Mn	29	-0.075	0.699	-0.164	0.395
Na	29	-.485**	0.008	-0.038	0.844
P	29	-0.251	0.188	-0.038	0.844
Pb	29	-0.167	0.388	-0.137	0.478
Se	29	-0.095	0.625	-0.034	0.862
Si	29	0.245	0.2	0.053	0.785
Sn	29	0.058	0.764	-0.184	0.339
Sr	29	-0.256	0.179	-0.085	0.662
Zn	29	0.159	0.411	-0.202	0.293

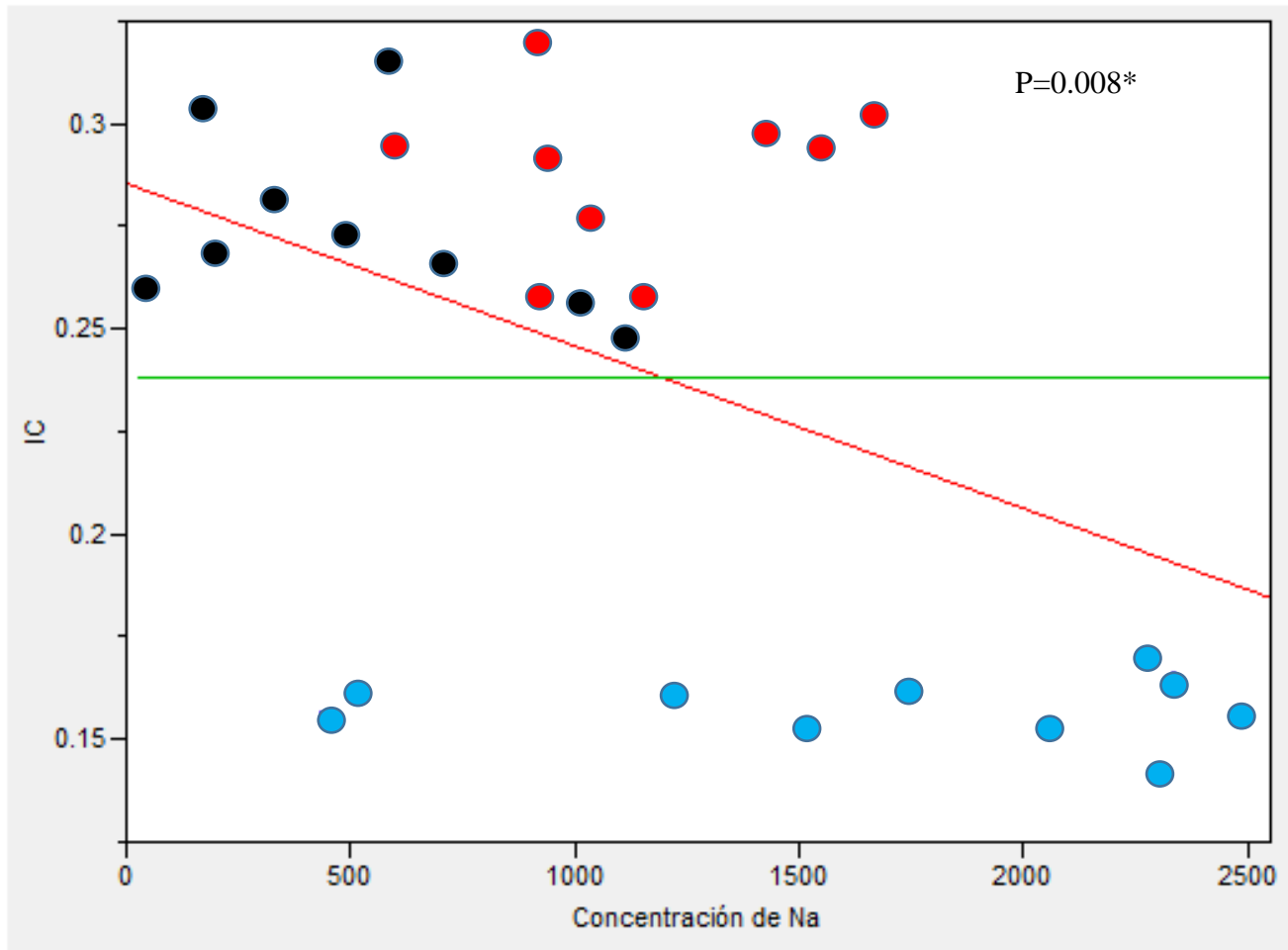


Figura 15. Grafica de la correlación entre la concentración del sodio (Na) y el índice de condición. La línea verde representa la media. Los colores representan a los individuos de las especies *Catharus occidentalis*= rojo, *Empidonax occidentalis*= azul, *Junco phaeonotus* = negro (Análisis de Correlación, JMP6).

Finalmente, no se existe información general sobre las concentraciones mínimas y máximas que puedan ser consideradas como rangos de línea base de los EPT, contenidos en los tejidos de un ave silvestre, que sugiera la posibilidad de una situación de riesgo de salud.

DISCUSIÓN

La relación de la acumulación de compuestos tóxicos en aves y los daños que provoca en los organismos, han sido un amplio tema de estudio. Desde principios del siglo XX, los hallazgos de envenenamiento por la ingestión de balas o residuos de plomo producto de la cacería, llamó la atención de los ecólogos y ambientalistas (Rattner 2009). Posteriormente, los estudios revelaron los daños ocasionados por la acumulación de pesticidas y organoclorados en tejidos y órganos (Risebrough 1978), principalmente en aves rapaces (Negro *et al.* 1993, Gómez-Ramírez *et al.* 2014) y marinas (Crivelli *et al.* 1989, Guruge *et al.* 2001, Burger y Gochfeld 2004), así como los efectos que pueden provocar a nivel global (Risebrough 1986). Otros impactos igualmente estudiados en aves, son los originados por derrames de petróleo y otros aceites en los océanos (McKelvey *et al.* 1980, Venegas *et al.* 1983, Burger 1993) y los provocados por la industria y la minería.

El desastre ocurrido en Chernobyl en 1986, ha sido considerado como un parteaguas en la investigación de los efectos no deseados en el ser humano y fauna silvestre, así como el medio ambiente a largo plazo (Cheeser y Baker 2006, Rattner 2009). Aunque los efectos de este evento tuvieron a la radioactividad como su causa, promovieron un impulso y la continuación del interés de los investigadores en los impactos antropogénicos en general. Particularmente, el estudio de los efectos provocados por la acumulación de EPT se desarrolló siguiendo diferentes enfoques; por ejemplo, a nivel endócrino (daños a nivel enzimático y atrofia de órganos) (Lundholm 1997, Tanabe 2002) y ecofisiológico (relacionados con el estrés ambiental, reproducción y conducta) (Fry 1995, Eeva *et al.* 2003). Desafortunadamente, aún en el presente, muy pocos estudios se han enfocado en procesos de toxicidad con relación al estrés ambiental y con efectos a largo plazo (Baghdad *et al.* 2006, Gangoso *et al.* 2009).

En general, la contaminación de la biota a través de factores medioambientales se presenta cuando los organismos receptores y los contaminantes coexisten en tiempo y espacio. Sin embargo, dicha coexistencia no es suficiente para asegurar que los contaminantes sean asimilados por parte de los organismos; para lograr una evaluación holística que permita interpretar los impactos por contaminantes en la biota en el pasado, presente y futuro, deben tomarse en cuenta factores como: 1) intensidad de la exposición

(usualmente expresada en concentraciones), 2) temporalidad de la exposición (frecuencia y duración del contacto), y 3) el área contaminada y la proximidad al sitio focal (Suter *et al.* 2000, Smith *et al.* 2007). Los factores bióticos, abióticos y las historias de vida de los organismos, serán los que determinen la intensidad con la que asimilan los contaminantes, además de que los organismos que pertenecen a un mismo nivel trófico o gremio alimenticio, asimilarán de manera diferente los contaminantes debido a que el uso de los recursos disponibles en el hábitat es distinto (Smith *et al.* 2007).

De acuerdo con el Consejo Internacional de los metales en el Medio Ambiente (ICME 2000), las formas de exposición a contaminantes entre organismos terrestres y semi-terrestres son menos conocidas que las formas de asimilación de contaminantes en ambientes acuáticos (Smith *et al.* 2007). A diferencia de los ambientes terrestres, en los ambientes acuáticos existe una fuerte correlación entre los organismos y los factores contaminantes del agua (Moiseenko y Kudryavtseva 2001). La distribución espacio-temporal de los contaminantes y la movilidad de la fauna en los ambientes terrestres presenta una mayor complejidad en las vías de asimilación (Smith *et al.* 2007). En ese sentido, se considera que los ambientes terrestres que cuentan con contaminantes producto de la minería y la industria, representan un importante riesgo en general para las especies faunísticas (Hsu *et al.* 2006), incluido el ser humano (Moiseenko y Kudryavtseva 2001).

Una revisión de literatura realizada por Goodyear y McNeillen (1999) sugiere que los ambientes acuáticos y los organismos invertebrados han sido los más ampliamente estudiados con respecto a la acumulación de elementos contaminantes, siendo el Zinc (Zn), Cobre (Cu), Plomo (Pb) y Cadmio (Cd) los elementos principalmente analizados. Los autores mencionan que se deben analizar los organismos invertebrados ya que son la base de múltiples cadenas alimenticias y son considerados como uno de los vectores principales para la transferencia de contaminantes a través de la cadena trófica.

Los organismos invertebrados forman parte de la dieta de un importante número de aves, las cuales al alimentarse de aquellos organismos que bioacumulan EPT presentes en el suelo, incrementan su nivel de exposición (Heikens *et al.* 2001). Existen evidencias que indican que los invertebrados con mayor tendencia a la bioacumulación son aquellos que se alimentan de sedimentos o del suelo, como las cochinillas (Orden Isopoda), lombrices de

tierra (Familia Lumbricidae) y, en menor medida los escarabajos (Orden Coleoptera) (Goodyear y McNeill 1999, Heikens *et al.* 2001). Los invertebrados depredadores (como arañas y centípedos), presentan menores concentraciones de EPT (van Straalen *et al.* 2001). En todos los casos, la bioacumulación en invertebrados está relacionada positivamente con los contaminantes presentes en agua y suelo donde habitan (Goodyear y McNeill 1999, Heikens *et al.* 2001, van Straalen *et al.* 2001, 2008).

Los efectos de concentraciones en vertebrados, son variados. Se conoce que algunos de los daños en peces provocados por altas concentraciones de Arsénico (As), Mercurio (Hg), Cadmio (Cd) y Plomo (Pb), son cambios en color tegumentario (decoloración), inflamación anal, “desorden” en las escamas, edema en branquias, anemia, cambios degenerativos en hígado (incremento de tamaño, cambio de color y friabilidad) y riñones (color, granulación, engrosamiento del sistema renal y presencia de cálculos nefríticos), así como anomalías en la textura de las gónadas (Moiseenko y Kudryavtseva 2001). En anfibios (ranas), los daños reportados por la exposición a organoclorados, plomo, cadmio y zinc, son susceptibilidad a muerte prematura, retraso en el crecimiento y en metamorfosis (Carey y Bryant 1995, Lefcort *et al.* 1998). En serpientes acuáticas expuestas a sitios de combustión de carbón y presencia de EPT como Arsénico (As), Cadmio (Cd) y Selenio (Se), los efectos son pérdida de energía para eventos fisiológicos como el crecimiento y la reproducción (Hopkins *et al.* 1999), así como tamaño reducido en huevecillos (Khan y Law 2005). En las aves se han reportado casos de pancreatitis asociados con altas concentraciones de Zinc (Zn) en aves paserinas (Beyer *et al.* 2004), y deterioro celular y disfunción excretora en células de hígado, páncreas y riñón en aves acuáticas (Sileo *et al.* 2004). Para los mamíferos, hay evidencias de envenenamiento por Manganeso (Mn) en roedores (Nachtman *et al.* 1986), primates no humanos (Aschner *et al.* 2007) y seres humanos (Mena *et al.* 1969, Montes *et al.* 2008).

Es conocido que muchas enfermedades en el ser humano están relacionadas con el incremento en las concentraciones de los elementos químicos, cuyos efectos pueden ser trastornos neurológicos, problemas cancerígenos, patologías en tejido óseo y anemia (Moiseenko y Kudryavtseva 2001) (Cuadro 20).

Cuadro 20. Efectos provocados por acumulación de elementos potencialmente tóxicos en seres humanos (Modificado de Moiseenko y Kudryavtseva 2001).

Elemento Potencialmente Tóxico	Trastorno	Fuente
Mercurio (Hg)	Efectos neurológicos y cardiovasculares	(Kovalsky 1974, Houston 2007)
Cadmio (Cd) y Plomo (Pb)	Propiedades cancerígenas	(Alabaster y Lloyd 1982)
Estroncio (Sr)	Patologías en tejido óseo	(Foulkes 1990)
Cobre (Cu)	Anemia	(IPCS 1992)

A pesar de que se conocen algunos de los daños que provoca la acumulación de EPT, existen dificultades para determinar el nivel de concentración que represente un riesgo para los organismos en general, debido a que: 1) diversos elementos como el Cobalto (Co), Cobre (Cu), Hierro (Fe), Magnesio (Mg), Manganeso (Mn), Níquel (Ni), Estroncio (Sr), Selenio (Se), Zinc (Zn) etc. son esenciales (necesarios como parte de procesos fisiológicos en los organismos y están presentes en cantidades pequeñas de forma natural) (Moiseenko y Kudryavtseva 2001, Hsu *et al.* 2006); 2) el envenenamiento por EPT puede deberse tanto a efectos tóxicos directos, como a las consecuencias relacionadas con su bioacumulación, incluyendo efectos mutagénicos, embriotóxicos, gonadotóxicos y cancerogénicos; y 3) las propiedades toxicológicas dependen de la forma química en la que se presentan los EPT, y sus combinaciones (fenómeno de sinergismo y antagonismo). Un ejemplo de esto último es lo que sucede con las altas concentraciones de algunos elementos esenciales como el Cobre (Cu), Cobalto (Co) y Zinc (Zn) presentes en el ambiente, que pueden no reflejarse acumulados en algunos tejidos. Por otro lado, órganos con metabolismo acelerado (*e.g.* hígado), pueden redistribuir estos mismos elementos esenciales y verse reemplazados por algún elemento contaminante como el Níquel (Ni) en peces (Moiseenko y Kudryavtseva 2001).

Un estudio realizado por Concas *et al.* (2006) en un sitio de extracción de oro activo hasta 1992, adyacente al Río Piscinas en el suroeste de Italia, encontró un incremento en

hierro (Fe), Manganeseo (Mn) y Cobalto (Co) debido a la alta salinidad y altas concentraciones de metales sulfurados. El análisis de agua indicó niveles de pH bajo, asociado a altas concentraciones de Fe, lo cual favorece la elevación de las concentraciones de otros elementos que pudieran derivar en tóxicos biodisponibles para la biota. Los autores concluyen que los depósitos de jales localizados en la margen de los ríos, representa una constante fuente de contaminación a largo plazo, debido a que a pesar del abandono de las actividades en el sitio (poco más de 20 años), la permanencia de los residuos mineros en el agua continuará representando un factor de contaminación. Los resultados anteriores coinciden con lo reportado por Nieto Monroy (2007) para el DMTO, en donde la contaminación provocada por EPT provenientes del drenaje de las minas, comúnmente aporta altas concentraciones de sulfuros que al entrar en contacto con soluciones acuosas, químicamente pudieran transformarse en ácidos, los cuales podrían ser dispersados a través de sistemas acuáticos, haciendo que muchos elementos estuvieran disponibles para la biota en el suelo y aguas subterráneas (Nieto Monroy 2007); no obstante, el agua presenta valores de pH neutros (Corona-Chávez *et al.* 2010). Esta situación obliga a considerar que en caso de que un factor genere cambios en el pH hacia valores ácidos en el agua (originado por actividades antropogénicas), las escorrentías de socavones y jales presentes en las inmediaciones del DMTO podrían representar una fuente constante de contaminantes incrementando la biodisponibilidad de EPT en la biota de la región.

A pesar de que las minas abandonadas representan un foco de contaminación histórica, existe poca atención hacia los efectos remanentes de la minería. La evaluación de las condiciones físico-químicas y ambientales de los sitios mineros en abandono, representa uno de los retos para analizar la biodisponibilidad (movilización de los EPT a través de la dieta) y los efectos que pudieran presentarse en general en la biota (Goodyear y McNeill 1999, Snively y Flaspohler 2006), incluyendo a las aves (Snively y Flaspohler 2006). Los resultados obtenidos de los pocos estudios realizados hasta ahora con esta perspectiva histórica de efectos remanentes, sugieren la necesidad del desarrollo de más investigación al respecto.

La información existente acerca de las concentraciones de EPT, debido a su relación directa con el ser humano y su consumo, corresponde a aves de corral (Mahaffey 1977).

Una búsqueda realizada en enero de 2016 en la página del Diario Oficial de la Federación (DOF), presenta información acerca de las Normas Oficiales Mexicanas que regulan la determinación de Cobre, Plomo y Cadmio contenidos en hígado, músculo y riñón (NOM-010-ZOO-1994), Arsénico (NOM-015-ZOO-1994) y Mercurio (NOM-016-ZOO-1994); en ninguna de estas normas se especifican los límites mínimos y máximos permitidos en la carne de pollo para consumo humano. El Diario Oficial de la Federación anunció la cancelación de las Normas anteriores, con fecha 9 de marzo de 1995. Por esta razón y para efectos de comparaciones con los resultados del presente estudio, se tomaron en cuenta los límites máximos permitidos de acuerdo con lo reportado por Puls (1994) en el ejercicio diagnóstico del Laboratorio de Toxicología del Colegio Veterinario de Ontario, Canadá, y lo reportado por la Administración de Alimentos y Medicamentos de Estados Unidos [U.S. Food and Drugs Administration (FDA)] (Doyle y Spaulding 1978). Estas publicaciones hacen referencia a concentraciones oficiales permitidas en carne de aves para consumo humano, e indican que a pesar de que algunos de ellos son considerados elementos esenciales, como se mencionó previamente, se consideran como EPT cuando rebasan cierto nivel de concentración. Los resultados igualmente se contrastaron con las concentraciones reportadas por otros trabajos que han encontrado contaminantes en plumas de aves habitantes de distritos mineros y/o expuestos a contaminantes (Dauwe *et al.* 2003, Jiménez *et al.* 2005, Abduljaleel *et al.* 2012, Abbasi *et al.* 2015).

Los resultados de este trabajo muestran que para el caso del Fierro (Fe), las concentraciones promedio de los individuos de *Empidonax occidentalis* y *Junco phaeonotus*, están por encima de los valores reportados por FDA (Puls 1994), siendo 6.7 y 2.2 veces mayor que los niveles considerados como altos en plumas. Asimismo, las concentraciones promedio del Manganeso (Mn), se encuentran por encima de lo reportado por Puls (1994), en las tres especies [*Catharus occidentalis* (2.3), *Empidonax occidentalis* (2.3) y *Junco phaeonotus* (1.9)], con respecto al valor considerado como más alto dentro de lo que consideran adecuado. Por otro lado, se debe destacar que en el caso del Aluminio (Al), a pesar de que no se reportan concentraciones con un límite alto, los individuos del DMTO presentan concentraciones mayores a las reportadas en aves rapaces (Dauwe *et al.* 2003); los valores son 1.6 veces más altos en *Catharus occidentalis*, 2.3 veces más en *Empidonax occidentalis* y 9.5 veces en *Junco phaeonotus*, con respecto a los valores

reportados. Esto último llama la atención debido a que se esperaría encontrar altas concentraciones de EPT en aves rapaces por encontrarse en los escalones más altos de la red trófica (Dauwe *et al.* 2003, Abbasi *et al.* 2015). Por otra parte, no fue posible hacer comparaciones y tener una idea de las variaciones encontradas en las concentraciones de Bario (Ba), Sílice (Si) y Sodio (Na), que muestran diferencias significativas en las especies estudiadas, debido a que no existe información disponible en la literatura (Dauwe *et al.* 2003, Jiménez *et al.* 2005, Abduljaleel *et al.* 2012, Abbasi *et al.* 2015). Estas diferencias pudieran ser el resultado de sus hábitos de alimentación y gremio alimenticio al que pertenecen las tres especies de aves y sus necesidades fisiológicas particulares (Abbasi *et al.* 2015) (Cuadro 21).

De la poca información acerca de biomagnificación del sílice, un estudio realizado con el gorrión casero (*Passer domesticus*) en cautiverio, en el que las aves fueron expuestas a pesticidas granulares aplicados en suelo, mostraron una tendencia a acumular altas concentraciones de sílice en cerebro y plasma sanguíneo; registraron también cambios en el comportamiento y disminución de la masa corporal. Sin embargo, los autores no pudieron determinar la vía de acumulación de sílice (cutánea o ingerida) (Stafford *et al.* 2009). A pesar de que se conoce que la silicosis es una enfermedad presente en seres humanos expuestos a éste EPT, que se acumula en pulmones por su constante inhalación (Martínez *et al.* 2010), en aves no se han descrito efectos a nivel pulmonar.

Por otra parte, estudios realizados en aves de corral y patos sometidos a inyecciones de bario, presentaron efectos de vasoconstricción e incremento en la presión sanguínea (Paton y Watson 1912, Woolley 1958). A pesar de que se conoce este efecto en los organismos, no existen estudios hasta donde se conoce, acerca de las concentraciones adquiridas en aves expuestas a elevadas concentraciones producto de actividades mineras y sus efectos en aves de vida silvestre.

La información disponible acerca de los efectos provocados en los organismos por altas concentraciones de sodio (cloruro de sodio, NaCl) principalmente con especies de aves de corral, indica que el sodio juega un papel importante en el proceso de osificación, de tal manera que si éste se ve disminuido puede provocar osteoporosis y fragilidad de los huesos, mientras que en un escenario contrario, con altas concentraciones, los pollos de

Cuadro 21. Resumen de concentraciones de EPT en aves para consumo humano, aves silvestres habitantes de sitios contaminados, aves muestreadas en el DMTO y las concentraciones reportadas para los jales mineros. (*) Concentraciones de las especies que presentaron niveles por encima de los permitidos para consumo humano. (La concentración del Fe establecida como *adecuada*, se pone en duda, ya que rebasa lo establecido como un nivel *alto*).

Elemento Químico	Concentración en plumas pollos para consumo humano Puls1994 (FDA)			Concentración en hígado-riñones-tejidos en aves para consumo humano (Doyle y Spaulding 1978)	Concentraciones reportadas en plumas de aves silvestres, en áreas contaminadas por EPT (refinería, muerte accidental, industria y contaminación por organoclorados, respectivamente).				Concentración promedio de EPT en plumas por especie. DMTO 2014-2015			Concentración reportada en jales mineros DMTO (Corona-Chávez et al. 2010)
	Categoría	Adecuado	Alto		Rapaces Pakistán (Abbasi et al. 2015)	Rapaces Bélgica (Dauwe et al. 2003)	Aves marinas Pakistán (Abduljaleel et al. 2012)	Gorriones y Palomas México (Jiménez et al. 2005)	<i>Catharus occidentalis</i>	<i>Empidonax occidentalis</i>	<i>Junco phaeonotus</i>	
Al	Esencial					13.7-45.5			70.63*	103.98*	433.75*	
As	Esencial	<0.20	>6.0	0.09-0.70		0.07-1.40	21.4	25-46	16.66*	0.91	0.42	3.0 - 83.9
Ba									0.35	0.35	5.74	
Ca									1928.06	2180.99	2555.32	
Cu	Esencial	10-15		1.2-10.0	1.62-5.93	0.61-9.13	28-93	5-15	10.66	9.50	11.21	7.4 - 808.6
Fe	Esencial	80-90	150	44-381	74.53-138.93	44-328			89.94	1008.62 *	327.76 *	
K									301.72	364.87	563.26	
Mg	Esencial								556.24	557.87	517.09	
Mn	Esencial	4.0-11.0		3	0.82-3.31	5.52-15.30	16-21		25.68 *	25.11 *	20.84 *	
Na									1135.60	1693.65	722.82	
P									302.23	3559.63	672.92	
Pb	No esencial (Orlowski et al. 2015)	<1.0-3.0	10-100		1.01-4.01	2.51-9.9		91-269	1.22	1.84	1.30	16.5 - 317.5
Se	Esencial			0.6					6.07	9.21	7.02	
Si		1.6							141.96	124.47	380.06	
Sn									39.70	44.43	57.81	
Sr									7.32	20.63	7.83	
Zn	Esencial	60-300	>400	59-143	53.32-122.04	26.8-74.0	400-650	25-30	132.86	118.89	159.38	63.8 - 548.2

engorda no acumulan grasa corporal, acumulan líquidos y muestran presión arterial elevada (Brenes *et al.* 1988). No existe información acerca de los límites máximos permitidos en tejidos de aves para consumo humano (Puls 1994), por lo que no es posible realizar una comparación de los resultados del presente estudio. Asimismo, existe una ausencia de información acerca de las concentraciones adecuadas o efectos que puedan tener las aves de vida silvestre en escenarios de distritos mineros.

La biomagnificación de EPT se encuentra básicamente asociada con el hábito y el tipo de alimento que las aves consumen. Abbasi y colaboradores (2015) presentan una comparación de las concentraciones de EPT encontradas en aves de acuerdo con el gremio alimenticio al que pertenecen, en diferentes áreas contaminadas producto de actividades industriales. Al realizar una comparación con las aves muestreadas, en el DMTO se observa que en la mayoría de los casos existen mayores concentraciones de elementos como Cobre (Cu), Manganeso (Mn), Fierro (Fe) [con excepción de *Catharus occidentalis*] y Zinc (Zn) a las previamente reportadas; en el caso del Plomo (Pb), las concentraciones se mostraron muy similares en ambos casos. De igual manera, estos resultados coinciden con lo propuesto por Chapa-Vargas *et al.* (2010), quienes concluyen que las aves insectívoras, pertenecen al gremio alimenticio que acumula mayores concentraciones de Plomo (Pb) (Cuadro 22), como es el caso de *Empidonax occidentalis* en el presente estudio. Como ya se ha mencionado en la sección de resultados, no existe relación de las concentraciones con los sitios de estudio.

El efecto de bioacumulación no se cumple de igual forma para todos los elementos considerados como potencialmente tóxicos. Un estudio realizado por Zhuang y colaboradores (2009) con crías de aves de corral en China, demuestra que las concentraciones de elementos no esenciales como el Cadmio (Cd) y el Plomo (Pb), van reduciendo sus concentraciones conforme su paso por la cadena alimenticia (suelo-planta-larva-pollo) debido al proceso de excreción, que constituye una vía eficiente de eliminación, contrariamente a lo que sucede con elementos esenciales como el Zinc (Zn) y el Cobre (Cu), que se bioacumulan progresivamente. El autor sugiere que al ser éstos elementos esenciales, son acumulados por los organismos por la vía de las proteínas conocidas como metalotioneínas (MTs) (Zhuang *et al.* 2009).

Cuadro 22. Concentraciones de EPT en plumas por gremio alimenticio.

	Pb (EE)	Cd (EE)	Cr (EE)	Ni (EE)	Co (EE)	Cu (EE)	Mn (EE)	Fe (EE)	Zn (EE)
Gremio alimenticio (Modificado de Abbasi <i>et al.</i> 2015)									
Omnívoros	1.50 (0.15)	0.65 (0.12)	1.38 (0.18)	1.90 (0.36)	1.12 (0.24)	2.50 (0.25)	1.50 (0.10)	106.30 (6.80)	76.00 (4.0)
Insectívoros	2.00 (0.16)	0.89 (0.10)	1.60 (0.40)	1.44 (0.30)	0.74 (0.17)	2.90 (0.16)	1.60 (0.38)	85.30 (4.30)	75.25 (6.20)
Granívoros	0.83 (0.20)	0.66 (0.10)	1.26 (0.10)	2.40 (0.02)	1.74 (0.40)	3.00 (0.50)	0.80 (0.70)	92.5 (5.0)	86.5 (57.0)
Especies (Este trabajo)									
<i>Catharus occidentalis</i>	1.22 (0.65)	-	-	-	-	10.66 (1.72)	25.68 (3.81)	89.94 (14.92)	132.86 (19.22)
<i>Empidonax occidentalis</i>	1.84 (1.03)	-	-	-	-	9.50 (1.04)	25.11 (2.34)	1008.62 (865.42)	118.89 (8.30)
<i>Junco phaeonotus</i>	1.29 (0.66)	-	-	-	-	11.21 (3.19)	20.84 (4.69)	327.76 (121.23)	159.38 (32.64)

Desde un punto de vista fisiológico, las aves presentan estrategias que les permiten cierta tolerancia ante las concentraciones de elementos que pueden llegar a ser contaminantes. Existe evidencia que organismos que habitan en áreas contaminadas por altas concentraciones de EPT, presentan niveles de mayores de producción de MTs, las cuales se sabe que actúan como una estrategia de defensa ante las concentraciones de EPT, ayudando al almacenamiento en forma inactiva de metales como el cobre y zinc, así como de elementos no esenciales como cadmio y plata en el citoplasma celular. Estas proteínas son producidas principalmente en hígado y riñones (Cherian y Nordberg 1983, Repetto Jiménez y Repetto Kuhn 2009). La capacidad que tienen éstas para unirse a dichos elementos, sugiere que pueden ayudar en el mantenimiento de la homeostasis de los organismos e inducir la desintoxicación de contaminantes (Romero *et al.* 2015).

A menudo, estas MTs también son consideradas como proteínas del estrés (Repetto Jiménez y Repetto Kuhn 2009). Existen autores que sugieren que los glucocorticoides son los principales reguladores de las MTs y que estas pueden llevar a los organismos a la búsqueda constante de la homeostasis en presencia de EPT, principalmente del zinc y del cadmio (Hidalgo y Carrasco 1998, Carrasco Trancoso 2000). A pesar de ello, no deben considerarse como una vía única de desintoxicación, ya que también las heces, la cáscara de huevo y las plumas son consideradas como vías de eliminación de tóxicos (Berglund *et al.* 2011). La acumulación de los metales por parte de las MTs, ha sido reportada principalmente en glándulas digestivas, riñones e hígado en aves marinas (Gil *et al.* 2006). Se ha reportado que las MTs en situaciones agudas acumulan el zinc desactivado en el hígado, mientras que de manera crónica se acumula en los huesos (Gómez Ramírez 2011).

Romero y colaboradores (2015) realizaron un estudio en el que compararon poblaciones de pingüinos contaminados con hidrocarburos por derrames de petróleo en las costas del sur de Argentina, con otra población de pingüinos de la misma especie en un albergue (en cautiverio). Utilizaron las MTs y el índice H/L, como indicadores del estado de salud de las poblaciones. Sus resultados sugirieron una mayor cantidad de MTs producidas en el hígado de los pingüinos contaminados, en comparación con los individuos en cautiverio. Por otro lado, los niveles de H/L, no presentaron diferencias significativas

entre poblaciones. Los autores sugieren que el análisis de MTs es mucho más sensible en la determinación del estrés provocado por EPT en los individuos estudiados.

Asimismo, se conoce que las enzimas de desintoxicación hepática (Etoxiresorufin-O-dietilasa, EROD), las cuales tienen como una de sus funciones la eliminación de EPT, proveen información acerca de la vulnerabilidad de las especies de acuerdo con su capacidad de eliminación (Tanhuanpää *et al.* 1999, Smits y Fernie 2013). Un estudio realizado en Finlandia, con diez especies de aves paserinas, sugiere que las aves con mayor porcentaje de masa corporal y con un hígado de mayor tamaño, presentaron mayor actividad en las enzimas EROD y, por tanto, mayor capacidad de desintoxicación, a diferencia de las especies de menor tamaño. Estos mismos resultados se mostraron al comparar la capacidad de desintoxicación en aves insectívoras, cuya capacidad de desintoxicación fue mayor, a diferencia de aves granívoras y no migratorias, de las cuales la actividad enzimática fue menor (Rainio *et al.* 2012). Asimismo, Esselink *et al.* (1995) sugieren que los niveles de acumulación de elementos como el Manganeseo (Mn), están relacionados con el tamaño del órgano. En ese sentido, se considera importante llevar a cabo análisis que involucre las tres especies aquí reportadas, para conocer con mayor detalle la acumulación de EPT en tejidos (hepáticos y óseos), que pueda dilucidar la bioacumulación en las inmediaciones del DMTO.

Desde la perspectiva puramente estadística, los resultados obtenidos en este análisis no muestran indicios de que exista un efecto remanente de las actividades mineras en los individuos analizados. La interpretación de la información con la que se cuenta es difícil y podría considerarse con un cierto grado de elucubración e incertidumbre, y hasta ahora las posibles explicaciones asumen patrones que quizá no sean universales, y que por lo tanto no sean aplicables a diferentes especies o grupos biológicos. Las razones de esto, por un lado se deben a la falta de información y de estudios previos que pudieran sustentar alguna explicación fundamentada sobre los efectos a nivel de rendimiento fisiológico, de los niveles o concentraciones de EPT en aves y otros grupos de vertebrados. Por otra parte, los datos existentes no muestran consistencia y pueden hasta ser contradictorios.

Como sucede en muchos casos, los datos hacen referencia solamente a especies que son de interés alimentario, y si acaso sólo consideran a las especies de los que depende la nutrición de las poblaciones humanas; estamos lejos de tener un conocimiento básico para las especies de vida silvestre. Es importante destacar que las investigaciones experimentales bajo ambientes controlados serán necesarias para el conocimiento de los efectos que se tratan de explicar y de los valores de las concentraciones que puedan tener efectos tóxicos nocivos que puedan ser detectables, sin que necesariamente los organismos se encuentren en condiciones de salud críticas o en riesgo de muerte.

A pesar de la falta de correlación entre las concentraciones de los EPT detectados y los indicadores de desempeño fisiológico, es claro que las condiciones del sitio con presencia de desechos mineros, en donde se detectaron niveles de desempeño fisiológico subóptimos, es el lugar en donde las concentraciones de algunos de los EPT son claramente mayores (Cuadro 16), lo que puede sugerir la existencia de costes fisiológicos en los individuos que allí habitan. De forma inesperada, las concentraciones de Hierro (Fe), Fósforo (P) y Estroncio (Sr) en los organismos que habitan en el sitio sin presencia de jales, se encontraron con incrementos considerables; al menos para los dos primeros de los elementos mencionados, su origen pudiera ser explicado por la vocación agrícola que tienen los terrenos cercanos al sitio control. Hace falta contar con análisis que permitan determinar las concentraciones de estos elementos a nivel de suelo, vegetales y otros organismos animales en los sitios de estudio, para poder construir una hipótesis de la movilidad de los elementos en el ecosistema a nivel local.

Con respecto a la respuesta a la pregunta de si es la bioacumulación una limitante en el rendimiento fisiológico de las aves en el Distrito Minero Tlalpujahua-El Oro, como se indica en el título del capítulo, hasta el momento no se cuenta con datos suficientes para sustentar la ideas de que las concentraciones de los EPT sean los causantes de los patrones subóptimos de los indicadores de condición en los individuos analizados. Sin embargo, no se descarta la posibilidad de que bajo condiciones particulares los posibles efectos tóxicos se manifiesten a nivel de la fisiología de órganos, pero no de manera sistémica general. También se desconoce si estos efectos pudieran expresarse a través de eventos importantes en el ciclo de vida de los organismos (como durante la reproducción, por ejemplo),

causando bajas en la sobrevivencia en diferentes grupos de edad, disminución del éxito reproductivo, o cualquier otro indicador a nivel demográfico. La pregunta se mantiene abierta y en espera de estudios integrales y diseñados *ad hoc* para dar respuesta a las múltiples preguntas que derivan de los resultados de este trabajo.

CONCLUSIÓN

Las aves de la región del DMTO, a 60 años del cese de las actividades mineras y extractivas, presentan concentraciones incrementadas de algunos EPT, desconociendo hasta el momento sus efectos, de acuerdo con los tres indicadores fisiológicos utilizados en el presente estudio. A pesar de que no se encontró relación entre las concentraciones de los elementos químicos y los indicadores fisiológicos (IC y H/L), se conoce que los individuos de las especies analizadas en el sitio con residuos mineros, presentan diferencias desde un punto de vista fisiológico y una mayor concentración de algunos de los elementos químicos (aun cuando las concentraciones no fueron estadísticamente diferentes entre sitios).

La información referente a la contaminación de EPT con relación a los procesos de bioacumulación y biomagnificación en zonas de minería es muy escasa, y de forma particular, en el caso de la investigación sobre efectos remanentes después de que las actividades de extracción se han dejado de desarrollar son prácticamente desconocidos desde el punto de vista de las poblaciones animales asociadas. Por otra parte, son prácticamente inexistentes los estudios relacionados con los efectos de las actividades mineras sobre las comunidades de aves a largo plazo, en los cuales se hayan realizado actividades de restauración ecológica, o al menos de acciones de mitigación, ya que comúnmente se asume que al detenerse las actividades extractivas, los efectos prácticamente desaparecen.

Por otro lado, no se cuenta con información básica suficiente que permita la comparación de los niveles de concentración de elementos químicos de acuerdo con la dieta de las especies; los datos presentados como referencia fueron obtenidos a partir de algunos estudios realizados en otros sitios del mundo, lo que puede ser la razón de la falta de consistencia en los datos publicados hasta ahora.

No obstante se conocen algunas de las estrategias fisiológicas por medio de las cuales las aves pueden hacer frente al menos a algunos de los contaminantes a los que están expuestas en el lugar en que habitan, no se conocen a detalle mecanismos específicos de

regulación fisiológica de desintoxicación de EPT que permitan el mantenimiento de una homeostasis constante. Hasta ahora no hay trabajos realizados en estos aspectos en México.

A pesar de que México ha figurado entre los países de importancia minera a nivel global, y a que se cuenta con innumerables casos de impactos negativos al ambiente natural y a su biodiversidad, hasta ahora no se ha determinado en ninguno de los casos la existencia de efectos remanentes en sitios de extracción minera inactivos. Este es el primer estudio que trata de abordar esta temática tan importante a nivel de impacto ambiental y de ecología, de tal forma que representa el primer trabajo de campo que intenta comprender e interpretar aspectos de ecofisiología en poblaciones de vida silvestre.

Es necesaria más investigación para determinar los límites máximos de tolerancia y las consecuencias de la acumulación de EPT en la fauna silvestre, por lo menos para algunas especies representativas. Se considera que el presente estudio constituye una aportación importante al establecimiento de líneas base de las concentraciones de EPT en aves de bosque templado expuestas a remanentes de minería, y se espera sea una referencia para promover la actualización de normas ambientales que regulen los vertidos de residuos mineros en términos de daños a la fauna y a la biota en general en el largo plazo. El interés por dar seguimiento a estos temas de investigación también pudiera relacionarse con aspectos de salud pública, al constituirse las aves como monitores con respuesta más rápida a los efectos que pudieran incidir en las poblaciones humanas.

LITERATURA CITADA

- Abbasi, N. A., V. L. B. Aspers, M. J. I. Chaudhry, S. Ali, y R. N. Malik. 2015. **Influence of taxa, trophic level, and location on bioaccumulation of toxic metals in bird's feathers; a preliminary biomonitoring study using multiple bird species from Pakistan.** *Chemosphere* 120:527-537.
- Abduljaleel, S. A., M. Shuhaimi-Othman, y A. Abdulsalam-B. 2012. **Assesment of trace metals contents in Chicken (*Gallus gallus domesticus*) and Quail (*Coturnix coturnix japonica*) tissues from Selangor (Malaysia).** *Journal of Environmental Science and Technology* 5:441-451.
- Aduvire, O. 2006. **Drenaje ácido de mina. Generación y tratamiento.** Instituto Geológico y Minero de España, Madrid.
- Alabaster, J.S. y R. Lloyd. 1982. **Water quality criteria for freshwater fish.** Butterworth, London.
- Alarcón-Corredor, O. M. 2009. **Los elementos traza.** *Revista Médica de la Extensión Portuguesa* 4:107-124.
- Aschner, M., T. R. Guilarte, J. S. Schneider, y W. Zheng. 2007. **Manganese: Recent advances in understanding its transport and neurotoxicity.** *Toxicology and Applied Pharmacology* 221:131-147.
- Ayas, Z., M. Çelikkan, y L. Aksu. 2008. **Lead (Pb) and Copper (Cu) concentration in the eggshells of Audouin's Gulls (*Larus audouinii*) in Turkey.** *Turk J Zool* 32:379-384.
- Baghdad, B., M. Naimi, A. Bouabdli, P. Sonnet, y S. Lutts. 2006. **Heavy metals in tailings, soils and vegetation of a abandoned lead mine land in Morocco.** *Mediterranean Ecology* 32:85-92.
- Bautista-Cruz, A. y M. R. Arnaud-Viñas. 2006. **Elementos potencialmente tóxicos en suelos agrícolas con manejo de riesgo contaminante.** *Naturaleza y Desarrollo* 4:36-42.
- Bautista-Zúñiga, F. 1999. **Introducción al estudio de la contaminación del suelo por metales pesados.** Primera edición. Universidad Autónoma de Yucatán, Mérida, Yucatán, México.
- Berglund, A. 2010. **Responses to reduce industrial metal emissions: An Ecotoxicological Study on Pied flycatcher (*Ficedula hypoleuca*, Aves).** Tesis doctoral. Department of Ecology and Environmental Science, Umeå University.

- Berglund, A., M. J. Koivula, y T. Eeva. 2011. **Species-and age-related variation in metal exposure and accumulation of two passerine bird species.** *Environmental Pollution* 159:2368-2374.
- Beyer, W. N., E. E. Connor, y S. Gerould. 1994. **Estimates of soil ingestion by wildlife.** *Journal of Wildlife Management* 58:375-382.
- Beyer, W. N., J. Dalgarn, S. Dudding, J. B. French, R. Mateo, J. Miesner, L. Sileo, y J. Spann. 2004. **Zinc and lead poisoning in wild birds in the Tri-state Mining District (Oklahoma, Kansas and Missouri).** *Environ. Contam. Toxicol.* 48:108-117.
- Brenes, A., M. V. Diez, P. Yuste, y L. A. Rubio. 1988. **Efecto de la adición de sal y bicarbonato sódico sobre el porcentaje de grasa abdominal y minerales en el tejido óseo de pollos.** *Archivos de Zootecnia* 37:1-9.
- Bridge, G. 2004. **Contested terrain: mining and the environment.** *Annual Review of Environment and Resources* 29:205-259.
- Brumbaugh, W. G., M. A. Mora, T. W. May, y D. N. Phalen. 2009. **Metal exposure and effects in voles and small birds near a mining haul road in Cape Krusenstern National Monument, Alaska.** *Environ Monit. Assess* 170:73-86.
- Burger, A. E. 1993. **Estimating the mortality of seabirds following oil spills: Effects of spill volume.** *Marine Pollution Bulletin* 26:140-143.
- Burger, J. 2002. **Food chain differences affect heavy metals in bird eggs in Barnegat Bay, New Jersey.** *Environmental Research Section A* 90:33-39.
- Burger, J. y M. Gochfeld. 2004. **Marine birds as sentinels of environmental pollution.** *EcoHealth Journal Consortium* 1:263-274.
- Carey, C. y C. J. Bryant. 1995. **Possible interrelations among environmental toxicants, amphibian development, and decline of amphibian populations.** *Environ Health Perspect* 103:13-17.
- Carrasco Trancoso, J. 2000. **Regulación de las metalotioneínas durante el estrés y la inflamación, y su influencia durante la respuesta inflamatoria.** Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Barcelona.
- Chapa-Vargas, L., J. Mejía-Saavedra, K. Monzalvo-Santos, y F. Puebla-Olivares. 2010. **Blood lead concentrations in wild birds from a polluted mining regional Villa de La Paz, San Luis Potosi, Mexico.** *J. Environ Sci Health a Tox Hazard Subst Environ Eng* 45:90-98.
- Cheeser, R. K. y R. J. Baker. 2006. **Growing up with Chernobyl.** *Am Scientist* 94:542-549.

- Cherian, M. G. y M. Nordberg. 1983. **Cellular adaptation in metal toxicology metallothionein.** *Toxicology* 28:1-15.
- Concas, A., C. Arda, A. Cristini, P. Zuddas, y G. Cao. 2006. **Mobility of heavy metals from tailings to stream waters in a mining activity contaminated site.** *Chemosphere* 63:244-253.
- Corona-Chávez, P. y J.A. Uribe-Salas. 2009. **Atlas Cartográfico del Distrito Minero El Oro-Tlalpujahuá.** Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Gobierno del Estado de Michoacán, Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, Morelia, Michoacán.
- Corona-Chávez, P., J. A. Uribe-Salas, N. Razo-Perez, M. Martínez-Medina, R. Maldonado-Villanueva, Y. R. Ramos-Arroyo, y J. Robles-Camacho. 2010. **The impact of mining in the regional ecosystem: The Mining District of El Oro and Tlalpujahuá, México.** *De Re Metalica* 15:21-34.
- Costa, R. A., T. Eeva, C. Eira, J. Vaqueiro, y J. V. Vingada. 2012. **Assessing heavy metal pollution using Great Tits (*Parus major*): feather and excrements from nestlings and adults.** *Environ Monit. Assess. Springer Science.*
- Costa, R. A., J. M. S. Petronilho, A. M. V. M. Soares, y J. V. Vingada. 2011. **The use of passerine feathers to evaluate heavy metal pollution in Central Portugal.** *Bull Environ Contam Toxicol* 86:352-356.
- Crivelli, A. J., S. Focardi, C. Fossi, C. Leonzio, A. Massi, y A. Renzoni. 1989. **Trace elements and chlorinated hydrocarbons in egg of *Pelecanus crispus*, a world endangered bird species nesting at Lake Mikri Prespa, North-western Greece.** *Environmental Pollution* 61:235-247.
- Cruz, O. N. L. 2013. **Distribución de metales pesados y arsénico en jales, suelos, sedimentos y agua de la zona minera de Maconí, Qro.** Centro de Geociencias, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Dauwe, T., L. Bervoets, R. Pixten, R. Blust, y M. Eens. 2003. **Variation of heavy metals within and among feathers of birds of prey: effects of molt and experimental contamination.** *Environmental Pollution* 124:429-436.
- de la O-Villanueva, M., D. Meza-Figueroa, R. M. Maier, D. Moreno, A. Gómez-Álvarez, R. Del Río-Salas, H. Mendivil, y A. Montijo. 2013. **Procesos erosivos en jales de la Presa I de Nacozari de García, Sonora y su efecto en la dispersión de contaminantes.** *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana* 65:27-38.
- Doyle, J. J. y J. E. Spaulding. 1978. **Toxic and essential trace elements in meat- A review.** *Journal of Animal Science* 47:398-419.

- Eens, M., R. Pinxten, R. F. Verheyen, R. Blust, y L. Bervoets. 1998. **Great and Blue Tits as indicators of heavy metal contamination in terrestrial ecosystems.** *Ecotoxicology and Environmental Safety* 44:81-85.
- Eeva, T., E. Lehtikoinen, y M. Nikinmaa. 2003. **Pollution-induced nutritional stress in birds: an experimental study of direct and indirect effects.** *Ecological Applications* 13:1242-1249.
- Escobar Sánchez, O. 2010. **Bioacumulación y biomagnificación de mercurio y selenio en peces pelágicos mayores de la costa occidental de Baja California Sur, México.** Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, IPN.
- Espín, T., E. Martínez-López, M. León-Ortega, J. F. Calvo, y A. J. García-Fernandez. 2014. **Factors that influence mercury concentrations in nestling Eagles Owls (*Bubo bubo*).** *Sci.Total Environ* 470-471:1132-1139.
- Esselink, H., F. M. van der Geld, L. P. Jager, G. A. Posthuma-Trumpie, P. E. F. Zoun, y A. J. Baars. 1995. **Biomonitoring heavy metals using the Barn Owl (*Tyto alba guttata*): Sources of variation especially relating to body condition.** *Arch.Environ.Contam.Toxicol.* 28:471-486.
- Eun-Young, K., H. Ichihashi, S. Kazutoshi, G. Atrashkevich, y R. Tatsukawa. 1996. **Metal accumulation in tissues of seabirds from Chaun, Northeast Siberia, Russia.** *Environmental Pollution* 92:247-252.
- European Commission. 2002.**Heavy Metals in Waste, Final Report.** E3/ETU/2000/0058. COWI A/S, 1-57. Denmark.
- Evers, D. C., J. D. Kaplan, M. W. Meyer, y P. S. Reaman. 1998. **Geographic trend in mercury measured in common loon feathers and blood.** *Environmental Toxicology and Chemistry* 17:173-183.
- Ford, K. L. y W. N. Beyer. 2014. **Soil criteria to protect terrestrial wildlife and open-range livestock from metal toxicity at mining sites.** *Environ Monit Assess* 186:1899-1905.
- Foulkes, E.C. 1990. **Biological effects of heavy metals.** CRC Press, Boca Raton, FL. USA.
- Franco, B. A. y I. M. León-Luna. 2012. **Bioacumulación de Metales traza en *Mugil incilis* (Hancock,1830); una herramienta útil para el biomonitoreo de la contaminación metálica en el litoral costero del Departamento del Atlántico-Colombia "*Mugil incilis* Bioindicador de la contaminación metálica del litoral costero".** *Costas* 1:98-106.
- Fry, D. M. 1995. **Reproductive effects in birds exposed to pesticides and industrial chemicals.** *Environmental Health Perspectives* 103:165-171.

- Fuente, M. E. y D. Barkin. 2013. **La minería como factor de desarrollo en la Sierra Juárez de Oaxaca. Una valoración ética.** *Revista Problemas del Desarrollo* 44:123-144.
- Furness, R.W. 1993. **Birds as monitors of pollutants.** Chapman and Hall, London.
- Gangoso, L., P. Álvarez-Lloret, A. A. B. Rodríguez-Navarro, R. Mateo, F. Hiraldo, y J. A. Donázar. 2009. **Long-term effects of lead poisoning on bone mineralization in vultures exposed to ammunition sources.** *Environmental Pollution* 157:569-574.
- Gil, M. N., A. Torres, M. Harvey, y J. L. Esteves. 2006. **Metales pesados en organismos marinos de la zona costera de la Patagonia Argentina continental.** *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 41:167-176.
- Giuffré, L., S. Ratto, L. Marbán, J. Schonwald, y R. Romaniuk. 2005. **Riesgo por metales pesados en horticultura urbana.** *Ciencia del Suelo* 23:101-106.
- Gómez Ramírez, P. 2011. **El Búho real (Bubo bubo) como especie biomonitora de contaminantes ambientales persistentes en el Sureste de España.** Departamento de Ciencias Sociosanitarias, Área de Toxicología, Universidad de Murcia.
- Gómez-Ramírez, P., R. F. Shore, N. W. van den Brink, J. O. van Hattum, J. O. Bustnes, G. Duke, C. Fritsch, A. J. García-Fernandez, y C. Sonne. 2014. **An overview of existing raptor contaminant monitoring activities in Europe.** *Environment International* 67:12-21.
- González Flores, E., M. A. Tornero Campante, Y. Ángeles Cruz, y N. Bonilla y Fernandez. 2009. **Concentración total y especiación de metales pesados en biosólidos de origen urbano.** *Rev.Int.Contam.Ambient.* 25:15-22.
- Goodyear, K. L. y S. McNeill. 1999. **Bioaccumulation of heavy metals by aquatic macro-invertebrates of different feeding guilds: a review.** *The Science of the Total Environment* 229:1-19.
- Guruge, K. S., M. Watanabe, H. Tanaka, y S. Tanabe. 2001. **Accumulation status of persistent organochlorines in albatrosses from the North Pacific and the Southern Ocean.** *Environmental Pollution* 114:389-398.
- Gutiérrez-Ruiz, M., F. M. Romero, y G. González-Hernández. 2007. **Suelos y sedimentos afectados por la dispersión de jales inactivos de sulfuros metálicos en la zona minera de Santa Bárbara, Chihuahua, México.** *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas* 24:170-184.
- Heikens, A., W. J. G. M. Peijnenburg, y A. J. Hendriks. 2001. **Bioaccumulation of heavy metals in terrestrial invertebrates.** *Environmental Pollution* 113:385-393.
- Hernández, L. M., B. Gómora, M. Fernández, B. Jiménez, M. J. González, R. Baos, F. Hiraldo, M. Ferrer, V. Benito, M. A. Suñer, V. Devesa, O. Muñoz, y R. Montoro.

1999. **Accumulation of heavy metals and As in wetland birds in the area around Doñana National Park affected by the Aznalcollar toxic spill.** *The Science of the Total Environment* 242:293-308.
- Hernández, L. M., M. C. Rico, M. J. González, M. A. Hernán, y M. A. Fernández. 1986. **Presence time trends of organochlorine pollutants and heavy metals in eggs of predatory birds of Spain.** *J. Field Ornithol.* 57:270-282.
- Hidalgo, J. y J. Carrasco. 1998. **Regulation of the synthesis of brain metallothioneins.** *NeuroToxicology* 19:4-5.
- Hofer, C., F. J. Gallagher, y C. Holzapfel. 2010. **Metal accumulation and performance of nest passerine bird species at an urban brownfield site.** *Environmental Pollution* 158:1207-1213.
- Hopkins, W. A., C. L. Rowe, y J. D. Congdon. 1999. **Elevated trace element concentrations and standard metabolic rate in banded water snakes (*Nerodia fasciata*) exposed to coal combustion wastes.** *Environmental Toxicology and Chemistry* 18:1258-1263.
- Houston, M. C. 2007. **The role of mercury and cadmium heavy metals in vascular disease, hypertension, coronary heart disease, and myocardial infarction.** *Managing Biotransformation: The Metabolic, Genomic, and Detoxification Balance Points* .
- Hsu, M. J., K. Selvaraj, y G. Agoramoorthy. 2006. **Taiwan's industrial heavy metal pollution threatens terrestrial biota.** *Environmental Pollution* 143:327-334.
- Hund-Rinke, K. y W. Kördel. 2003. **Underlying issues in bioaccessibility and bioavailability: experimental methods.** *Ecotoxicology and Environmental Safety* 56:52-62.
- ICME. 2000. **Metal bioavailability in soil and water.** Páginas: 18-20. *En: Proceedings from the International Workshop on environmental risk assessment methodologies for metal and inorganic metal compounds.* G. Persoone y T. W. LaPoint (Eds.). International Council for Metals in the Environment, Ontario, Canada., Montpellier, France.
- IPCS. 1992. **International Programme on Chemical Safety. Environmental health criteria.** World Health Organization, Geneva, Switzerland.
- Janssens, E., T. Dauwe, L. Bervoets, y M. Eens. 2001. **Heavy metals and selenium in feathers of Great Tits (*Parus major*) along a pollution gradient.** *Environmental Toxicology and Chemistry* 20:2815-2820.
- Jiménez, B., R. Rodríguez-Estrella, R. Merino, G. Gómez, L. Rivera, M. J. González, E. Abad, y J. Rivera. 2005. **Results and evaluation of the first study of organochlorine contaminants (PCDDs, PCDFs, PCBs and DDTs), heavy metals**

- and metalloids in birds from Baja California, Mexico.** *Environmental Pollution* 133:139-146.
- John, D.A. y J.S. Leventhal. 2016. **Bioavailability of metals.** <http://www.unalmed.edu.co/~rrodriguez/MODELOS/depositos-ambiente/BioaviabilityOfMetal.pdf.Consultado> el 17 de marzo de 2016.
- Khan, M. Z. y F. C. P. Law. 2005. **Adverse effects of pesticides and related chemicals on enzyme and hormone systems of fish, amphibians and reptiles: A review.** *Proc.Pakistan Acad.Sci.* 42:315-323.
- Kondolf, G. M. 1997. **Hungry water: effects of Dams and gravel mining on river channels.** *Environmental Management* 21:533-551.
- Kovalsky, V.V. 1974. **Geochemical Ecology.** Moskow Science, Russia.
- Latta, S. C., L. C. Marshall, M. W. Frantz, y J. D. Toms. 2015. **Evidence from two shale regions that a riparian songbird accumulates metals associated with hydraulic fracturing.** *Ecosphere* 6:1-10.
- Lefcort, H., R. A. Meguire, L. H. Wilson, y W. F. Ettinger. 1998. **Heavy metals alter the survival, growth, metamorphosis, and antipredatory behavior of Columbia Spotted Frog (*Rana luteiventris*) Tadpoles.** *Arch.Environ.Contam.Toxicol.* 35:447-456.
- Lester, M.B. y C. van Riper III. 2014. **Distribution and extent of heavy metal accumulation in Song Sparrows (*Melospiza melodia*), upper Santa Cruz River watershed, Southern Arizona, 2011-12.** U.S.Geological Survery Open-File Report 1072, 1-32.
- Lounsbury-Billie, M. J., G. M. Rand, Y. Cai, y O. L. J. Bass. 2008. **Metal concentrations in osprey (*Pandion haliaetus*) populations in the Florida Bay estuary.** *Ecotoxicology* 17:616-622.
- Lundholm, C. E. 1997. **DDE-induced eggshell thinning in birds: effects of p,p'-DDE on the calcium and prostaglandin metabolism of the eggshell gland.** *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Pharmacology, Toxicology and Endocrinology* 118:113-128.
- Macías, J. L., P. Corona-Chávez, J. M. Sánchez-Núñez, M. Martínez-Medina, V. H. Garduño-Monroy, F. García-Tenorio, y G. Cisneros-Máximo. 2014. **The 27 May 1937 catastrophic flow failure of gold tailins at Talpujahuá, Michoacán, México.** *Natural Hazards and Earth System Sciences* 2:5361-5399.
- Mahaffey, K. R. 1977. **Mineral concentration in animal tissues: certain aspects of FDA'S regulatory role.** *J Anim Sci* 44:509-515.

- Markowski, M., M. Banbura, A. Kalinski, J. Markowski, J. Skwarska, J. Wawrzyniak, P. Zielinski, y J. Banbura. 2014. **Spatial and temporal variation of lead, cadmium and zinc in feathers of Great Tit and Blue Tit nestlings in Central Poland.** *Arch Environ Contam Toxicol* .
- Markowski, M., A. Kalinski, J. Skwarska, J. Wawrzyniak, M. Banbura, J. Markowski, P. Zielinski, y J. Banbura. 2013. **Avian feathers as bioindicators of the exposure to heavy metal contamination of food.** *Bull Environ Contam Toxicol* 91:302-305.
- Martín, R. F. y M. Gutiérrez-Ruiz. 2010. **Estudio comparativo de la peligrosidad de jales en dos zonas mineras localizadas en el sur y centro de México.** *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana* 62:43-53.
- Martínez, C., A. Prieto, L. García, A. Quero, S. González, y P. Casan. 2010. **Silicosis: una enfermedad con presente activo.** *Archivos de Bronconeumonía* 46:97-100.
- McKelvey, R. W., I. Robertson, y P. E. Whitehead. 1980. **Effect of non-petroleum oil spills on wintering birds near Vancouver.** *Marine Pollution Bulletin* 11:169-171.
- Mena, I., K. Horiuchi, K. urke, y G. C. Cotzias. 1969. **Chronic manganese poisoning. Individual susceptibility and absorption of iron.** *Neurology* 19:1000-1012.
- Méndez-Ramírez, M. y M. A. Armienta-Hernández. 2012. **Distribución de Fe, Zn, Pb, Cd y As originada por residuos mineros y aguas residuales en un transecto del Río Taxco en Guerrero, México.** *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas* 29:450-462.
- Miranda, D., C. Carranza, C. A. Rojas, C. M. Jerez, G. Fischer, y J. urita. 2008. **Acumulación de metales pesados en suelo y plantas de cuatro cultivos hortícolas, regados con agua del río Bogotá.** *Revista Colombiana de Ciencias hortícolas* 2:180-191.
- Moiseenko, T. I. y L. P. Kudryavtseva. 2001. **Trace metal accumulation and fish pathologies in areas affected by mining and metallurgical enterprises in the Kola Region, Russia.** *Environmental Pollution* 114:285-297.
- Montes, S., H. Riojas-Rodríguez, E. Sabido-Pedraza, y C. Ríos. 2008. **Biomarkers of manganese exposure in a population living close to a mine and mineral processing plant in Mexico.** *Environmental Research* 106:89-95.
- Mora, M. A. 2003. **Heavy metals and metalloids in egg contents and eggshells of passerine birds from Arizona.** *Environmental Pollution* 125:393-400.
- Nachtman, J. P., R. E. Tubben, y R. L. Commissaris. 1986. **Behavioral effects of chronic manganese administration in rats: locomotor activities studies.** *Neurobehavioral Toxicology and Teratology* 8:711-715.

- NAP. 2005. **Mineral tolerance of animals**. Second edición. The National Academic Press., Washington, D.C.
- Narjes, O. 2013. **Biomonitoring of heavy metals in birds in Iran in relation to trophic levels**. *Intl.Res.J.Appl.Basic.Sci.* 4:3478-3485.
- Negro, J. J., J. A. Donázar, F. Hiraldo, L. M. Hernández, y M. A. Fernández. 1993. **Organochlorine and heavy metal contamination in non-viable eggs and its relation to breeding success in a Spanish population os Lesser Krestrels (*Falco naumanni*)**. *Environmental Pollution* 82:201-205.
- Nies, D. H. 1999. **Microbial heavy-metal resistance**. *Appl Microbiol Biotechnol* 51:730-750.
- Nieto Monroy, A. P. 2007. **Variabilidad espacial y temporal de la Hidrogeoquímica de arroyos del Distrito Minero El Oro-Tlalpujahua**. Tesis de licenciatura. Facultad de Ingeniería Hidráulica, Universidad de Guanajuato.
- Nighat, S., S. Iqbal, M. S. Nadeem, T. Mahmood, y S. I. Shah. 2013. **Estimation of heavy metal residues from the feathers of Falconidae, Accipiteridae and Strigidae in Punjab, Pakistan**. *Turkish Journal of Zoology* 37:488-500.
- Parra Ochoa, E. 2014. **Aves silvestres como bioindicadores de contaminación ambiental y metales pesados**. *CES Salud Pública* 5:59-69.
- Paton, N. y A. Watson. 1912. **The actions of pituitrin, adrenalin and barium on the circulation of the bird**. *J.Physiol.* 44:413-424.
- Pérez-López, M., F. Cid-Galán, D. Hernández-Moreno, A. L. Oropeza-Jimeza, A. M. López-Beceiro, L. E. Fidalgo-Álvarez, y F. Soler-Rodríguez. 2005. **Contenido de metales pesados en hígado y plumas de aves marinas afectadas por el accidente del "Prestige" en la costa de Galicia**. *Rev.Toxicol.* 22:191-199.
- Phalen, D. N. 2003. **The avian necropsy**. *Veterinary Quarterly Review* 19:4-6.
- Puls, R. 1994. **Mineral levels in animal health diagnostic data**. Trinity Western University Press, Canada.
- Queirolo, F., S. Stegen, M. Restovic, P. Ostapczuk, M. J. Schwuger, y L. Muñoz. 2000. **Total arsenic, lead and cadmium levels in vegetables cultivated at the Andean Villages of northern Chile**. *Sci Total Environ* 255:75-84.
- Rainio, M. J., M. Kanerva, N. Wahlberg, M. Nikinmaa, y T. Eeva. 2012. **Variation of basal EROD activities in ten passerine bird species- Relationships with diet and migration**. *PLoS ONE* 7:1-9.
- Rattner, B. A. 2009. **History of wildlife toxicology**. *Ecotoxicology* 18:773-783.

- Repetto Jiménez, M. y G. Repetto Kuhn. 2009. **Toxicología fundamental**. Cuarta edición. Sevilla, España.
- Risebrough, R. W. 1978. **Pesticides and other toxicants**. Páginas: 218-233. Capítulo No. 13. *En: Wildlife and America, Contributions to an understanding of American wildlife and its conservation*. H. P. Brokaw (Ed.). US Fish and Wildlife Service, Forest Service, and National Oceanic and Atmospheric Administration.
- Risebrough, R. W. 1986. **Pesticides and bird populations**. Páginas: 397-427. Capítulo No. 3. *En: Current Ornithology*. R. F. Johnston (Ed.). Springer US.
- Romero, F. M., M. A. Armenta, M. E. Gutiérrez, y G. Villaseñor. 2008. **Factores geológicos y climáticos que determinan la peligrosidad y el impacto ambiental de jales mineros**. *Rev.Int.Contam.Ambient.* 24:43-54.
- Romero, M. B., P. Polizzi, L. Chiodi, A. Robles, S. Rodríguez Heredia, y M. Gerpe. 2015. **Metallothionein and lipid peroxidation as markers to assess health status of chronically oiled Magellanic penguins in Argentina**. *Acta Toxicológica Argentina* 23:15-24.
- Schipper, A. M., S. Wijnhoven, R. S. E. W. Leuven, A. M. J. Ragas, y A. Jan Hendriks. 2008. **Spatial distribution and internal metal concentrations of terrestrial arthropods in a moderately contaminated lowland floodplain along the Rhine River**. *Environmental Pollution* 151:17-26.
- Sileo, L., W.N. Beyer y R. Mateo. 2004. **Pancreatitis in wild Zinc-poisoned waterfowl**. *Avian Pathology* 32(6): 655-660.
- Smith, P. N., G. P. Cobb, C. Godard-Codding, D. Hoff, S. T. McMurry, T. R. Rainwater, y K. D. Reynolds. 2007. **Contaminant exposure in terrestrial vertebrates**. *Environmental Pollution* 150:41-64.
- Smits, J. E. G. y K. J. Fernie. 2013. **Avian wildlife as sentinels of ecosystem health**. *Comparative Immunology, Microbiology and Infectious* 36:333-342.
- Snively, M. y D. J. Flaspohler. 2006. **A comparative study of cadmium and copper in ruffed grouse (*Bonasa umbellus*) in regions with and without historic mining**. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 65:165-170.
- Soler-Rodríguez, F., A. L. Oropeza-Jimeza, y M. Pérez-López. 2006. **Análisis de los envenenamientos en fauna Silvestre. Situación en Extremadura. Jornada técnica sobre intoxicaciones y envenenamientos en fauna silvestre y doméstica**. *Revista de Toxicología* 23:35-38.
- Stafford, T. R., L. B. Best, y D. L. Fischer. 2009. **Effects of different formulations of granular pesticides on birds**. *Environmental Toxicology and Chemistry* 15:1606-1611.

- Suter, G.W., R.A. Efroymson, B.E. Sample y D.S. Jones. 2000. **Ecological risk assessment for contaminated sites**. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Tadeo, F. R. y A. Gómez-Cadenas. 2008. **Fisiología de las plantas y el estrés**. Páginas: 577-597. *En: Fundamentos de fisiología vegetal*. J. Azcón-Bieto y M. Talón (Eds.). McGrawHill, Interamericana, Madrid.
- Taggart, M. A., J. Figuerola, A. J. Green, R. Mateo, C. Deacon, D. Osborn, y A. A. Meharg. 2006. **After the Aznalcóllar mine spill: arsenic, zinc, selenium, lead and copper levels in the livers and bones of five waterfowl species**. *Environmental Research* 100:349-361.
- Tanabe, S. 2002. **Contamination and toxic effects of persistent endocrine disrupters in marine mammals and birds**. *Marine Pollution Bulletin* 45:69-77.
- Tanhuanpää, S., T. Eeva, E. Lehtikoinen, y M. Nikinmaa. 1999. **Developmental changes in 7-ethoxyresorufin-O-deethylase (EROD) and delta-aminolevulinic acid dehydratase (ALA-D) activities in three passerines**. *Comp.Biochem.Physiol.C Pharmacol.Toxicol.Endocrinol* 124:197-202.
- Temple, S. A. 1988. **Can birds be indicators of environmental hazards?** *The Passenger Pigeon* 50:311-313.
- Tovar-Sánchez, A., M. A. Huerta-Díaz, J. J. Negro, M. A. Bravo, y S. Sañudo-Wilhelmy. 2006. **Metal contamination in interstitial waters of Doñana Park**. *Journal of Environmental Management* 78:286-293.
- Tsipoura, N., J. Burger, R. Feltes, J. Yacabucci, D. Mizrahi, C. Jeitner, y M. Gochfeld. 2008. **Metal concentrations in three species of passerine birds breeding in the Hackensack Meadowlands of New Jersey**. *Environmental Research* 107:218-228.
- van Straalen, N. M., R. O. Butovsky, A. D. Pokarzhevskii, A. S. Zaitsev, y S. C. Verhoef. 2001. **Metal concentrations in soil and invertebrates in the vicinity of a metallurgical factory near Tula (Russia)**. *Pedobiología* 45:451-466.
- Veiga, M. M., P. A. Maxson, y L. D. Hylander. 2006. **Origin and consumption of mercury in small-scale gold mining**. *Journal of Cleaner Production* 14:436-447.
- Venegas, C., W. Sielfeld, y A. Atalah. 1983. **Dinámica espacio-temporal de la ornitofauna asociada a una marisma contaminada por petróleo**. *Hornero* 12:192-204.
- Villa-Ibarra, M., R. González-Enriquez y G. Córdova-Bojórquez. 2004. **Metales pesados en flora, fauna y sedimentos de La Cuenca del Río Sonora: una evaluación del impacto ambiental de las actividades mineras**. Sonora, México Instituto Tecnológico Superior de Cajeme.

- Woolley, P. 1958. **The effect of posterior lobe pituitary extracts on blood pressure in several vertebrate classes.** *Journal of Experimental Biology* 36:453-458.
- Zhouqing, X. y L. Sun. 2008. **A 1,800-year record of arsenic concentration in the penguin dropping sediment, Antarctic.** *Environ Geol* 55:1055-1059.
- Zhuang, P., H. Zou, y W. Shu. 2009. **Biotransfer of heavy metals along a soil-plant-insect-chicken food chain: field study.** *Journal of Environmental Sciences* 21:849-853.

ANEXO II. Concentraciones de elementos químicos (datos en crudo) en plumas de tres especies de aves de la Región del Distrito Minero Tlalpujahuá-El Oro [Método 3052 de la US EPA (United States Environmental Protection Agency) (Lounsbury-Billie *et al.* 2008)].

Número de muestra	Especie	Sitio	Al	Ba	Ca	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Na	P	Pb	Se	Si	Sn	Sr	Zn
1	<i>Catharus occidentalis</i>	El Castillo	110.14	0.00	1124.64	11.59	98.55	301.45	834.78	40.58	1547.83	382.61	0.00	5.80	162.32	28.99	5.80	133.33
2			71.31	0.00	1698.54	9.72	51.86	311.18	709.89	32.41	1432.74	418.15	0.00	3.24	165.32	84.28	6.48	149.11
3			80.36	0.00	1380.95	8.93	104.17	252.98	395.83	17.86	943.45	250.00	2.98	2.98	342.26	47.62	2.98	130.95
4			64.52	0.00	1841.64	11.73	82.11	275.66	357.77	17.60	1137.83	310.85	5.87	0.00	41.06	23.46	11.73	117.30
5		105.26	0.00	1751.88	7.52	180.45	338.35	345.86	15.04	586.47	105.26	0.00	0.00	157.89	0.00	7.52	82.71	
6		Mina Dos Estrellas	76.92	0.00	5040.72	22.62	131.22	438.91	972.85	45.25	1692.31	479.64	0.00	4.52	162.90	108.60	13.57	266.97
7			34.83	0.00	2711.44	12.44	64.68	340.80	592.04	24.88	1044.78	211.44	0.00	4.98	67.16	24.88	9.95	151.74
8			26.49	0.00	1130.24	4.42	37.53	275.94	298.01	13.25	909.49	333.33	0.00	28.70	81.68	22.08	4.42	83.89
9			65.86	0.00	672.44	6.93	58.93	180.24	499.13	24.26	925.48	228.77	0.00	3.47	97.05	17.33	3.47	79.72
10	107.32		0.00	1970.73	9.76	78.05	234.15	575.61	29.27	2058.54	390.24	0.00	0.00	126.83	117.07	9.76	97.56	
11	<i>Empidonax occidentalis</i>	El Castillo	9.76	0.00	1697.56	9.76	58.54	273.17	653.66	29.27	2321.95	312.20	0.00	0.00	0.00	9.76	9.76	97.56
12			61.22	0.00	1231.29	6.80	81.63	312.93	476.19	20.41	1224.49	285.71	0.00	6.80	0.00	0.00	0.00	102.04
13			125.79	0.00	1358.49	6.29	138.36	327.04	459.12	18.87	503.14	295.60	0.00	6.29	270.44	18.87	18.87	113.21
14			110.09	0.00	6045.87	9.17	8788.99	293.58	449.54	18.35	440.37	31981.65	9.17	55.05	0.00	0.00	137.61	183.49
15		15.27	0.00	748.09	15.27	45.80	488.55	366.41	15.27	2335.88	580.15	0.00	0.00	0.00	91.60	0.00	137.40	
16		Mina Dos Estrellas	295.08	0.00	1893.44	8.20	418.03	327.87	491.80	24.59	2491.80	311.48	0.00	0.00	336.07	24.59	8.20	98.36
17			246.15	0.00	2038.46	15.38	330.77	276.92	792.31	38.46	2292.31	246.15	0.00	7.69	200.00	46.15	7.69	115.38
18			53.69	0.00	2348.99	6.71	53.69	637.58	798.66	33.56	1744.97	731.54	6.71	6.71	127.52	120.81	6.71	120.81
19			15.38	0.00	2476.92	7.69	92.31	476.92	515.38	23.08	1523.08	461.54	0.00	7.69	100.00	15.38	7.69	123.08

Número de muestra	Especie	Sitio	Al	Ba	Ca	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Na	P	Pb	Se	Si	Sn	Sr	Zn
20	<i>Junco phaeonotus</i>	El Castillo	116.94	0.00	919.35	8.06	104.84	157.26	193.55	8.06	165.32	322.58	0.00	0.00	141.13	44.35	0.00	104.84
21			592.83	13.03	2443.00	6.51	488.60	586.32	397.39	13.03	26.06	436.48	0.00	0.00	846.91	19.54	6.51	104.23
22			271.90	6.04	1969.79	6.04	175.23	217.52	259.82	12.08	205.44	302.11	0.00	6.04	42.30	48.34	6.04	114.80
23			20.89	0.00	2668.41	10.44	57.44	130.55	496.08	20.89	1112.27	187.99	0.00	5.22	36.55	0.00	5.22	146.21
24			303.61	4.82	1180.72	4.82	240.96	351.81	298.80	14.46	346.99	240.96	0.00	4.82	616.87	48.19	4.82	106.02
25		2058.25	19.42	6718.45	38.83	1339.81	2310.68	1592.23	58.25	2601.94	3669.90	0.00	0.00	951.46	194.17	38.83	446.60	
26		Mina Dos Estrellas	75.14	0.00	1947.98	11.56	80.92	497.11	404.62	17.34	1011.56	312.14	5.78	17.34	300.58	92.49	0.00	150.29
27			70.42	0.00	1136.15	4.69	89.20	267.61	258.22	9.39	478.87	262.91	4.69	14.08	248.83	89.20	0.00	112.68
28			439.23	8.53	3671.64	12.79	358.21	746.27	639.66	29.85	699.36	618.34	0.00	21.32	307.04	0.00	8.53	157.78
29			388.31	4.18	2897.70	8.35	342.38	367.43	630.48	25.05	580.38	375.78	0.00	0.00	308.98	41.75	8.35	150.31
Límite de detección			4.66	0.35	24.09	0.26	1.5	3.81	2.83	0.15	24.3	0.3	0.31	0.47	20.95	0.05	1.63	0.63

ANEXO III. Concentraciones promedio de elementos químicos contenidos en plumas de las tres especies analizadas por sitio de muestreo.

Elementos químicos	<i>Catharus occidentalis</i>			<i>Empidonax occidentalis</i>			<i>Junco phaeonotus</i>		
	T ¹ (EE)	T ² (EE)	Promedio	T ¹ (EE)	T ² (EE)	Promedio	T ¹ (EE)	T ² (EE)	Promedio
Al	81.57 (10.05)	61.90 (14.33)	70.63 (9.27)	82.84 (21.20)	125.14 (60.31)	103.97 (30.95)	261.22 (97.58)	606.26 (371.01)	433.75 (189.76)
Ba	0.400 (0.00)	0.400 (0.00)	0.35 (0.00)	0.400 (0.00)	0.400 (0.00)	0.35 (0.00)	4.92 (2.31)	6.58 (3.53)	5.74 (2.02)
Ca	1511.42 (160.89)	2261.32 (774.31)	1928.06 (433.84)	2460.80 (905.60)	1901.18 (306.63)	2180.98 (460.26)	1836.26 (342.69)	3274.38 (961.56)	2555.32 (537.61)
Cu	10.47 (0.69)	10.76 (3.23)	10.66 (1.72)	8.3 (0.75)	10.66 (1.9)	9.50 (1.04)	7.16 (0.96)	15.26 (6.05)	11.21 (3.19)
Fe	84.20 (11.74)	94.56 (26.59)	89.94 (14.92)	1829.10 (1740.02)	188.12 (77.68)	1008.62 (865.42)	213.40 (75.52)	442.10 (232.14)	327.76 (121.23)
K	285.32 (13.11)	314.82 (42.57)	301.72 (23.64)	288.16 (16.27)	441.56 (63.99)	364.87 (40.28)	288.68 (83.63)	837.82 (376.84)	563.25 (203.68)
Mg	574.57 (117.25)	541.58 (120.00)	556.24 (79.53)	522.82 (39.70)	592.92 (86.49)	557.87 (46.36)	329.12 (53.22)	705.04 (233.11)	517.08 (128.96)
Mn	27.12 (5.6)	24.52 (5.6)	25.68 (3.81)	23.24 (2.49)	27.02 (4.08)	25.11 (2.34)	13.72 (2.08)	28.00 (8.33)	20.84 (4.69)
Na	1265.45 (137.73)	1031.72 (181.79)	1135.60 (118.45)	1309.70 (387.23)	2077.62 (187.41)	1693.65 (239.81)	371.22 (192.19)	1074.44 (392.20)	722.82 (236.92)
P	340.42 (37.50)	271.68 (63.31)	302.23 (38.65)	6653.08 (6332.18)	466.18 (88.24)	3559.63 (3158.37)	298.04 (41.92)	1047.80 (658.36)	672.92 (335.15)
Pb	2.37 (1.33)	0.300 (0.00)	1.22 (0.65)	2.08 (1.7)	1.5 (1.2)	1.84 (1.03)	0.300 (0.00)	2.28 (1.22)	1.29 (0.66)
Se	3.12 (1.08)	8.44 (5.12)	6.07 (2.89)	13.82 (10.38)	4.62 (1.69)	9.21 (5.20)	3.4 (1.19)	10.64 (4.39)	7.02 (2.47)
Si	177.75 (62.01)	113.36 (19.79)	141.96 (29.63)	92.04 (49.07)	156.92 (53.17)	124.46 (35.79)	336.76 (166.40)	423.38 (132.49)	380.06 (101.30)
Sn	46.10 (13.73)	34.58 (19.00)	39.70 (11.65)	29.16 (22.26)	59.72 (20.15)	44.43 (15.04)	32.08 (9.64)	83.54 (32.46)	57.81 (18.12)
Sr	6.75 (1.81)	7.80 (1.85)	7.32 (1.24)	35.22 (25.76)	6.06 (1.53)	20.63 (13.11)	4.5 (1.16)	11.14 (7.1)	7.83 (3.60)
Zn	132.67 (6.5)	133.00 (36.11)	132.86 (19.22)	118.78 (16.42)	119.02 (6.30)	118.89 (8.30)	115.20 (7.98)	203.54 (61.27)	159.38 (32.64)

DISCUSION GENERAL

En este trabajo se presenta el primer inventario de las aves para la región del Distrito Minero Tlalpujahuá-El Oro (DMTO), el cual consta de 125 especies pertenecientes a 36 familias, incluyendo un análisis de la estructura y composición de las comunidades de aves particularmente en un ambiente de bosque templado producto de sucesión secundaria.

Los resultados mostraron que las comunidades de aves estudiadas en cuanto a riqueza y abundancia de especies son similares en los sitios de estudio (sitio control alejado de residuos de desechos mineros y sitios con presencia de jales), por lo que se asume que las condiciones actuales en las que se encuentra el ecosistema son favorables para el mantenimiento de las comunidades de aves, como un componente importante de la biodiversidad de la región. La evidencia de diferencias en la abundancia en 18 especies, sugiere complementar esta investigación mediante la evaluación de la composición y estructura vegetal y la asociación con las comunidades de aves, donde se valoren aspectos como grupos funcionales (gremios alimenticios), uso de hábitat, así como la relación con otros impactos antropocéntricos que pudieran estar incidiendo en las comunidades de aves.

La modificación que ha existido históricamente en el ecosistema asociado a la región del DMTO, a lo largo de casi 150 años de extracción minera en su periodo más reciente, ofrece una variedad de factores que pudieran ejercer estrés ambiental sobre los individuos de la región. En ese sentido, el enfoque individual, a través de indicadores fisiológicos, permitió determinar e identificar evidencias de respuestas fisiológicas de los organismos que habitan en zonas cercanas a sitios expuestos a desechos remanentes de las actividades de minería (Mina Dos Estrellas). La cantidad de grasa y el índice H/L como indicadores fisiológicos, sugieren la existencia de factores que provocan diferencias en las respuestas fisiológicas de cinco de nueve especies de aves estudiadas.

Considerar las concentraciones de elementos potencialmente tóxicos (EPT) presentes en los desechos mineros como factor de estrés ambiental, con posibilidad de efecto en los indicadores fisiológicos utilizados (índice de condición e índice H/L), tomado en consideración la pertenencia de las especies analizadas a un gremio alimenticio

particular (el cual se relaciona con las vía de movilización de EPT), permitió identificar la falta de relación entre los indicadores fisiológicos y las concentraciones de EPT, por lo que hasta ahora no se cuenta con elementos suficientes con los que se pueda soportar o asumir una explicación sobre la causa de las diferencias fisiológicas encontradas en los individuos habitantes en la Mina Dos Estrellas.

Las inconsistencias encontradas en los límites máximos de tolerancia de EPT en la salud de los organismos de vida silvestre, hacen necesario plantear investigaciones a futuro que permitan determinar las bases para establecer parámetros confirmados sobre los niveles base y niveles de tolerancia de elementos potencialmente tóxicos en las normas ambientales que regulen los vertidos de residuos mineros en términos de daños a la fauna y a la biota en general en el largo plazo.

El presente trabajo se considera como el primer estudio realizado en México que aborda la relación entre los efectos remanentes de las actividades de la industria minera y las respuestas fisiológicas en la fauna silvestre que se encuentra expuesta a los jales acumulados por un periodo de tiempo después de que las actividades extractivas dejan de realizarse.

PERSPECTIVAS Y/O RECOMENDACIONES

Estudio a nivel de Comunidades

Evaluar la composición y estructura vegetal y las comunidades de aves asociadas, valorando aspectos como grupos funcionales (gremios alimenticios), uso de hábitat, así como la relación con otros impactos antropocéntricos que pudieran estar incidiendo en los patrones de uso de recursos por las especies de aves presentes.

Estudio a nivel Fisiológico

Analizar a nivel hormonal (corticosterona) en sangre y/o excretas de las especies focales (mencionadas en el presente trabajo), la respuesta fisiológica de los individuos desde la perspectiva experimental, e identificar factores estresores alternativos que puedan incidir en la expresión del rendimiento fisiológico de los individuos.

Estudio a nivel de Elementos Potencialmente Tóxicos

Realizar un estudio integral de la biota para conocer las rutas de movilidad y vías de exposición de elementos potencialmente tóxicos, por las que las aves de la región pudieran estar bioacumulando y biomagnificando elementos químicos presentes en los sitios con desechos mineros. Si es necesario, analizar tejidos corporales (hepático, renal, óseo, etc.) para obtener una mejor interpretación sobre los mecanismos de desintoxicación o inactivación de los elementos químicos, y los efectos que pudiera tener sobre el rendimiento de los organismos.