



**UNIVERSIDAD MICHOACANA DE SAN NICOLÁS DE  
HIDALGO**

**FACULTAD DE BIOLOGÍA**

**PROGRAMA INSTITUCIONAL DE MAESTRÍA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**DETERMINACIÓN DE LA PRESENCIA DE  
COMPUESTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS Y SU  
RELACIÓN CON EL DESEMPEÑO FISIOLÓGICO  
EN EL CERNÍCALO AMERICANO (*Falco sparverius*)  
EN AGROECOSISTEMAS DEL BAJÍO  
MICHOACANO**

**TESIS**

**QUE PRESENTA:**

**BIOL. ADRIÁN CEJA MADRIGAL**

**COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE**

**MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**DIRECTOR DE TESIS:**

**DR. JAVIER SALGADO ORTIZ**

**MORELIA, MICHOACÁN, AGOSTO DE 2017**





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

---

DRA. LILIANA MÁRQUEZ BENAVIDES  
COORDINADORA 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: “DETERMINACIÓN DE LA PRESENCIA DE COMPUESTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS Y SU RELACIÓN CON EL DESEMPEÑO FISIOLÓGICO EN EL CERNÍCALO AMERICANO (*Falco sparverius*) EN AGROECOSISTEMAS DEL BAJÍO MICHOACANO” presentado por el Biol. Adrián Ceja Madrigal, consideramos que reúne los requisitos suficientes para ser publicado y defendido en Examen de Grado de Maestro en Ciencias.

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

ATENTAMENTE

Morelia, Michoacán, a 08 de agosto de 2017

MIEMBROS DE LA COMISIÓN REVISORA

Dr. Javier Salgado Ortiz  
Director de Tesis

Dr. José Fernando Villaseñor Gómez

Dr. Leonardo Chapa Vargas

Dr. Jaime Rendón Von Osten

Dr. José Romeo Tinajero Hernández

## DEDICATORIA

*A mis padres:*

*Dr. Nicolás Ceja Vázquez*

*Médico de profesión, generoso por convicción, futbolista por afición. Gracias por procurar siempre mi bienestar, por estar al pendiente de que nada nos falte, por contar con tu apoyo total e incondicional en mis decisiones, como lo es mi pasión y dedicación la biología.*

*Dra. Marivel Madrigal Ruiz*

*Gracias por todo el amor y cariño desmedido que tuve la fortuna de recibir desde que tengo uso de razón, por tus consejos, cuidados, desvelos y hasta por los regaños; por ser el ejemplo de superación más grande y valioso que tengo.*

*A los dos gracias por guiarme cuando eh dudado, felicitar me cuando he triunfado, aleccionarme cuando eh fallado, escucharme cuando lo he necesitado, curarme cuando eh enfermado, en fin... por estar ahí a pesar de las dificultades por las que hemos pasado...*

## **AGRADECIMIENTOS**

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por el apoyo económico a través de su programa nacional de becas para estudios de posgrado (Becario No. 572908).

A la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo de la cual soy egresado; al Programa Institucional de Maestría en Ciencias Biológicas (PIMCB) y a la coordinación del mismo, en especial a Lili, Anita, Mago y la coordinadora del área temática Dra. Yvonne Herrerías Diego, por la orientación y apoyo en el proceso administrativo.

A mi asesor y los integrantes de mi comité sinodal:

**Dr. Javier Salgado Ortiz**, por confiar en mí y asesorarme en la realización de este proyecto de tesis; por aceptarme como su estudiante de servicio social, licenciatura y ahora de maestría; por su tiempo invertido en mi formación profesional y por las experiencias compartidos (enseñanzas, platicas, viajes, congresos, convivios, etc.).

**Dr. José Fernando Villaseñor Gómez**, por introducirme al estudio de las aves y abrirme las puertas del Laboratorio de Investigación en Ornitología desde que llegué hace más de 8 años, por compartirme su conocimiento y estar siempre dispuesto a ayudarme sin importar lo ocupado que estuviera.

**Dr. Leonardo Chapa Vargas**, por apoyarme en las cuestiones estadísticas y metodológicas, parte fundamental de mi proyecto de tesis; por recibirme en su oficina duramente mi estancia en el Instituto IPICYT de San Luis Potosí, por el tiempo dedicando para atenderme aún fuera de la jornada laboral, por darme asilo en su casa y hacerme sentir como parte de su familia.

**Dr. Jaime Rendón Von Osten**, por su invaluable ayuda en los análisis químicos de las muestras biológicas para la detección de los compuestos tóxicos, por recibirme en su laboratorio durante mi estancia de investigación en el Instituto EPOMEX en Campeche, por su hospitalidad y el viaje a Mérida con su familia.

**Dr. José Romeo Tinajero Hernández**, por enseñarme las técnicas de captura de los cernícalos y apoyarme con las fotografías de las células sanguíneas, por darme alojamiento en su casa durante mis dos estancias en San Luis Potosí; por las pláticas amenas, enseñanzas y experiencias compartidas sobre las aves rapaces.

A los cinco gracias por haber aceptado formar parte de mi mesa sinodal y por el tiempo dedicado a la revisión de este trabajo a lo largo del proceso, sus atinados comentarios, críticas, sugerencias, correcciones y demás aportaciones permitieron

su enriquecimiento y estructuración final. Sin su ayuda no hubiera sido posible la culminación de este logro académico que ahora presento.

A mis compañeros y amigos del Laboratorio de Investigación en Ornitología: Andrea Gómez Sánchez, Marco Polo Calderón Ruíz, Adriana Azcune Murillo, Jorge A. Núñez Joaquín, Ulises Alejandro Espinoza, Katia I. Lemus Ramírez, Daniel Rosas, Brenda Arteaga, Ivan Gutiérrez, Mario Almanza y Rafa Medina. Gracias por su valioso apoyo en campo, por su amistad y por el tiempo agradable que compartimos dentro y fuera del laboratorio.

A los biólogos Francisco Roberto Pineda Huerta (Panchito), Leticia Díaz López y la M.C. Laura E. Villaseñor Gómez, por compartirme su conocimiento y experiencias a lo largo de mi estancia en el laboratorio. Les agradezco su compañía, amistad, hospitalidad y apoyo moral desde que llegué hasta el día de hoy.

Al M.C. Marco Polo Calderón Ruíz por su ayuda en la elaboración del mapa del sitio de estudio, por su apoyo en las salidas a campo, y en especial por permitirme formar parte del equipo tapacamino durante el congreso CECAM 2015 en Tamaulipas, donde logramos el segundo lugar en exposición de cartel a nivel posgrado.

Al químico Martín Memije, al Ing. Jimmy Vidal y al Dr. Ricardo Dzul por su tiempo y dedicación para la realización de los análisis de laboratorio de las plumas durante mi estancia en el Instituto EPOMEX en Campeche.

Al M.C. Jesús Vargas Soriano, su esposa Karol Arcique Córdova y toda su familia, por darme asilo en su casa y brindarme su enorme amabilidad, amistad y confianza durante mi estancia en Campeche, lograron hacer de mi paso por su ciudad una gran experiencia.

A mis amigos biólogos y no biólogos: Cesar Ayala Ortega, Liliana Trujillo Pahuá (Flakita), Ulises E. Chávez Ramírez (Bubba), Alejandro Soto Plancarte, Adán Fernando Mar Silva y Noemí García Silva; por hacerme parte de sus vidas y compartir conmigo este proceso de descubrimiento del mundo, agradezco que coincidiéramos en el tiempo y espacio.

A mis papás y mis hermanos (familia Ceja-Madrigal): Mi compadre y hermano mayor Rafa, su esposa Deisy y mi sobrino/ahijado Rafita; mis hermanos menores Nickito, Pepe y Anel (Morra), por ser todos ellos parte fundamental de mi existencia.

A Nelly, por haber estado a mi lado todo este tiempo, por su cariño, por los momentos buenos y malos que compartimos, y por darme una lección de vida.

A la vida misma, a las aves y al Cernícalo americano...

# ÍNDICE

RESUMEN GENERAL .....	1
SUMMARY .....	2
INTRODUCCIÓN GENERAL.....	3
LITERATURA CITADA.....	7
CAPÍTULO I. Determinación de compuestos potencialmente tóxicos en individuos invernantes del Cernícalo americano ( <i>Falco sparverius</i> ) en agroecosistemas del Bajío Michoacano.....	10
RESUMEN .....	10
ABSTRACT .....	11
INTRODUCCIÓN.....	12
OBJETIVOS.....	24
HIPÓTESIS.....	24
MÉTODOS.....	25
DESCRIPCIÓN DE LA ESPECIE DE ESTUDIO .....	25
DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO.....	30
CAPTURA, MARCAJE Y TOMA DE MUESTRAS.....	33
DETERMINACIÓN DE COMPUESTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS EN LA PLUMAS DE LOS CERNÍCALOS .....	36
RESULTADOS .....	43
ÉXITO DE CAPTURA .....	43
RESIDUOS DE PLAGUICIDAS ORGANOCLORADOS.....	44
RESIDUOS DE METALES PESADOS .....	48
ACTIVIDAD DE LA ENZIMA ACETILCOLINESTERASA .....	52
DISCUSIÓN.....	53
PLAGUICIDAS ORGANOCLORADOS EN LAS PLUMAS DEL CERNÍCALO AMERICANO.....	56
METALES PESADOS EN LAS PLUMAS DEL CERNÍCALO AMERICANO .....	63
CONCENTRACIÓN DE LOS CPTs ENTRE TIPOS DE AGROECOSISTEMAS Y SEXOS.....	71
ACTIVIDAD DE LA ENZIMA ACETILCOLINESTERASA EN EL CERNÍCALO AMERICANO.....	75
CONCLUSIONES .....	78
LITERATURA CITADA.....	80

CAPÍTULO II. Desempeño fisiológico de individuos invernantes del Cernícalo americano ( <i>Falco sparverius</i> ) y su relación con la concentración de compuestos potencialmente tóxicos en agroecosistemas del Bajío Michoacano .....	92
RESUMEN .....	92
ABSTRACT .....	93
INTRODUCCIÓN .....	94
EL ESTUDIO DE LA SANGRE COMO INDICADOR DE ESTRÉS FISIOLÓGICO .....	94
INDICADORES DE CONDICIÓN CORPORAL .....	98
OBJETIVOS .....	101
HIPÓTESIS .....	102
MÉTODOS .....	103
PARÁMETROS HEMATOLÓGICOS .....	103
DETERMINACIÓN DEL ÍNDICE MASA ESCALADO (IME) .....	105
ANÁLISIS ESTADÍSTICOS Y RELACIÓN DE VARIABLES .....	106
RESULTADOS .....	109
DESCRIPCIÓN DEL PERFIL LEUCOCITARIO .....	109
PREVALENCIA DE HEMOPARÁSITOS.....	111
PARASITEMIA .....	113
INDICADORES DE DESEMPEÑO FISIOLÓGICO EN RELACIÓN CON LAS CONCENTRACIONES DE LOS ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS.....	114
DISCUSIÓN.....	124
PERFIL LEUCOCITARIO .....	124
PREVALENCIA Y PARASITEMIA .....	126
ÍNDICE H/L COMO INDICADOR DE ESTRÉS FISIOLÓGICO .....	129
CONDICIÓN FÍSICA.....	132
ACTIVIDAD DE LA ENZIMA ACETILCOLINESTERAZA (AChE).....	134
CONCLUSIONES .....	136
LITERATURA CITADA.....	138
ANEXOS .....	145
DISCUSIÓN GENERAL.....	149

# LISTA DE CUADROS

<b>Cuadro 1.</b> Clasificación de los plaguicidas de acuerdo a su origen, persistencia, toxicidad, efectos y estructura química..	13
<b>Cuadro 2.</b> Características generales de los plaguicidas organoclorados..	15
<b>Cuadro 3.</b> Resumen de los metales pesados y algunos plaguicidas organoclorados detectados en el Cernícalo americano ( <i>Falco sparverius</i> )..	20
<b>Cuadro 4.</b> Productos agrícolas utilizados en agroecosistemas del Bajío Michoacano..	32
<b>Cuadro 5.</b> Promedio de las concentraciones de los plaguicidas organoclorados ( $\mu\text{g/g}$ ) detectados en las plumas del Cernícalo americano ( <i>Falco sparverius</i> )..	46
<b>Cuadro 6.</b> Promedio de las concentraciones de los plaguicidas organoclorados ( $\mu\text{g/g}$ ) por grupo químico en las plumas del Cernícalo americano ( <i>Falco sparverius</i> ).....	46
<b>Cuadro 7.</b> Concentraciones promedio de las familias químicas de los plaguicidas organoclorados ( $\mu\text{g/g}$ ) detectados en las plumas de los cernícalos, por tipo de agroecosistema, en hembras. ....	48
<b>Cuadro 8.</b> Concentraciones promedio de las familias químicas de los plaguicidas organoclorados ( $\mu\text{g/g}$ ) detectados en las plumas de los cernícalos, por sexo, en los campos mixtos. ....	48
<b>Cuadro 9.</b> Promedio de las concentraciones de los elementos potencialmente tóxicos ( $\mu\text{g/g}$ ) detectados en las plumas del Cernícalo americano ( <i>Falco sparverius</i> )..	49
<b>Cuadro 10.</b> Concentraciones promedio de los metales pesados ( $\mu\text{g/g}$ ) detectados en las plumas de los cernícalos, por tipo de agroecosistema, en hembras.....	51
<b>Cuadro 11.</b> Concentraciones promedio de los metales pesados ( $\mu\text{g/g}$ ) detectados en las plumas de los cernícalos, por sexo, en los campos mixtos.....	51
<b>Cuadro 12.</b> Concentración de plaguicidas organoclorados ( $\mu\text{g/g}$ ) en plumas de aves reportadas en la literatura.....	61
<b>Cuadro 13.</b> Concentración de metales pesados ( $\mu\text{g/g}$ ) en plumas de aves reportadas en la literatura.....	65
<b>Cuadro 14.</b> Promedios $\pm$ Error estándar, proporción y rango en general de los tipos de leucocitos contabilizados en las muestras del Cernícalo americano. ....	109
<b>Cuadro 15.</b> Proporciones promedio de leucocitos en campos mixtos y agricultura de riego en hembras del Cernícalo americano.....	111
<b>Cuadro 16.</b> Proporciones promedio de los tipos de leucocitos entre machos y hembras habitando los campos mixtos. ....	111
<b>Cuadro 17.</b> Mejores modelos globales que explican la relación de los compuestos potencialmente tóxicos y la parasitemia en la variación del Índice H/L en las hembras de Cernícalo americano en el Bajío Michoacano.....	116

<b>Cuadro 18.</b> Resumen de los parámetros promediados, error estándar, límites de confianza e importancia relativa para la variable H/L en las hembras. ....	116
<b>Cuadro 19.</b> Mejores modelos que explican la relación de los compuestos potencialmente tóxicos en la condición corporal de las hembras del Cernícalo americano. ....	119
<b>Cuadro 20.</b> Resumen de los parámetros promediados, error estándar, límites de confianza e importancia relativa para la variable índice de masa escalado (IME) en las hembras. ....	120
<b>Cuadro 21.</b> Mejores modelos globales que explican la relación de los compuestos potencialmente tóxicos y parasitemia en la actividad de la enzima AChE de las hembras del Cernícalo americano. ....	122
<b>Cuadro 22.</b> Resumen de los parámetros promediados, error estándar, límites de confianza e importancia relativa para la actividad de la enzima acetilcolinesterasa (AChE) en las hembras del Cernícalo americano. ....	123

# LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Pareja de Cernícalos. Macho y hembra..	25
<b>Figura 2.</b> Rango de distribución del Cernícalo americano en el continente americano..	28
<b>Figura 3.</b> Rango de distribución potencial del Cernícalo americano en México. Durante el verano y durante el invierno.....	29
<b>Figura 4.</b> Ubicación geográfica de la Cuenca del lago de Cuitzeo, donde se ubican los sitios de muestreo.....	30
<b>Figura 5.</b> Tipos de hábitat utilizado por los individuos invernantes (machos y hembras) del Cernícalo americano en el Bajío Michoacano.....	31
<b>Figura 6.</b> Ubicación de transectos de muestreo en la región del Bajío Michoacano establecidos para el estudio realizado por Ortega-Guzmán (2015). .....	33
<b>Figura 7.</b> Trampa Bal-Chatrri empleada para la captura de los cernícalos. ....	34
<b>Figura 8.</b> Colocación de las bandas alares en el ala de los cernícalos.....	35
<b>Figura 9.</b> Individuos del Cernícalo americano capturados y procesados en el Bajío Michoacano. ..	43
<b>Figura 10.</b> Ubicación geográfica de los individuos capturados en el Bajío Michoacano..	44
<b>Figura 11.</b> Distribución porcentual y frecuencia de los plaguicidas organoclorados (OC) determinados en el Cernícalo americano ( <i>Falco sparverius</i> ) en agroecosistemas del Bajío Michoacano.....	45
<b>Figura 12.</b> Concentración de los OCs ( $\mu\text{g/g}$ ), por grupo químico, detectados en el Cernícalo americano ( <i>Falco sparverius</i> ) en agroecosistemas del Bajío Michoacano.....	47
<b>Figura 13.</b> Concentración de los elementos potencialmente tóxicos (metales pesados y semimetales) detectados en el Cernícalo americano ( <i>Falco sparverius</i> ) en agroecosistemas del Bajío Michoacano.....	50
<b>Figura 14.</b> Actividad de la enzima acetilcolinesterasa ( $\text{nmol/min}/\mu\text{L}$ ) en los individuos del Cernícalo americano ( <i>Falco sparverius</i> ) entre los dos tipos de agroecosistemas y entre sexos. ....	52
<b>Figura 15.</b> Morfología de los leucocitos en el Cernícalo americano (basófilo, eosinófilo, heterófilo, monocito, linfocito y trombocitos)..	110
<b>Figura 16.</b> <i>Haemoproteus tinnunculi</i> encontrados parasitando eritrocitos del Cernícalo americano. ....	112
<b>Figura 17.</b> Prevalencia de <i>H. tinnunculi</i> en las hembras entre ambos tipos de agroecosistemas..	112
<b>Figura 18.</b> Prevalencia de <i>H. tinnunculi</i> entre machos y hembras en los campos mixtos.....	113
<b>Figura 19.</b> Parasitemia de las hembras entre ambos tipos de agroecosistemas.....	113
<b>Figura 20.</b> Parasitemia entre machos y hembras en los campos mixtos.....	114

<b>Figura 21.</b> Índice H/L de las hembras entre los dos tipos de agroecosistemas.. .....	114
<b>Figura 22.</b> Índice H/L entre machos y hembras dentro de campos mixtos.. .....	115
<b>Figura 23.</b> Relación del manganeso (A), fierro (B) y clordano (C) con la variación del índice H/L en el Cernícalo americano.. .....	117
<b>Figura 24.</b> Índice de masa escalado (IME) de las hembras entre los dos tipos de agroecosistemas.. .....	118
<b>Figura 25.</b> Índice de masa escalado (IME) entre machos y hembras en los campos mixtos.. .....	118
<b>Figura 26.</b> Relación del endosulfán con la variación del índice de masa escalado (IME) en el Cernícalo americano.. .....	120
<b>Figura 27.</b> Actividad de la AChE de las hembras entre los dos tipos de agroecosistemas.. .....	121
<b>Figura 28.</b> Actividad de la AChE entre machos y hembras en los campos mixtos.. .....	121
<b>Figura 29.</b> Relación del manganeso con la variación la actividad de la AChE en el Cernícalo americano.....	123

## RESUMEN GENERAL

El Cernícalo americano (*Falco sparverius*) es el halcón más ampliamente distribuido en las Américas, no obstante, se carece de estudios sobre la ecología y fisiología de las poblaciones en México y de los factores que contribuyen a la disminución generalizada y preocupante documentada en las últimas décadas en Norteamérica. El presente trabajo representa el primer estudio que aborda aspectos de la ecofisiología de la especie en una población invernante en la región central de México, donde las poblaciones presentan el fenómeno de segregación sexual de hábitat.

El objetivo de esta investigación fue la detección y cuantificación de residuos de compuestos potencialmente tóxicos (CPTs), incluyendo plaguicidas organoclorados (OCs) y metales pesados y semimetales (EPTs), en las plumas de los individuos invernantes en dos tipos de agroecosistemas en la región del Bajío Michoacano, y su relación con el desempeño fisiológico, determinado con base en un indicador de estrés fisiológico (proporción heterófilos/linfocitos o índice H/L), un indicador de condición física (índice de masa escalado o IME) y la medición de la actividad de la enzima acetilcolinesterasa en la sangre (AChE).

Durante el periodo invernal 2015-2016, se logró la captura de 42 individuos, 21 hembras en sitios de agricultura de riego y 12 hembras y 9 machos en sitios de matorral subtropical con agricultura de temporal, denominados en su conjunto como campos mixtos. Se detectaron residuos de 19 OCs agrupados en 7 familias químicas (Metoxicloro,  $\Sigma$ DDT,  $\Sigma$ HCH,  $\Sigma$ Heptacloro,  $\Sigma$ Endosulfán,  $\Sigma$ Drines y  $\Sigma$ Clordano) y de 11 EPTs (Zn, Cd, Pb, As, Cu, Fe, Al, Hg, Mn, V y Cr). Sus concentraciones fueron en general bajas, encontrándose por debajo de los niveles asociados a afectaciones fisiológicas. Únicamente el manganeso superó los niveles más altos reportados en la literatura para otras especies de aves.

El incremento en las concentraciones de manganeso, fierro y clordano se relacionaron con una disminución en el nivel de estrés fisiológico (índice H/L) de los cernícalos; el manganeso por si solo mostró una relación positiva con la actividad de la AChE; mientras que el incremento en el nivel de endosulfán se relacionó con una disminución en la condición física (IME) de los individuos. Sin embargo, debido a que las tendencias encontradas para el índice H/L y la actividad de la AChE fueron contrarias a lo esperado, no se cree que la presencia de los compuestos potencialmente tóxicos afecte el rendimiento fisiológico de los cernícalos.

En general, se concluye que las bajas concentraciones de los OCs y metales pesados detectados en las plumas de los cernícalos no parecen representar una amenaza aparente para su salud, sin embargo, los efectos a nivel individual pudieran manifestarse en el largo plazo al afectar su capacidad de adecuación relacionado al éxito reproductivo futuro y sobre su progenie en generaciones próximas, siendo necesarias investigaciones de este tipo para corroborarlo.

**Palabras clave:** Cernícalo americano, compuestos potencialmente tóxicos, ecofisiología, desempeño fisiológico, invernación, Bajío Michoacano.

## SUMMARY

The American kestrel (*Falco sparverius*) is the most widely distributed falcon in the Americas; however, studies on the ecology and physiology of populations in Mexico are lacking as well as the factors contributing to the widespread and worrying declines documented over the last decades in North America. This study is the first addressing aspects of the ecophysiology of the species in a wintering population in central Mexico, where the phenomenon of sexual segregation by habitat has been previously documented.

The main objective of the present research was to detect and quantify residues of potentially toxic compound (PTCs), including organochlorine pesticides (OCs) and heavy metals and semi-metals (PTEs), in the feathers of wintering individuals in two agroecosystems types at the Bajío Michoacano region, and its relationship with physiological performance, determined by an indicator of physiological stress (heterophil/lymphocyte ratio or H/L index), an indicator of physical condition (scaled mass index or SMI) and the measurement of the acetylcholinesterase enzyme activity in blood (AChE).

Throughout the 2015-2016 wintering period, we captured 42 individuals; 21 females on irrigation agriculture sites and 12 females and 9 males on sites compounded by a mixed landscape including seasonal rain fed agriculture fields and patches of subtropical scrub, named as a whole as mixed fields. At all sites combined, we detected residues of 19 OCs grouped into seven chemical families ( $\Sigma$ Metoxichlor,  $\Sigma$ DDT,  $\Sigma$ HCH,  $\Sigma$ Heptachlor,  $\Sigma$ Endosulfan,  $\Sigma$ Drines and  $\Sigma$ Chlordane) and 11 PTEs (Zn, Cd, Pb, As, Cu, Fe, Al, Hg, Mn, V and Cr). Their concentrations were in general below the levels associated with physiological affections. Only manganese exceeded the highest levels reported in literature for other bird species.

Increase of manganese, iron and chlordane concentrations were related to a decrease in the level of physiological stress (H/L index) of kestrels; manganese alone showed a positive relation to AChE activity; while the increase in the concentration of endosulfan was related to a decrease in physical condition (SMI) of individuals. However, given that the trends found for H/L and AChE activity were contrary to expected, the presence of potentially toxic compounds is not believed to affect the physiological performance of the kestrels.

In general, we concluded that the low concentrations of OCs and heavy metals detected in feathers do not appear to pose an apparent threat to kestrels' health, however, effects at the individual level could be manifested in the long term, affecting for example their future reproductive success or their progeny in following generations, aspects that are necessary to study further to corroborate the synergic effects of toxic compounds.

**Key words:** American kestrel, potentially toxic compounds, ecophysiology, physiological performance, wintering season, Bajío Michoacano.

## INTRODUCCIÓN GENERAL

El Cernícalo americano (*Falco sparverius*) es una de las especies de halcones más abundantes y ampliamente distribuidas en el Continente Americano (Smallwood y Bird 2002); sin embargo en décadas recientes se ha registrado una disminución generalizada y preocupante de sus poblaciones en Norteamérica (Ruelas-Inzunza 2007, Farmer *et al.* 2008, Ruelas-Inzunza y Smith 2008, Farmer y Smith 2009, Smallwood *et al.* 2009). En los sitios de observación de rapaces del este de los Estados Unidos por ejemplo, los conteos de migración del Cernícalo americano disminuyeron significativamente de 1974 a 2004 a tasas de 1.6 a 4.5% por año en la región de la Costa Atlántica a las montañas Apalaches, y en el periodo de 1994 a 2004, de 3.3 a 8.5% en la región de la Costa Atlántica a los Grandes Lagos. En el oeste, durante el periodo 1995-2005 la mayoría de los conteos mostraron disminuciones significativas de 5.9 a 8.6% por año en las regiones del Noroeste Pacífico, la región intermontañosa y la región occidental de las montañas rocallosas; no obstante, en otros sitios del oeste no se observan cambios significativos (Farmer y Smith 2009).

Entre las causas potenciales de este fenómeno se han sugerido varios factores, incluyendo la prevalencia del virus del Oeste del Nilo (WNV) (Nemeth *et al.* 2006), la depredación debido a un aumento de las poblaciones del Gavilán de Cooper (*Accipiter cooperi*) (Farmer *et al.* 2006, 2008), el cambio climático (Steenhof y Peterson 2009), la contaminación debida al efecto de compuestos orgánicos persistentes como los plaguicidas organoclorados (Lincer 1975, Hoffman *et al.* 1996, Farmer y Smith 2009) y/o compuestos organobromados (Fernie *et al.* 2005, 2008, 2009, McKernan *et al.* 2009), y la pérdida del hábitat óptimo (Hoffman y Collopy 1988, Farmer *et al.* 2008). Sin embargo, en un estudio exhaustivo llevado a cabo en Norteamérica, Smallwood y colaboradores (2009) no encontraron evidencia de que dichas disminuciones se debieran a la prevalencia del Virus del Oeste del Nilo, a la depredación por *Accipiter cooperi*, o a la pérdida del hábitat óptimo, por lo que los autores sugieren que las causas del declive poblacional podrían encontrarse en sus rutas migratorias o en los territorios de invernación en el sur.

A pesar de las investigaciones realizadas sobre la dinámica poblacional del Cernícalo americano durante el periodo invernal en los Estados Unidos de Norteamérica, las hipótesis previas no han logrado probarse con claridad (Hinnebusch *et al.* 2010). En México, en contraste, el conocimiento de la especie es muy escaso o nulo para los temas antes planteados; si bien se tiene un buen conocimiento sobre la distribución geográfica y percepción de la abundancia relativa de la especie (considerándosele como común a nivel nacional, Howell y Webb 1995), no hay estudios que describan el estado actual de las poblaciones tanto residentes como migratorias, debido a que no existen programas de seguimiento de la especie a largo plazo que permitan tener una idea sobre sus tendencias poblacionales. Más aún, se carece de información sobre sus atributos de historia de vida y aspectos fisiológicos en los sitios de migración de invierno en el país.

Uno de los aspectos más ampliamente estudiados en Estados Unidos sobre la ecología invernal del Cernícalo americano es el fenómeno de segregación sexual, observándose un patrón general en el que las hembras se encuentran en hábitats aparentemente de mejor calidad y en localidades más sureñas que los usados por los machos (Smallwood y Bird 2002). Al respecto, se han planteado tres explicaciones posibles: 1) preferencia diferencial de hábitat y/o presas (Stinson *et al.* 1981, Bohall-Wood y Callopy 1986), 2) diferencias en cuanto a los tiempos de llegada y ocupación de hábitat entre sexos (Smallwood 1988, Stotz y Goodrich 1989) y 3) exclusión competitiva de las hembras sobre los machos (Mills 1976, Smallwood 1987, Ardia y Bildstein 2001, Ardia 2002). En México, la segregación sexual del Cernícalo americano fue reportada por primera vez por Mills (1976), quien de manera anecdótica notó que en el estado de Nayarit las hembras se encuentran en mayor proporción en los campos agrícolas, mientras que los machos son más abundantes en el matorral espinoso. En un estudio reciente llevado a cabo en agroecosistemas del Bajío Michoacano, Ortega-Guzmán (2015, datos no publicados) reportó que la proporción de hembras es significativamente mayor en paisajes abiertos dedicados a agricultura de riego, mientras que los machos son más abundantes en paisajes dominados por un mosaico de matorral subtropical mezclado con pastizales ganaderos y terrenos agrícolas de temporal.

Aunque el fenómeno de segregación sexual ha llamado la atención de los ecólogos, poco se conoce sobre cuáles son las implicaciones que éste tiene en la demografía del Cernícalo americano. La pregunta de por ejemplo ¿los factores limitantes bióticos y abióticos propios del hábitat que utiliza cada sexo, afectan su condición física? no ha sido abordada. Ortega-Guzmán (2015) reporta que durante el invierno, el hábitat de mayor densidad de hembras consiste en campos agrícolas de riego activo durante todo el año, donde hay una aplicación más intensiva de fertilizantes y plaguicidas, mientras que los machos, menos abundantes, se encuentran en los sitios de matorral subtropical, potreros y parcelas de agricultura de temporal, donde se carece de sistemas de riego. De aquí surge la pregunta adicional de ¿cómo estos agroquímicos pueden estar afectando el desempeño fisiológico y en última estancia la sobrevivencia de los cernícalos?

En Estados Unidos el uso de compuestos orgánicos persistentes (COPs) y sus derivados han sido considerados entre los factores potenciales que podrían explicar el declive de las poblaciones del Cernícalo americano en décadas recientes (Farmer y Smith 2009, Fernie *et al.* 2009, McKernan *et al.* 2009), por lo que los sitios de invernación de las poblaciones migratorias en México están igualmente expuestos a la adquisición de dichos compuestos en sus tejidos, dado que históricamente los plaguicidas organoclorados (OCs) se han utilizado de manera intensiva en la industria agrícola nacional (Iñigo y Risebrough 1989). En lo que respecta al Bajío Michoacano, el deficiente manejo de los residuos sólidos provenientes de las poblaciones humanas ubicadas en la cuenca de Cuitzeo así como las descargas de aguas residuales en los canales de riego, contribuyen a la emisión de gases y lixiviados en el ambiente local (Buenrostro e Israde 2003); además, la acumulación de metales pesados tanto en los cuerpos de agua como en los suelos, se sabe inhiben la degradación de los plaguicidas orgánicos de uso agrícola (Maslin y Maier 2000), lo que a su vez puede potenciar un efecto nocivo de los compuestos potencialmente tóxicos en los cernícalos que invernán en el área. Al estar en la cima de la cadena trófica, las aves rapaces, entre las que se encuentra el Cernícalo americano, se han reportado como más susceptibles a la bioacumulación de los compuestos tóxicos a nivel celular y sistémico, afectando de igual forma a los niveles poblacional y de comunidad (Capuzzo *et al.* 1988).

Es por esto que resulta de gran importancia conocer la concentración de dichos compuestos en sus tejidos así como los efectos que éstos podrían tener sobre la salud, desempeño fisiológico y sobrevivencia de los individuos.

Con base en lo anterior, el presente estudio tiene como finalidad determinar la presencia de compuestos potencialmente tóxicos y su relación con el desempeño fisiológico de individuos invernantes del Cernícalo americano en dos tipos de agroecosistemas del Bajío Michoacano, uno de agricultura de riego y otro de un mosaico de vegetación de matorral natural mezclado con terrenos agrícolas de uso pecuario, denominado en su conjunto como “campos mixtos”. El primer capítulo se enfoca en la determinación de compuestos potencialmente tóxicos en las plumas de los halcones mediante técnicas no destructivas (Espín 2013, Keller *et al.* 2004), incluyendo plaguicidas organoclorados u OCs (Dauwe *et al.* 2005), metales pesados (ej. Tsipoura *et al.* 2008) y la medición de la actividad de la enzima acetilcolinesterasa (biomarcador que infiere la exposición a compuestos organofosforados y carbámicos en los organismos, Trudeau *et al.* 2007). El segundo capítulo aborda la descripción del perfil leucocitario (Canfield 1998), prevalencia de hemoparásitos y parasitemia (ambos relacionados con una mayor predisposición a las enfermedades, Valkiunas 2004); y la determinación de dos indicadores de desempeño fisiológico como son la proporción heterófilos/linfocitos (Índice H/L), un estimador confiable de estrés fisiológico en los organismos (Gross y Siegel 1983, Vleck *et al.* 2000, Davis *et al.* 2008) y el Índice de masa escalado (IME), un estimador efectivo del estado físico de los individuos (Peig y Green 2009, 2010).

La descripción y relación de los parámetros arriba indicados, permitirá no sólo lograr un mejor entendimiento de la ecofisiología invernal de la especie, sino conocer si los compuestos tóxicos en sus tejidos se asocian al uso de hábitat, en concentraciones tales que pudieran representar un riesgo para su salud y en última estancia, para su sobrevivencia.

## LITERATURA CITADA

- Ardia, D. R. 2002. Energetic consequences of sex-related habitat segregation in wintering American kestrels (*Falco sparverius*). Canadian journal of Zoology. 80: 516-523.
- Ardia, D. R. y K. L. Bildstein. 2001. Sex-related Differences in Habitat Use in Wintering American Kestrels. The Auk. 118: 746-750.
- Bohall-Wood, P. y M. W. Callopy. 1986. Abundance and Habitat Selection of two American Kestrel Subspecies in North-central Florida. The Auk. 103: 557-563.
- Buenrostro, O. e I. Israde. 2003. La gestión de los residuos sólidos municipales en la Cuenca del lago de Cuitzeo, México. Revista internacional de contaminación ambiental. 19: 161-169.
- Canfield, P. J. 1998. Comparative cell morphology in the peripheral blood film from exotic and native animals. Australian Veterinary Journal. 76: 793-800.
- Capuzzo, J. M., M. N. Moore y J. Widdows. 1988. Effects of toxic chemicals in the marine environment: predictions of impacts from laboratory studies. Aquatic Toxicology. 11: 303-311.
- 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.
- Dauwe, T., V. Jaspers, A. Covaci, P. Schepens y M. Eens. 2005. Feathers as a nondestructive biomonitor for persistent organic pollutants. Environmental Toxicology and Chemistry. 24: 442-449.
- Espín, S. 2013. Biomonitorización de contaminantes ambientales persistentes y evaluación de efectos subletales en aves silvestres: uso de plumas y biomarcadores de estrés oxidativo. Tesis de doctorado. Universidad de Murcia, España.
- Farmer, C. J., L. J. Goodrich, E. Ruelas Inzunza y J. P. Smith. 2008. Conservation Status of North America's Birds of Prey. State of North America's Birds of Prey. Series in Ornithology. 3: 303-420.
- Farmer, C. J. y J. P. Smith. 2009. Migration monitoring indicates widespread declines of American kestrels (*Falco sparverius*) in North America. Journal of Raptor Research. 43: 263-273.
- Farmer, G. C., K. McCarty, S. Robertson, B. Robertson y K. L. Bildstein. 2006. Suspected Predation by Accipiters on Radio-tracked American kestrels (*Falco sparverius*) in Eastern Pennsylvania, U.S.A. Journal of Raptor Research. 40: 294-297.
- Fernie, K. J., J. L. Shutt, R. J. Letcher, I. J. Ritchie y D. M. Bird. 2009. Environmentally Relevant Concentrations of DE-71 and HBCD Alter Eggshell Thickness and Reproductive Success of American Kestrels. Environmental Science & Technology. 43: 2124-2130.
- Fernie, K. J., J. L. Shutt, R. J. Letcher, J. I. Ritchie, K. Sullivan y D. M. Bird. 2008. Changes in Reproductive Courtship Behaviors of Adult American Kestrels (*Falco sparverius*) Exposed to Environmentally Relevant Levels of the Polybrominated Diphenyl Ether Mixture, DE-71. Toxicological Sciences. 102: 171-178.
- Fernie, K. J., J. L. Shutt, J. L. Mayne, G. Mayne, D. Hoffman, R. J. Letcher, K. G. Drouillard y I. J. Ritchie. 2005. Exposure to Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs): Changes in Thyroid, Vitamin A, Glutathione Homeostasis, and Oxidative Stress in American Kestrels (*Falco sparverius*). Toxicological Sciences. 88: 375-383.

- Gross, W. B. y H. S. Siegel. 1983. Evaluation of the Heterophyl/Lymphocyte ratio as a measure of stress in chickens. *Avian diseases*. 27:972-979.
- Hinnebusch, D. M., J. F. Therrien, M. A. Valiquette, B. Robertson, S. Robertson y K. L. Bildstein. 2010. Survival, Site fidelity, and Population Trends of American Kestrels wintering in Southwestern Florida. *The Wilson Journal of Ornithology*. 122: 475-483.
- Hoffman, D. J., M. J. Melancon, P. N. Klein, C. P. Rice, J. D. Eisemann, R. K. Hines, J. W. Spann y G. W. Pendleton. 1996. Developmental Toxicity of PCB 126 (3,3',4,4',5-Pentachlorobiphenyl) in Nestling American Kestrels (*Falco sparverius*). *Fundamental and applied toxicology*. 34: 188-200.
- Hoffman, M. L. y M. W. Collopy. 1988. Historical Status of the American Kestrel (*Falco sparverius paulus*) in Florida. *Wilson Bulletin*. 100: 91-107.
- Howell, S. N. G. y S. Webb. 1995. A guide to the birds of Mexico and Northern Central America. Oxford University Press. New York.
- Keller, J. M., J. R. Kucklick y P. D. McClellan-Green. 2004. Organochlorine contaminants in Lofferhead sea turtle blood: Extraction techniques and distribution among plasma and red blood cells. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 46:254-264.
- Lincer, J. L. 1975. DDE-Induced Eggshell-thinning in the American Kestrel: A Comparison of the Field Situation and Laboratory Research. *Journal of Applied Ecology*. 12: 781-793.
- Maslin, P. y R. M. Maier. 2000. Rhamnolipid-enhanced mineralization of phenanthrene in organic-metal co-contaminated soils. *Bioremediation Journal*. 4: 295-308.
- McKernan, M. A., B. A. Rattner, R. C. Hale y M. A. Ottinger. 2009. Toxicity of Polybrominated Diphenyl Ethers (DE-71) in Chicken (*Gallus gallus*), Mallards (*Anas platyrhynchos*), and American Kestrel (*Falco sparverius*) Embryos and Hatchlings. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 28: 1007-1017.
- Mills, G. S. 1976. American kestrel Sex Ratios and Habitat Separation. *The Auk*. 93: 740-748.
- Nemeth, N., D. Gould, R. Bowen y N. Komar. 2006. Natural and experimental West Nile virus infection in five raptor species. *Journal of Wildlife Diseases*. 42: 1-13.
- Ortega-Guzmán, L. 2015. Ecología invernal del Cernícalo americano (*Falco sparverius*): Determinación de su cronología migratoria, segregación de hábitat por sexo y conducta de forrajeo en el Bajío Michoacano. Tesis de Maestría. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.
- Peig, J. y A. J. Green. 2009. New perspectives for estimating body condition from mass/length data: the scaled mass index as an alternative method. *Oikos*. 118: 1883-1891.
- Peig, J. y A. J. Green. 2010. The paradigm of body condition: a critical reappraisal of current methods based on mass and length. *Functional Ecology*. 24: 1323-1332.
- Ruelas-Inzunza, E. 2007. The Raptor Population Index (RPI) Project Update: The Case of the American Kestrel. *Hawk Migration Studies* 32: 13-15
- Ruelas-Inzunza E. y J. P. Smith. 2008. Continental-Scale Decline of the American Kestrel--North America's Smallest Falcon. *Raptor Watch* 22[3].

- Smallwood, J. A. 1987. Sexual Segregation by Habitat in American Kestrels wintering in Southern Florida: Vegetative Structure and Responses to Differential Prey Availability. *The Condor*. 89: 842-849.
- Smallwood, J. A. 1988. A mechanism of Sexual Segregation by Habitat in American Kestrels (*Falco sparverius*) wintering in South-central Florida. *The Auk*. 105: 36-46.
- Smallwood, J. A. y D. M. Bird. 2002. American Kestrel (*Falco sparverius*), *The birds of North America Online* (A. Pole, Ed.), Ithaca: Cornell Lab of Ornithology.
- Smallwood, J. A., M. F. Causey, D. H. Mossop, J. R. Klucsarits, S. Robertson, B. Robertson, J. Mason, M. J. Maurer, R. J. Melvin, R. D. Dawson, G. L. Bortolotto, J. W. Jr. Parrish, T. F. Breen y K. Boyd. 2009. Why are American Kestrel (*Falco sparverius*) populations declining in North America? Evidence from nest-box programs. *Journal of Raptor Research*. 43: 274-282.
- Steenhof, K. y B. E. Peterson. 2009. American Kestrel reproduction in Southwestern Idaho: Annual variation and long-term trends. *Journal of Raptor Research*. 43: 283-290.
- Stinson, C. H., D. L. Crawford y J. Lauther. 1981. Sex Differences in Winter Habitat of American Kestrels in Georgia. *Journal of Field Ornithology*. 52: 29-35.
- Stotz, N. G. y L. J. Goodrich. 1989. Sexual Differences in Timing of American Kestrel Migration at Hawk Mountain Sanctuary, Pa. *Journal of Raptor Research*. 23: 167-171.
- Trudeau, S., P. Mineau, G. Sans Cartier, G. Fitzgerald, L. Wilson, C. Wheler y L. D. Knopper. 2007. Using dried blood spots stored on filter paper to measure cholinesterase activity in wild avian species. *Biomarkers*. 12: 145-154.
- 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.
- Valkiunas, G. 2004. *Avian malaria parasites and other haemosporidia*. CRC press.
- Vleck, C. M., N. Vertalino, D. Vleck y T. L. Bucher. 2000. Stress, Corticosterone, and Heterophil to Lymphocyte Ratios in Free-living Adélie Penguins. *The Condor*. 102: 392-400.

# CAPÍTULO I

## Determinación de compuestos potencialmente tóxicos en individuos invernantes del Cernícalo americano (*Falco sparverius*) en agroecosistemas del Bajío Michoacano

### RESUMEN

Los plaguicidas organoclorados (OCs) son compuestos hidrofóbicos caracterizados por una alta persistencia y movilización en el medio, pudiendo ser absorbidos por los organismos (bioconcentración), los restos que no son metabolizados y excretados se depositan en los tejidos (bioacumulación) y pasan al siguiente nivel de la cadena trófica (biomagnificación). Los metales pesados, a diferencia de los OCs, no se pueden degradar y pueden permanecer por mucho tiempo en el medio, algunos son esenciales mientras que otros son extremadamente tóxicos. Las actividades agrícolas, industriales y mineras contribuyen a su deposición en el ambiente. La enzima acetilcolinesterasa es un neurotransmisor cuya actividad en el sistema nervioso y en el plasma sanguíneo se ve inhibida por plaguicidas organofosforados o carbámicos, por lo que resulta ser un bioindicador efectivo del efecto nocivo de estos compuestos. El objetivo del estudio fue determinar la presencia y concentración de compuestos potencialmente tóxicos o CPTs (OCs y metales pesados) y cuantificar la actividad de la AChE en individuos invernantes del Cernícalo americano (*Falco sparverius*) entre dos tipos principales de agroecosistemas en la región del Bajío Michoacano: sitios de agricultura de riego (donde se tiene actividad agrícola más intensiva) y sitios de matorral subtropical con parches de agricultura de temporal (denominados en su conjunto "campos mixtos"), y entre sexos. Se logró la captura de 42 individuos (21 hembras en los sitios de riego, y nueve machos y 12 hembras en los campos mixtos), a los cuales se les extrajeron muestras de plumas para la detección de los CPTs y muestras de sangre en papel filtro para cuantificar la actividad de la AChE. Los análisis de laboratorio se llevaron a cabo en el Instituto EPOMEX, en Campeche. Se detectaron restos de 19 OCs agrupados en siete familias químicas (Metoxicloro,  $\Sigma$ DDT,  $\Sigma$ HCH,  $\Sigma$ Heptacloro,  $\Sigma$ Endosulfán,  $\Sigma$ Drines y  $\Sigma$ Clordano) y de 11 metales pesados (Zn, Cd, Pb, As, Cu, Fe, Al, Hg, Mn, V y Cr); sus concentraciones en general fueron bajas respecto a la literatura (a excepción del manganeso) y se encontraron por debajo de los límites clínicos. Comparando por tipo de agroecosistema, únicamente el arsénico ( $P = 0.03$ ) y mercurio ( $P = 0.03$ ) tuvieron concentraciones significativamente mayores en los sitios del riego; con relación a los sexos, ningún compuesto mostró diferencias significativas entre machos y hembras. Finalmente, la actividad de la AChE fue 26.67% menor en los individuos de los campos mixtos, aunque la diferencia no resultó significativa, y entre sexos su actividad fue similar. La ausencia de diferencias significativas de las concentraciones entre agroecosistemas sugiere una disponibilidad similar de los CPTs. Al ser el Cernícalo americano una especie migratoria, no se tiene certeza del origen de los CPTs, no pudiendo concluir sobre un efecto ligado a los sitios de invernación. Debido a las bajas concentraciones aquí determinadas, se cree que no representan un riesgo para la sobrevivencia de la especie durante su estancia invernal, sin embargo se requieren estudios adicionales para entender si influyen de alguna forma negativa en su desempeño fisiológico.

**Palabras clave:** Plaguicidas organoclorados, metales pesados, enzima acetilcolinesterasa, *Falco sparverius*, Bajío Michoacano.

## CHAPTER I

# Determination of potentially toxic compounds on wintering individuals of the American kestrel (*Falco sparverius*) in agroecosystems at the Bajío Michoacano

### ABSTRACT

Organochlorine pesticides (OCs) are hydrophobic compounds characterized by a high persistence and mobilization in the environment, being able to be absorbed by organisms (bioconcentration), with residues that are not metabolized or excreted deposited on animal tissues (bioaccumulation), thus incorporated via the trophic chain (biomagnification). Unlike OCs, heavy metals cannot be degraded and might remain for a long time in the environment, some are essential while others are extremely toxic. Agricultural, industrial and mining activities contribute to its deposition into the environment. The acetylcholinesterase enzyme is a neurotransmitter whose activity in the nervous system and blood plasma is inhibited by organophosphorous or carbamic pesticides, so it turns out to be an effective bioindicator of the harmful effects of those compounds. The objective of the present study was to determine the presence and concentration of potentially toxic compounds or CPTs (OCs and heavy metals) and quantify AChE activity in wintering individuals of the American Kestrel (*Falco sparverius*) at two main agroecosystem types at the Bajío Michoacano region: irrigation agriculture sites (where agricultural activity is more intensive) and sites of seasonal rain-fed agriculture mixed with remnants of subtropical scrub (collectively referred to as "mixed fields"), and compare between sexes. We captured 42 individuals (21 females at the irrigation sites, and 9 males and 12 females at the mixed fields), from which samples of feathers and blood on filter paper were taken for the detection of PTCs and to quantify AChE activity, respectively. Laboratory analyzes were carried out at EPOMEX Institute in Campeche University. Residues of 19 OCs grouped into seven chemical families (Metoxichlor,  $\Sigma$ DDT,  $\Sigma$ HCH,  $\Sigma$ Heptachlor,  $\Sigma$ Endosulfan,  $\Sigma$ Drins and  $\Sigma$ Chlordane) and 11 heavy metals (Zn, Cd, Pb, As, Cu, Fe, Al, Hg, Mn, V and Cr) were detected; their concentrations were generally low compared to literature (with the exception of manganese) and below clinical thresholds. Comparing by agroecosystem types, only arsenic ( $P = 0.03$ ) and mercury ( $P = 0.03$ ) had significantly higher concentrations at the irrigation sites; with respect to the sex, no compound showed significant differences between males and females. Finally, AChE activity was 26.67% lower in individuals of the mixed fields, although the difference was not significant, and between sexes their activity was similar. The absence of significant differences in the concentrations between agroecosystem types suggests a similar availability of CPTs. Since the American kestrel is a migratory species, the origin of the CPTs is not certain, and we cannot conclude an effect linked to the wintering sites. Due to the low concentrations determined here, it is believed that they do not represent a risk for the species survival throughout their wintering period, however additional studies are required to understand if they affect in some way their physiological performance.

**Key words:** Organochlorine pesticides, heavy metals, acetylcholinesterase enzyme, *Falco sparverius*, Bajío Michoacano.

## INTRODUCCIÓN

Junto con compuestos químicos como los bifenilos policlorados (PCBs), los retardantes de flama polibromados (PBDEs, PBB, HBCD y TBBPA) e hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs), los plaguicidas organoclorados (OCs) forman parte de los llamados compuestos orgánicos persistentes (COP). Los COPs son aquellas sustancias químicas de estructura carbónica de alta toxicidad y perdurables en el ambiente, con una capacidad de dispersarse a grandes distancias por el medio tanto terrestre como acuático (Wania y Mackay 1996). Una vez en el ambiente, los COPs se transforman, dispersan y concentran a mayor o menor escala y cantidad dependiendo de sus propiedades fisicoquímicas (presión de vapor, solubilidad en el agua y coeficiente de partición), y de las características específicas del mismo ambiente tanto acuático (pH, temperatura, luz solar, sustancias orgánicas disueltas, microorganismos, etc.) como terrestre (viento, precipitación seca y húmeda) (Wania y Mackay 1996, Albert 2014).

De acuerdo a Albert y Benítez (2005), los plaguicidas se pueden clasificar de acuerdo a su origen, al objetivo de uso (tipo de plaga que combaten), a su persistencia, a su toxicidad, a su modo de acción y a su estructura química (Cuadro 1). En el presente estudio se determinó la presencia de plaguicidas organoclorados (OCs), los cuales varían entre otras cosas, en su estructura química, en su capacidad de persistencia y en el nivel de toxicidad en los organismos, como se describe en el cuadro 1.

De acuerdo con Calva y Torres (1998), los plaguicidas organoclorados (OCs) se clasifican por su estructura química en:

1. Derivados halogenados e hidrocarburos alicíclicos (HCH, Lindano).
2. Derivados halogenados de hidrocarburos aromáticos (DDT, p,p'DDT, p,p'DDE).
3. Derivados halogenados de hidrocarburos ciclodiénicos (Aldrín, Dieldrín).

**Cuadro 1.** Clasificación de los plaguicidas de acuerdo a su origen, persistencia, toxicidad, efectos y estructura química. (Tomado de Albert y Benítez 2005).

CRITERIO	CLASIFICACIÓN	EJEMPLOS
<b>Por su origen</b>	Naturales	Nicotina, Piretrinas
	Sintéticos	DDT, Paratión, 2,4-D
<b>Por el tipo de plaga que combaten</b>	Insecticidas	DDT, Paratión, Cloropirifos
	Herbicidas	2,4-D, Paraquat, Silvex
	Funguicidas	Mancozeb, Carboxin
	Molusquicidas	Metaldehido
	Rodenticidas	Warfarina, Piriminilo
	Nematicidas	dbcp, Carbofurán
<b>Por su persistencia</b>	No persistentes (0-12 semanas)	Malatión
	Moderada (1-18 meses)	Atrazina, 2,4-D
	Persistentes (hasta 20 años)	DDT
	Permanentes (+ de 20 años)	Arsenicales, Organomercuriales
<b>Por su toxicidad aguda (según la DL<sub>50</sub> para rata, vía oral)</b>	Extremadamente tóxicos	Carbofurán, Paratión metílico
	Altamente tóxicos	Endrín, Disolfotón, Endosulfán
	Moderadamente tóxicos	Carbarilo, Bensulide
	Ligeramente tóxicos	Clorotalonilo, Mancozeb
<b>Por sus efectos adversos</b>	A corto plazo	Paratión, Carbofurán
	A mediano plazo	Endosulfán
	A largo plazo	DDT, Lindano
<b>Por su estructura química</b>	Organoclorados	DDT, Aldrín, Endosulfán, Lindano
	Organofosforados	Paratión, Malatión
	Carbámicos	Carbarilo, Carbofurán
	Triazínicos	Atrazina, Simetrina
	Fenoxiacéticos	2,4-D, Silvex
	Bipiridílicos	Paraquat, Diquat
	Piretroides	Permetrina, Deltametrina
	Ditiocarbámicos	Mancozeb, Zineb
	Inorgánicos	Azufre, Tricloruro de cobre
Ftalimídicos	Captán	

Los OCs (Cuadro 2) son compuestos hidrofóbicos que se caracterizan por una alta persistencia en el medio, lo que les permite movilizarse hasta lugares remotos al de su deposición inicial, afectando a organismos a los que no se deseaba alterar (Newton 1998, Albert y Benítez 2005). También pueden degradarse y transformarse en otras sustancias incluso más tóxicas y persistentes que las que las originaron. Dependiendo de sus

propiedades fisicoquímicas y de las características del medio, los OCs pueden estar disueltos o en forma particulada, ya sea en la columna de agua o en los sedimentos, pudiendo ser absorbidos por los organismos a través de la respiración, absorción dérmica o por ingestión (Calva y Torres 1998, Albert 2014), proceso conocido como bioconcentración; así, los compuestos que no logran ser metabolizados y excretados se depositan y acumulan en los tejidos de los individuos, proceso conocido como bioacumulación; y finalmente, pasan al siguiente nivel de la cadena trófica, lo que se conoce como biomagnificación (Albert y Benítez 2005, Espín 2010). Debido a que su acción no es selectiva, su aplicación indiscriminada puede causar severos impactos negativos en el ambiente, la productividad de los ecosistemas y la salud de los individuos expuestos, siendo los depredadores tope como las aves rapaces y marinas los grupos más afectados. Se ha demostrado que los OCs causan mutagénesis (alteración del material genético), teratogénesis (malformaciones en el desarrollo embrionario) y alteraciones en las funciones metabólicas, reproductivas y conductuales (Goldberg 1995, Albert 2014).

Históricamente, el uso de plaguicidas industriales organoclorados como el DDT (diclorodifenil tricloroetano) en la industria agrícola y en las campañas de salud ha causado disminuciones poblacionales al afectar negativamente el éxito reproductivo de muchas especies de aves rapaces, principalmente en las décadas de 1960 y 1970 (Lincer 1975, Henny 1977). En Europa, por ejemplo, el uso del DDT llevó a declives poblacionales masivos del Gavilán común europeo (*Accipiter nisus*), el Halcón peregrino (*Falco peregrinus*) y el Halcón esmerejón (*Falco columbarius*) en las décadas de 1950 y 1969, como resultado de sus efectos negativos en el éxito reproductivo y sobrevivencia (Newton 2004). En Estados Unidos, especies como el pelícano café (*Pelecanus occidentalis*), el Halcón peregrino (*Falco peregrinus*), y el Águila calva (*Haliaeetus leucocephalus*) se vieron severamente afectadas, al punto de desaparecer de las costas y cercanías de las plantas productoras de DDT y Endrín entre los años 1960's y 1970's, cuyos desechos eran vertidos en las áreas circundantes (Blus *et al.* 1979, Fleming y O'Shea 1980, Peakall 1970, 1993). Actualmente muchas de estas especies se han recuperado debido a la prohibición del DDT, no obstante otros compuestos utilizados en la industria de materiales como los

**Cuadro 2. Características generales de los plaguicidas organoclorados. Tomado y modificado de Espín 2010 y Arrona-Rivera 2015.**

Compuesto	Usos	Características	Toxicidad	DL
<b>DDT</b>	Amplia gama de plagas agrícolas y vectores de enfermedades	Elevada persistencia (12-57 años). Forma cristales incoloros. Resistente a la destrucción por la luz y la oxidación. Bioacumulación significativa	Toxicidad aguda, de baja a moderada	225 mg/kg (O/R)
<b>DDD</b>	Insecticida	Metabolito del DDT	Propiedades tóxicas similares al DDT	3400 mg/kg (O/C); 1200 mg/kg (D/C)
<b>DDE</b>	No presenta acción insecticida	Elevada persistencia. Resulta de degradación del DDT en sistemas biológicos	Propiedades tóxicas similares al DDT	
<b>γ-HCH o Lindano</b>	Insecticida, agente contra ectoparásitos en productos veterinarios y farmacéuticos, tratamiento de suelos y semillas	Se bioacumula moderadamente. Polvo cristalino entre blanco y amarillo	Alta toxicidad aguda	1752.8 mg/kg (O/R); >8000 mg/kg (D/C); 1362.5 mg/kg (O/C); 1786.3 mg/kg (D/C)
<b>Aldrín</b>	Insecticida ara suelos, algodón, plagas del césped, gusanos blancos y gusanos de la raíz del maíz	Bioacumulación significativa. Se metaboliza rápidamente a su epóxido Dieldrín. Forma líquida o sólida. Color nulo-marrón oscuro	Altamente tóxico	39-60 mg/kg (O/R); 98 mg/kg (D/R)
<b>Dieldrín</b>	Protección de la madera contra insectos y termitas y en la industria contra plagas de textiles	Bioacumulable. Epóxido del Aldrín. Forma copos de color tostado. Estable en presencia de luz, humedad, álcalis y ácidos moderados	Altamente tóxico	46 mg/kg (O/R); 60-90 mg/kg (D/R)
<b>Endrín</b>	Control de insectos, roedores y aves	Bioacumulación considerable. Sólido cristalino incoloro-tostado. Transformación a aldehído por luz y calor	Extremadamente tóxico	7.5-17.8 mg/kg (O/R); 15 mg/kg (D/R)
<b>Heptacloro</b>	Insecticida contra plagas del maíz	Fuerte tendencia a la bioacumulación. Polvo blanco. Estable en presencia de luz, aire, humedad y calor moderado. Se convierte en su epóxido de mayor toxicidad	Altamente tóxico	100-163 mg/kg (O/R); 195-250 mg/kg (D/R)
<b>Endosulfán</b>	Control de insectos en alimentos, cultivos no alimentarios y protector de la madera	No se considera bioacumulable. Estable a la luz solar e inestable en medios alcalinos. Hidrolizado lentamente por agua y ácidos.	Altamente tóxico, toxicidad crónica	18-43 mg/kg (O/R); 78-130 mg/kg (D/R)

*DL= Dosis letal, O=Oral, D=Dérmica, R=Ratas, C=Conejos.*

bifenilos policlorados (PCBs, también prohibidos en la actualidad) y los éteres bifenílicos polibromados (PBDEs) afectan de manera drástica la reproducción de las aves rapaces como el águila pescadora (*Pandion haliaetus*) y el Cernícalo americano (Hoffman *et al.* 1996, Henny *et al.* 2009, McKernan *et al.* 2009, Mora *et al.* 2011).

Al ser una especie abundante y poseer ciertas características intrínsecas como reproducción anual, facilidad de crianza en cautiverio, tolerancia a la presencia humana y su relación taxonómica con otras rapaces altamente susceptibles a los contaminantes, el Cernícalo americano ha sido utilizado como especie modelo para evaluar los efectos de los plaguicidas tóxicos en sus capacidades reproductivas por más de cuatro décadas (Wiemeyer y Lincer 1987, Bardo y Bird 2009). Entre los primeros trabajos, Lincer (1975) determinó que el adelgazamiento del cascarón se relacionaba significativamente con un incremento en las concentraciones de DDE en los huevos de aves mantenidas en laboratorio así como en aquellas de vida silvestre. Por su parte, Henny (1977) encontró que los niveles de DDT (y sus metabolitos) se incrementaron significativamente tanto en el plasma como en los huevos de los Cernícalos posterior a la aplicación de plaguicidas en el Noreste de Estados Unidos, lo cual se vio reflejado en el adelgazamiento del cascarón y por ende, en una disminución en su éxito reproductivo. En estudios más recientes se ha dado a conocer que la exposición a los compuestos retardantes de llama como los PBDE y sus derivados (DE-71) ocasionan una disminución en la eclosión, sobrevivencia y desarrollo de los pollos (Ferne *et al.* 2009, McKernan *et al.* 2009), alteraciones negativas en el comportamiento reproductivo y éxito reproductivo de los adultos (Ferne *et al.* 2008), e incluso alteraciones en las concentraciones de hormonas tiroideas, en el metabolismo del glutatión y en el estrés oxidativo (Ferne *et al.* 2005).

Entre los estudios pioneros en México, Kiff y Peakall (1980) encontraron una correlación significativa del adelgazamiento del cascarón en el Halcón murcielaguero (*Falco ruficularis*) y el Halcón fajado (*Falco femoralis*) con la presencia de DDE en los lípidos de sus huevos colectados en Tamaulipas, Veracruz y Oaxaca. Albert *et al.* (1989) determinaron residuos de DDE en los huevos del Zopilote negro (*Coragyps atratus*) colectados en Chiapas, exhibiendo un ligero adelgazamiento del cascarón respecto a otros

huevos colectados previos a la utilización del DDT. Sin embargo, para las poblaciones del Cernícalo americano en el país sólo se tiene registro de un trabajo en el cual se reporta la presencia de once plaguicidas organoclorados ( $\gamma$ -HCH,  $\beta$ -HCH,  $\delta$ -HCH, heptacloro, aldrín, heptacloro epóxido, endosulfán I, pp-DDE, dieldrín, endosulfán II y endosulfán sulfato) en plasma sanguíneo de individuos en Baja California Sur (Rivera-Rodríguez *et al.* 2007), aunque dichas concentraciones no se relacionaron con algún indicador de salud en los halcones. En una especie emparentada (Halcón fajado, *Falco femoralis*), se determinó la presencia de PBDEs, PCBs y DDE en huevos de Chihuahua y Veracruz, encontrando que las concentraciones de estos contaminantes fueron mucho más bajas con respecto a las reportadas para las aves rapaces de países industrializados, por lo que se sugiere no representan una amenaza real para el éxito reproductivo de la especie (Mora *et al.* 2011). En otras rapaces, Rivera-Rodríguez y Rodríguez-Estrella (2011) y Arrona-Rivera *et al.* (2016) reportaron la presencia de 16 OCs para el Águila pescadora (*Pandion haliaetus*) en Baja California Sur y 19 para el Tecolote bajo (*Glaucidium brasilianum*) en Chiapas, respectivamente; teniendo que en Baja California los OCs se detectaron en bajas concentraciones, mientras que en Chiapas las concentraciones fueron variables y únicamente la familia  $\Sigma$ DDT mostró una correlación positiva con el peso corporal.

Los elementos potencialmente tóxicos (EPT), entre los que se encuentran algunos metales pesados y semimetales como el plomo, cromo, arsénico, zinc, cadmio, cobre, mercurio y níquel, constituyen un grupo de contaminantes químicos inorgánicos dispersos en el medio ambiente (Wuana y Okieimen 2011), caracterizados químicamente por poseer una densidad mayor a  $5 \text{ g/cm}^3$  (Nies 1999). Aunque se encuentran de manera natural en los suelos y algunos son esenciales, es decir, necesarios para realizar funciones vitales en los organismos (Bardo y Bird 2009), son altamente perjudiciales cuando se encuentran disueltos en altas concentraciones en el ambiente tanto terrestre como acuático, teniendo la capacidad de bioconcentrarse, bioacumularse y en la mayoría de ellos biomagnificarse en los tejidos animales (Espina y Venegas 2005, Wuana y Okieimen 2011), es por esto que se conocen como elementos potencialmente tóxicos.

Entre las principales causas por las que los metales pesados se acumulan en el suelo se alude a la rápida expansión de las áreas industriales, acumulación de desechos mineros, eliminación de desechos con altas concentraciones de metales, uso de gasolina y pinturas con plomo, aplicación de fertilizantes para el manejo de la tierra, estiércol animal, lodos residuales, plaguicidas, riego con aguas negras, residuos de combustión del carbón, derrame de petroquímicos, etc., todas producto de la contaminación ambiental de origen antropogénico (Wuana y Okieimen 2011). A diferencia de los compuestos orgánicos, los metales pesados no se descomponen y ni se degradan del ambiente, sino que permanecen en el suelo y contaminan a los organismos allí presentes durante muchos años (Calisi *et al.* 2013) ya sea por medio de la ingesta, inhalación, transferencia madre-cría o por el contacto directo a través de la piel (Smith *et al.* 2007). Además, se ha documentado que en sitios contaminados tanto por metales pesados como por plaguicidas organoclorados, los metales pueden inhibir parcial o totalmente la actividad microbiana heterotrófica normal, evitando así la degradación natural de los contaminantes orgánicos (Maslin y Maier 2000).

Una vez acumulados en el organismo, los iones de los metales pesados forman complejos compuestos tóxicos, rompen las membranas celulares y ya dentro de las células provocan la fragmentación del ADN, dañan el sistema inmune e inhiben la actividad enzimática al actuar como disruptores endócrinos (Nies 1999), como es el caso del arsénico, cadmio, plomo y mercurio y algunos plaguicidas como los PCBs y el DDT, provocando alteraciones en el desarrollo embrionario relacionadas con la reproducción (Colborn *et al.* 1993). En el ser humano pueden causar problemas mutagénicos, cancerígenos y teratogénicos (Parra-Ochoa 2014). Como consecuencia de la exposición a altos niveles de metales pesados en las aves, se han reportado diversas afecciones, tanto en estudios de campo (Dauwe *et al.* 2003, Tsipoura *et al.* 2008, Nighat *et al.* 2013) como de laboratorio (Pattee 1984, Hoffman *et al.* 1985, Stendell *et al.* 1989, Liu *et al.* 2013), entre las que se incluyen alteraciones en el comportamiento, la reproducción y la salud, llegando a provocar incluso la muerte, dependiendo de la toxicidad del elemento, la cantidad incorporada al cuerpo y el tiempo de exposición (Smith *et al.* 2007).

Las aves marinas, las rapaces y algunas paserinas representan los grupos de aves más ampliamente estudiados con respecto a la presencia y toxicidad de los EPTs. Entre los estudios realizados con aves acuáticas, Burger y Gochfeld (1997) reportaron que las concentraciones peligrosamente altas de mercurio (desde 3.8 hasta 10.3 ppm) en los huevos y plumas del Charrán de Foster (*Sterna forsteri*), el Rayador americano (*Rhynchops niger*), la Garza blanca (*Ardea alba*) y la Garza dedos dorados (*Egretta thula*), provocan disminuciones en la eclosión de huevos e infertilidad. En la costa de Galicia, Pérez López y colaboradores (2005) determinaron la presencia de plomo (3.93 - 8.18 ppm), zinc (1.93 - 4.52 ppm), cadmio (1.93 - 14.77 ppm) y cobre (0.51 - 0.55 ppm) en las plumas del Arao común (*Uria aalge*), el Frailesillo común (*Fratercula arctica*) y el Alca común (*Alca torda*) afectados por el derramamiento de crudo "Prestige" en el año 2002; contrario a lo que esperaban, los valores cuantificados fueron relativamente bajos, siendo similares a los encontrados en otras regiones geográficas. Por otra parte, Lucia *et al.* (2010) encontraron altos niveles de plomo (más de 150 ppm en hígado y riñón) en el ganso común (*Anser anser*) en Francia, sugiriendo que éstos individuos pudieron haber sido envenenados por la ingesta de municiones en áreas de caza a lo largo de su ruta de migración.

Con respecto a las aves rapaces, Negro *et al.* (1993) analizaron la presencia de OCs, PCBs y metales pesados en huevos no viables del Cernicalo primilla (*Falco naumanni*) en España, encontrando la mayoría de las concentraciones que estuvieron por debajo de los niveles asociados al adelgazamiento del cascarón (DDE: 5 - 10 ppm). En otro estudio, Nighat *et al.* (2013) encontraron niveles alarmantes de cadmio (3.22 ppm), zinc (1814.46 ppm), níquel (166.65 ppm), cobre (32.17 ppm), plomo (28.81 ppm) y arsénico (19.61 ppm) en plumas de cinco especies de la familia Falconidae al norte de Pakistán. En cuanto a los casos de intoxicaciones por plomo, uno de los ejemplos más drásticos es el caso del Cóndor de California (*Gymnogyps californianus*), especie que estuvo al borde de la extinción en 1980 a causa de envenenamiento por la ingesta de municiones en el suroeste de Estados Unidos (Cade 2007, Walters *et al.* 2010) y por la acumulación de DDT (Kiff *et al.* 1979). Como se mencionó anteriormente, el Cernícalo americano ha sido un modelo para estudiar el efecto de contaminantes -entre ellos los metales tóxicos- en la salud y

capacidad de adecuación de las rapaces, habiéndose realizado tanto trabajos experimentales bajo estrictos controles en laboratorio (Wiemeyer y Porter 1970, Pattee 1984) como en vida silvestre (Lincer y McDuffie 1974, Rivera-Rodríguez *et al.* 2007). De acuerdo con lo reportado en la literatura para el Cernícalo americano, hasta ahora se cuenta con información sobre cuatro metales pesados y dos tipos de OCs, con respecto a los órganos y/o tejidos donde fueron detectados y sus afectaciones, en caso de haber sido documentadas (Cuadro 3).

**Cuadro 3.** Resumen de los metales pesados y algunos plaguicidas organoclorados detectados en el Cernícalo americano (*Falco sparverius*). \*Estudios experimentales.

Elemento	Tejido u órgano	Dosis / Concentración	Afectación	Fuente
<b>plomo</b>	Hígado	/ 1 ppm	Ninguna	Stendell <i>et al.</i> 1989*
	Hígado	50 / 1.85 ppm	Ninguna	Pattee 1984*
	Húmero	50 / 13.5 ppm	Ninguna	Pattee 1984*
	Tarso	50 / 62.0 ppm	Ninguna	Pattee 1984*
	Cascarón	/ 0.72 ppm	-	Lincer y McDuffie 1974
	Cerebro	625 / 2.5 ppm	Crecimiento suprimido, muerte	Hoffman <i>et al.</i> 1985*
	Hígado	625 / 5.5 ppm	Crecimiento suprimido, muerte	Hoffman <i>et al.</i> 1985*
	Riñón	625 / 15.5 ppm	Crecimiento suprimido, muerte	Hoffman <i>et al.</i> 1985*
<b>mercurio</b>	Cascarón	/ 0.17 ppm	-	Lincer y McDuffie 1974
<b>cobre</b>	Cascarón	/ 0.38 ppm	-	Lincer y McDuffie 1974
<b>cadmio</b>	Cascarón	/ 0.08 ppm	-	Lincer y McDuffie 1974
<b>DDE</b>	Cerebro	/ 63 ppm	Pérdida de peso	Stendell <i>et al.</i> 1989*
	Cascarón	/ 35 ppm	Adelgazamiento del cascarón	Lincer 1975
	Cascarón	10 / 30 ppm	Adelgazamiento del cascarón	Wiemeyer y Porter 1970*
	Cerebro	2.8 / 14.9 ppm	Daño cerebral	Porter y Wiemeyer 1972*
	Cerebro	2.8 / 301 ppm	Muerte	Porter y Wiemeyer 1972*
<b>Dieldrín</b>	Cerebro	/ 2.2 ppm	Pérdida de peso	Stendell <i>et al.</i> 1989

Por otra parte, aunque ya se ha sugerido que los individuos migrantes tienen la capacidad de bioacumular compuestos potencialmente tóxicos de las diferentes áreas que utilizan a lo largo de su vida (Tanabe *et al.* 1998), resulta complicado el tener certeza de los sitios donde estas sustancias fueron adquiridas, a pesar de que algunos autores mencionan que en los terrenos de invernación los individuos son más propensos a

acumular mayores cantidades de plaguicidas y metales pesados (Henny *et al.* 1982, Burger *et al.* 1993). En el presente estudio, esta cuestión resulta de gran importancia, pues los cernícalos, al ser visitantes de invierno en la región del norte de Michoacán donde se llevó a cabo este estudio, no se sabe con exactitud dónde adquieren los OCs y los metales pesados analizados en sus plumas, en especial aquellos que son altamente persistentes y que tienen afinidad lipofílica como el DDT y el metoxicloro (Newton 1998), esperando encontrarlos en mayores cantidades en el tejido graso y el hígado. No obstante otros compuestos como el endosulfán, metoxicloro y lindano, al presentar mayor capacidad excreción y rápida metabolización (Stewart y Cairns 1974, Blus *et al.* 1985, Kamrin 1997), se esperaría reflejen de manera más certera los niveles adquiridos localmente.

Una forma alternativa de conocer las afectaciones en la salud de los organismos producto del uso de compuestos tóxicos es mediante el monitoreo de biomarcadores. Se entiende como biomarcadores a las respuestas biológicas del individuo (a nivel molecular, celular o bioquímico) ante la exposición a uno o varios contaminantes químicos, pudiendo ser medidas en muestras de tejidos o fluidos corporales (Amiard *et al.* 2000). Uno de los biomarcadores más ampliamente utilizados es la actividad de la enzima acetilcolinesterasa o AChE (Lionetto *et al.* 2011), que es clave del sistema nervioso central, pues tiene la función de hidrolizar el neurotransmisor acetilcolina (ACh) para terminar la transmisión de impulsos nerviosos entre las neuronas (Colovic *et al.* 2013). Los plaguicidas organofosforados inhiben de forma irreversible la actividad enzimática de la AChE mediante fosforilación covalente en los sitios activos, teniendo como resultado una acumulación excesiva de acetilcolina y la hiperestimulación de los receptores nicotínicos y muscarínicos de las membranas postsinápticas, dando lugar a las hiperactividades y consecuentemente a la parálisis del sistema nervioso y muscular (Lionetto *et al.* 2011). Otros plaguicidas (como los carbamatos) también inhiben a la AChE pero de forma reversible (Colovic *et al.* 2013).

La disminución en la actividad enzimática de la AChE puede ser monitoreada por medio de técnicas no destructivas en el tejido sanguíneo, por ejemplo, mediante espectrofotometría a partir de la sangre colectada en papel filtro (Trudeau *et al.* 2007), ya

que la AChE también se localiza en las membranas de los glóbulos rojos y en el plasma sanguíneo (Colovich *et al.* 2013). Aunque en la literatura no se menciona que la intoxicación por plaguicidas organoclorados influye en la neurotransmisión colinérgica, se ha demostrado que ciertos elementos potencialmente tóxicos como el mercurio potencian la toxicidad y efectos bioquímicos de compuestos organofosforados como el Partión (Dieter y Ludke 1975), por lo tanto no se descarta la posibilidad de que la presencia de concentraciones elevadas de metales pesados actúen de forma sinérgica con compuestos organofosforados biodisponibles en el ambiente, disminuyendo así la actividad de la AChE en los cernícalos. Si bien en este estudio no se determinó de manera directa la presencia de plaguicidas organofosforados y carbamatos en los tejidos de los individuos, si se documentó su utilización en los agroecosistemas que utilizan los cernícalos durante su estancia invernal.

Estudios recientes se han enfocado en la medición de la actividad de la AChE en invertebrados terrestres como las lombrices de tierra (Calisi *et al.* 2013), lo que les ha permitido a los investigadores determinar, tanto el nivel de contaminación en los suelos, como los efectos negativos en la salud de los organismos allí presentes. En el caso de los vertebrados, Ludke *et al.* (1974) encontraron que las codornices japonesas (*Coturnix japonica*) alimentadas con Paratión murieron al presentar una actividad de la AChE en el cerebro y en el plasma por debajo del 50% de lo normal; en otro estudio; Elliott y colaboradores (1997) demostraron que individuos de Águila calva (*Haliaeetus leucocephalus*) y de Aguililla cola roja (*Buteo jamaicensis*) murieron a causa de envenenamiento por el insecticida organofosforado Forato al detectar una baja actividad de la AChE en cerebro y en plasma sanguíneo, además de la presencia de restos del plaguicida en el estómago. En Europa, Roy y colaboradores (2005) determinaron los valores base de la actividad de la AChE y otras esterasas para 20 especies de rapaces del viejo mundo, encontrando una correlación negativa en la que las especies con mayor peso corporal presentaron los niveles más bajos de la actividad de la ChE. Otros trabajos han demostrado la importancia de la medición de la AChE para la detección de insecticidas

tóxicos que afectan a las aves como el Fenitrotión (Holmes y Boag 1990, Fildes *et al.* 2006, 2009) y Fentión (Fleming 1981, Hunt *et al.* 1991).

En el caso del Cernícalo americano, Rattner y Franson (1984) determinaron de manera experimental que a bajas temperaturas el Paration metílico (dosis 3.08 mg/kg) resulta altamente tóxico, inhibiendo la actividad de la colinesterasa en el cerebro y en el plasma sanguíneo en un 50%; mientras que con el fenvalerato, a una dosificación mayor a la encontrada en el ambiente, ocasionó una intoxicación leve. En otro experimento, Hunt *et al.* (1991) alimentaron a 14 cernícalos con individuos del gorrión doméstico (*Passer domesticus*) expuestos a dosis altas de Paratión, resultando en la muerte de los cernícalos en un periodo de 24 a 72 horas después de la ingesta; observaron que los niveles de la actividad de la ChE fueron similares a los que reportan Roy y colaboradores (2005) para el Cernícalo vulgar (*Falco tinnunculus*). En otro estudio, Wiemeyer y Sparling (1991) alimentaron individuos de Cernícalo americano y Tecolote del este (*Megascops asio*) con dosis de tres plaguicidas organofosforados (EPN, Fentión y Monocrotofos) y un carbamato (Carbofurán), encontrando que el tecolote mostró una alta tolerancia al EPN mientras que los cernícalos fueron altamente sensibles a los cuatro plaguicidas; observaron además que las aves que murieron durante el primer día presentaron una disminución de la actividad de la ChE en el cerebro en más de un 65%.

El presente es el primer estudio que reporta la presencia y concentración tanto de plaguicidas organoclorados como de metales pesados además de evaluar diferencias en la actividad de la enzima acetilcolinesterasa en la sangre de individuos invernantes del Cernícalo americano en una región del centro de México conocida como el Bajío Michoacano, al norte del estado de Michoacán.

## OBJETIVOS

### GENERAL:

Determinar la presencia y concentración de compuestos potencialmente tóxicos en individuos invernantes del Cernícalo americano (*Falco sparverius*) en agroecosistemas del Bajío Michoacano.

### PARTICULARES:

1. Determinar las concentraciones de plaguicidas organoclorados (OCs) y metales pesados en las plumas de los individuos invernantes del Cernícalo americano (*Falco sparverius*) y compararlas entre dos tipos de agroecosistemas (agricultura de riego y campos mixtos de matorral subtropical con agricultura de temporal) y entre sexos en el Bajío Michoacano.
2. Determinar la actividad de la enzima Acetilcolinesterasa (AChE) en la sangre de los individuos y compararla ente los dos tipos de agroecosistemas y entre sexos.

## HIPÓTESIS

1. Dado que no se tiene certeza de los lugares donde los cernícalos adquirieron los OCs y metales pesados detectados en las plumas, ni la fuente de emisión de los mismos, se espera que en el Bajío Michoacano no se encuentren diferencias en sus concentraciones entre los dos tipos de agroecosistemas y entre sexos, a excepción de compuestos de excreción rápida como el endosulfán, metoxicloro y lindano, los cuales se espera sean mayores en los sitios de agricultura de riego, donde la actividad agrícola es más intensiva.
2. La actividad de la AChE será menor en los sitios de agricultura de riego, como consecuencia de una mayor biodisponibilidad de organofosforados y carbamatos debido a la utilización de agroquímicos de mayor toxicidad y en mayor frecuencia de aplicación que en los campos mixtos.

## MÉTODOS

### DESCRIPCIÓN DE LA ESPECIE DE ESTUDIO

#### CERNÍCALO AMERICANO (*Falco sparverius*)

El Cernícalo americano es un ave de presa pequeña perteneciente a la familia Falconidae. Presenta la forma típica de los halcones, de cuerpo esbelto, cabeza grande, cola larga con la punta cuadrada y alas alargadas y puntiagudas (Alderfer 2006). Los sexos son de tamaño similar (25.5-29cm) (Howell y Webb 1995), siendo las hembras ligeramente más grandes y pesadas que los machos (Smallwood 1988). Presentan dimorfismo sexual marcado (Fig. 1.).



**Figura 1.** Pareja de Cernícalos. Macho (izquierda) y hembra (derecha). Tomado y modificado de Steetharam Maddali Nature Photography 2015 (<http://naturearts.com/birds-gallery.html>).

Machos: tienen la corona gris con un parche rojo en la parte central; nuca café-rojiza con una mancha negra en ambos costados; la cara es blanca con una mancha auricular negra muy conspicua en ambos costados de la cabeza y un bigote negro que rodea al “cachete” blanco; la espalda es de un tono rojo brillante con barras negras que se hacen más gruesas hacia la parte posterior; el patrón de la cola presenta cantidades variables de rojo, negro y blanco; las alas son grisáceo-azulosas con las primarias negras; las partes inferiores (garganta, pecho, abdomen y cobertoras inferiores de la cola) son de un tono blanco-canela, con manchas negras en los flancos (Howell y Webb 1995, Ferguson-Lees y Christie 2001, Alderfer 2006). El plumaje de los machos juveniles se puede diferenciar claramente del de los adultos, ya que, a diferencia de los adultos, en los juveniles el parche rojo de la corona es muy difuso o inexistente, presentan un rayado prominente en la corona y en la parte superior del pecho, y el barrado negro de la espalda es más extensivo (Smallwood 1989). Hembras: El patrón de la cabeza es similar al del macho pero más opaca y con mayor cantidad tonos cafés en la corona; las partes superiores (espalda, alas y cola) son rojizas con barras oscuras; y las partes inferiores blanquecinas con franjas café-rojizas en el pecho y los flancos. El plumaje de las hembras juveniles es similar al de las adultas, pero más opaco y barrado en el pecho (Howell y Webb 1995, Ferguson-Lees y Christie 2001).

#### ATRIBUTOS DE HISTORIA DE VIDA

En Norteamérica el Cernícalo americano presenta poblaciones migratorias, principalmente en Canadá y el norte de los Estados Unidos; y poblaciones residentes o sedentarias en Estados Unidos y el norte, centro y sur de México (Smallwood y Bird 2002). Presentan dos tipos de patrones migratorios: la migración salteada, en la cual las poblaciones de latitudes más norteñas migran distancias más alejadas hacia el sur; y la migración diferencial por edades y sexos, donde hay una variación temporal entre los desplazamientos de los individuos de cierta edad y sexo (Smallwood 1988, Stotz y Goodrich 1989, Farmer *et al.* 2008). Su periodo reproductivo comprende desde el mes de abril hasta septiembre; anidan en cavidades de árboles, edificaciones, bancos de tierra, e

incluso aceptan de manera adecuada las cajas-nido construidas por el hombre; su tamaño de nidada es de 3 a 5 huevos (Howell y Webb 1995, Smallwood y Bird 2002), llegando a criar hasta seis pollos dependiendo de la disponibilidad de alimento. Se alimentan de mamíferos pequeños, reptiles, otras aves e insectos (Alderfer 2006).

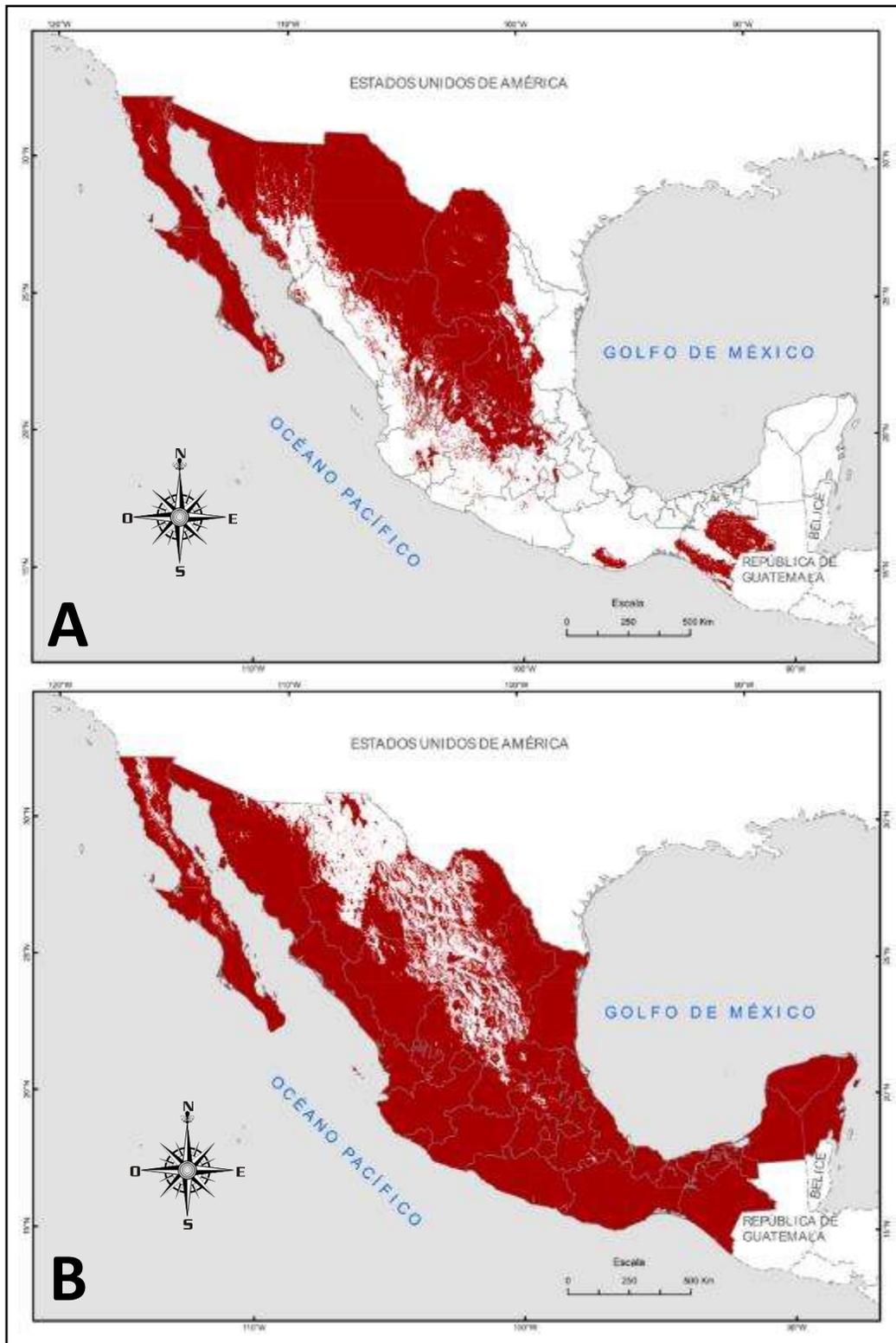
## DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

El Cernícalo americano es el falcónido más ampliamente distribuido en las Américas, extendiéndose desde Alaska y el norte de Canadá hasta la Tierra del Fuego en Argentina, a excepción de la Antártida, el Amazonas y la región norte y sur de la cordillera de los Andes (Ferguson-Lees y Christie 2001, Smallwood y Bird 2002; Fig. 2). En México se distribuye en casi todo el país, considerándose que en los estados del Norte y hasta el centro de México se encuentra durante todo el año (Residente permanente; Fig. 3A), mientras que desde el centro del país hacia el sur hasta la Península de Yucatán, se encuentra únicamente durante el periodo invernal (Visitante de invierno; Fig. 3B), aunque la subespecie *tropicalis* presenta poblaciones residentes en los estados de Oaxaca y Chiapas (Peterson y Chalif 1989, Howell y Webb 1995).

Respecto a su distribución de hábitat, el Cernícalo americano prefiere campos abiertos con árboles dispersos, siendo observados usualmente perchados sobre alambres de púas, cables eléctricos, postes de luz, perchas expuestas en árboles, o cerniéndose en busca de sus presas (Fischer *et al.* 1984, Howell y Webb 1995, Alderfer 2006). En sus sitios de invernación en Utah, Estados Unidos, los cernícalos se registran mayoritariamente en pastizales, campos de cultivo y huertos, siendo menos frecuentes en campos de *Artemisa* (Asteraceae) (Fischer *et al.* 1984). En México, Ortega-Guzmán (2015) encontró que en el norte del estado de Michoacán el mayor número de registros de individuos invernantes se concentra en campos de agricultura de riego (sorgo y maíz), seguidos por campos de agricultura de temporal (maíz) y sitios de matorral subtropical, siendo los sustratos naturales (árboles y arbustos) los tipos de percha preferidos. En el estado de Baja California Sur durante el otoño se encontraron mayores densidades de cernícalos en campos agrícolas que en el matorral desértico (Tinajero y Rodríguez-Estrella 2012).



**Figura 2.** Rango de distribución del Cernícalo americano en el continente americano. Tomado y modificado de Natureinstruct 2014 (<http://www.natureinstruct.org/dendroica/index.php>).



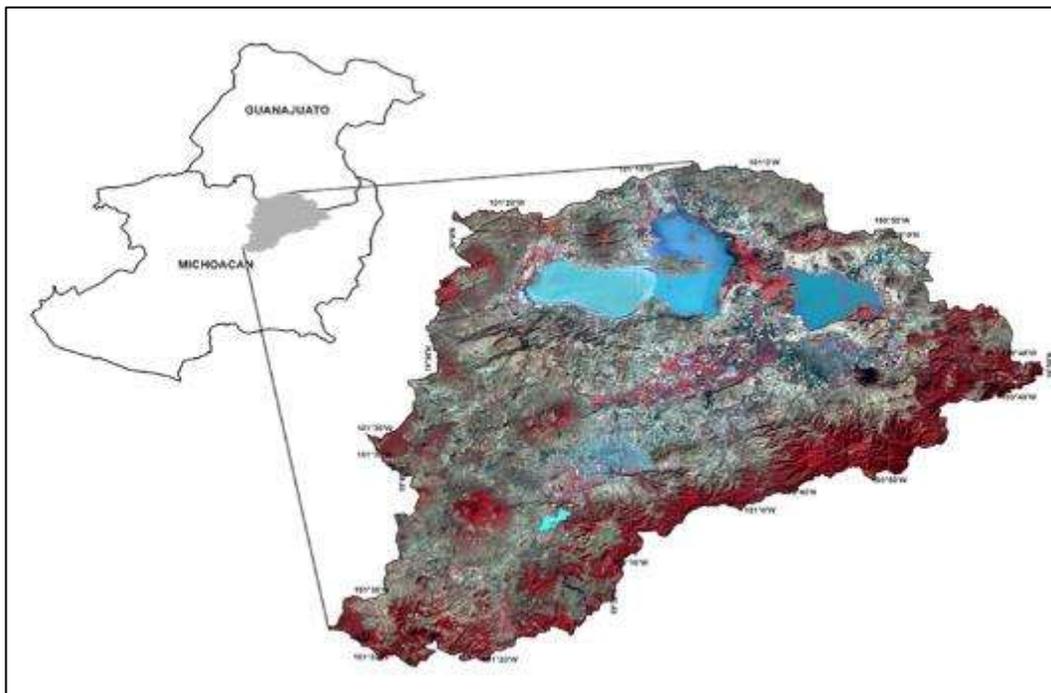
**Figura 3.** Rango de distribución potencial del Cernícalo americano en México. A) Durante el verano, y B) Durante el invierno. Tomado y modificado de Navarro y Peterson 2007 ([www.conabio.com.mx](http://www.conabio.com.mx)).

## DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

El trabajo de campo de este estudio se llevó a cabo en sitios ubicados al norte del estado de Michoacán, en una región conocida como el Bajío Michoacano, dentro de la cuenca de Cuitzeo (Fig. 4), comprendiendo los municipios de Morelia, Indaparapeo, Álvaro Obregón, Tarímbaro, Huaniqueo y Coeneo.

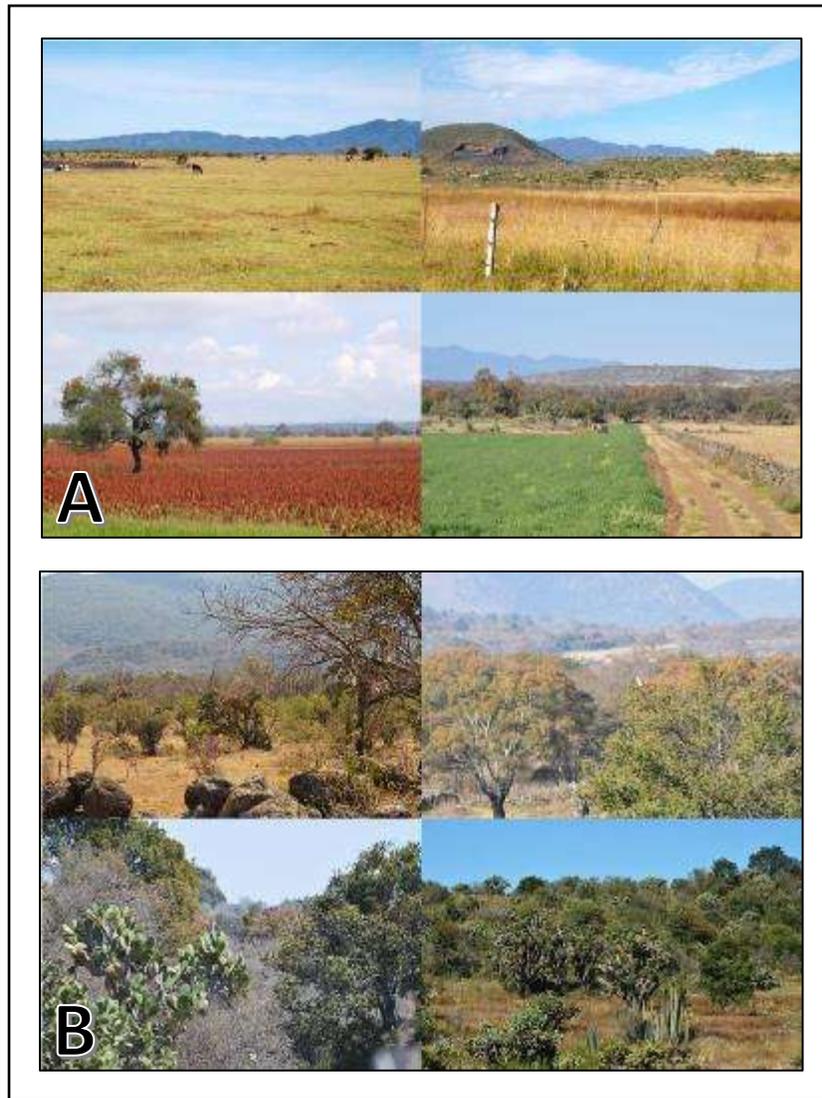
El Bajío es una región del centro de México compuesto por una serie sucesiva de valles interrumpidos por extensiones cerriles o montañosas (Heling y Sánchez 2001). En Michoacán la región del bajío abarca una gran extensión territorial al extremo sur de la Altiplanicie Mexicana, caracterizada por una alta densidad de población humana y muchas planicies agrícolas con una alta productividad (Winnie 1983).

El clima es templado subhúmedo con lluvias en verano; la precipitación pluvial anual es de 606 a 1160 mm; y las temperaturas oscilan entre 4.8° y 38°C (INAFED 2015).



**Figura 4.** Ubicación geográfica de la Cuenca del lago de Cuitzeo, donde se ubican los sitios de muestreo. Tomado de INEGI 1985.

Los tipos de vegetación dominantes de la región donde se llevó a cabo el muestreo y la toma de datos comprenden parches de matorral subtropical, agricultura de temporal, terrenos pecuarios y agricultura de riego (Fig. 5), los cuales son descritos en detalle por Ortega-Guzmán (2015), dado que dichos sitios de muestreo son los mismos para ambos estudios.



**Figura 5.** Tipos de hábitat utilizado por los individuos invernantes del Cernícalo americano en el Bajío Michoacano. A) Hábitats utilizados preferentemente por las hembras, caracterizados por pastizales y cultivos de sorgo y maíz. B) Hábitats preferidos por los machos, caracterizados por potreros, encinares, campos pecuarios y matorral subtropical. Tomado de Ortega-Guzmán 2015.

Como parte de la Cuenca de Cuitzeo, en el sitio de estudio se tiene un amplio historial de uso agrícola de la tierra (Winnie 1983) y un manejo deficiente de los residuos sólidos y las aguas residuales de la región (Buenrostro e Israde 2003). Es por esto que durante el periodo de trabajo de campo se realizaron encuestas a los pobladores de las comunidades dentro del área de estudio, tanto en los sitios donde se encuentran las hembras (agricultura de riego) como en aquellos donde habitan los machos (parches mixtos de agricultura de temporal con matorral subtropical, encinares y campos de cultivo abandonados), sobre el uso de plaguicidas y fertilizantes que utilizan en sus cultivos. La información concentrada se presenta en el cuadro 4.

**Cuadro 4.** *Productos agrícolas utilizados en agroecosistemas del Bajío Michoacano. N = Número de personas entrevistadas que mencionan la utilización del producto.*

PRODUCTO	N	TIPO	FÓRMULA	TOXICIDAD	RIEGO	TEMP.
<b>Sulfato de amonio</b>	37	Fertilizante	$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$		X	X
<b>Urea</b>	37	Fertilizante	$\text{CO}(\text{NH}_2)_2$		X	X
<b>Foley</b>	38	Insecticida organofosforado/ piretroide	0,0-dietil 0-3(5,6-tricloro-2-piridil) fosforotioato; 3-fenoxibencil (1RS,3RS; 1RS,3SR)-3-(2,2-diclorovinil)-2,2-dimetilciclopropanocarboxilato	Moderadamente tóxico	X	X
<b>Lorsban</b>	2	Insecticida organofosforado/ piretroide	0,0 dietil 0-(3,5,6-tricloro-2-piridinil) fosforotioato	Moderadamente tóxico	X	X
<b>Cypervel</b>	17	Insecticida piretroide	(±)-Alfa-Ciano-3-fenoxibencil (±)-cis, trans -3-(2,2-diclorovinil)-2,2-dimetil ciclopropanocarboxilato	Moderadamente tóxico	X	X
<b>Combat</b>	11	Insecticida piretroide	(±)-Alfa-Ciano-3-fenoxibencil (±)-cis, trans -3-(2,2-diclorovinil)-2,2-dimetil ciclopropanocarboxilato	Moderadamente tóxico	X	X
<b>Furadan</b>	2	Insecticida carbámico	2, 3-Dihidro-2,2-dimetil-7-benzofuranil metil carbamato	Extremadamente tóxico	X	
<b>Velcron</b>	2	Insecticida organofosforado	dimetil-(E)-1-metil-2- metil-carbamoil vinil fosfato	Altamente tóxico	X	
<b>Hierbamina</b>	29	Herbicida hormonal selectivo	Sal dimetilamina del ácido 2,4-Diclorofenoxiacético	Ligeramente tóxico	X	X
<b>Esteron 47</b>	6	Herbicida	Ester butílico del ácido 2,4-Diclorofenoxiacético	Ligeramente tóxico	X	X
<b>Gramoxon (Paraquat)</b>	9	Herbicida bipiridilico	Dicloruro de 1,1'-dimetil-4,4'-bipiridilo	Ligeramente tóxico	X	X

## CAPTURA, MARCAJE Y TOMA DE MUESTRAS

Se realizaron salidas periódicas a partir de octubre y hasta abril de los periodos invernales 2014-2015 y 2015-2016 a las localidades donde se tenían previamente ubicados a los individuos, tanto en los sitios de agricultura de riego (donde predominan las hembras) como en los sitios de agricultura de temporal en combinación con campos pecuarios y parches de matorral subtropical (en conjunto denominados como campos mixtos, donde se encuentran los machos) (Ortega-Guzmán 2015; Fig. 6). En esta región el paisaje se encuentra altamente fragmentado, particularmente en las zonas de matorral y los sistemas de agricultura de temporal.



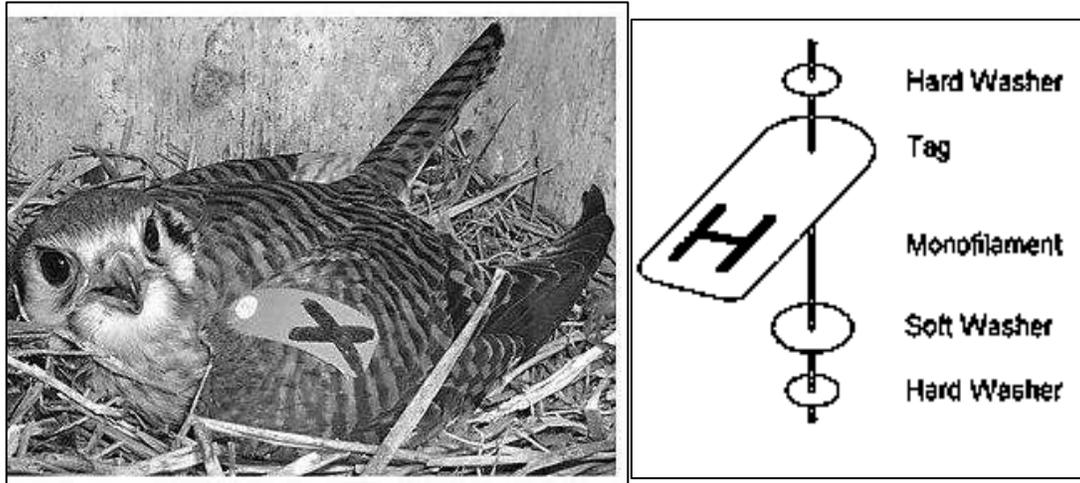
**Figura 6.** Ubicación de transectos de muestreo en la región del Bajío Michoacano establecidos para el estudio realizado por Ortega-Guzmán (2015, datos no publicados).

Para capturar a los cernícalos se utilizaron trampas Bal-Chatri (Fig. 7), siendo este un método altamente efectivo para la captura de rapaces (Berger y Muller 1959, Erickson y Hoppe 1979, Bloom y Clark 2007).



**Figura 7.** Trampa Bal-Chatri empleada para la captura de los cernícalos.

Una vez capturados, los individuos fueron marcados temporal y permanentemente con anillos metálicos y de color y con etiquetas alares de acuerdo al método propuesto por Smallwood *et al.* (2007). Se colocó un anillo metálico seriado en la pata derecha y dos anillos de color en diferente combinación en la pata izquierda; la etiqueta seriada fue insertada en el pliegue (patagio) del ala izquierda mediante un filamento y bandas pequeñas de protección y amortiguamiento, procurando no perforar ni las venas ni el músculo del ave (Fig. 8). Tanto las etiquetas como los anillos permitieron la identificación de individuos ya procesados anteriormente para no volverlos a capturar en las subsecuentes visitas.



**Figura 8.** Colocación de las bandas alares en el ala de los cernícalos. Tomado de Smallwood et al. 2007.

Adicionalmente se tomaron medidas morfométricas (peso, cuerda alar, longitud de tarso), de condición general del ave (grasa, muda corporal y de vuelo y desgaste del plumaje), y se obtuvieron muestras de plumas (dos rectrices, una secundaria de cada ala y varias del abdomen y flancos); y de sangre en frotis sanguíneos y en papel filtro. La sangre se obtuvo mediante la punción de la vena braquial del ala izquierda de las aves, e inmediatamente se colectó en tubos capilares heparinizados de 60  $\mu$ l; se colocó una gota sobre cada portaobjetos para inmediatamente realizar el frotis sanguíneo deslizando otro portaobjetos sobre la superficie del primero de manera uniforme; la sangre restante se midió y se colocó sobre una porción de papel filtro, la cual se secó al aire libre en la sombra y posteriormente se colocó en sobres de papel previamente etiquetados. Una vez procesados y marcados, los individuos fueron liberados en los mismos sitios donde fueron capturados. Los sitios exactos de captura de cada cernícalo fueron geo-referenciados con un GPS marca *Garmin Etrex*<sup>®</sup>.

## DETERMINACIÓN DE COMPUESTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS EN LA PLUMAS DE LOS CERNÍCALOS

Los estudios sobre contaminantes orgánicos y metales pesados en animales anteriormente requerían del sacrificio de los mismos para analizar órganos como el hígado, dada su capacidad de almacenamiento de compuestos tóxicos. Afortunadamente se han desarrollado métodos no destructivos para la detección de elementos dañinos en los organismos, como es el análisis de muestras de sangre (Keller *et al.* 2004) y plumas en las aves (Espín 2013). En este estudio se determinó la presencia y concentración de OCs y metales pesados en las plumas colectadas de los Cernícalos, cada muestra de plumas se dividió en dos grupos, uno para determinar los OCs y el otro para los metales, como se describe a continuación. Adicionalmente se cuantificó la actividad de la enzima acetilcolinesterasa en las muestras de sangre colectadas en papel filtro, con la finalidad de determinar diferencias entre agroecosistemas y sexos asociadas de manera indirecta a la presencia de plaguicidas organofosforados y carbámicos.

### CONCENTRACIÓN DE PLAGUICIDAS ORGANOCOLORADOS

La determinación de residuos organoclorados se llevó a cabo en el Laboratorio de Compuestos Orgánicos Persistentes (COPs) del Instituto de Ecología, Pesquería y Oceanografía del Golfo de México (EPOMEX), Universidad Autónoma de Campeche (UAC), siguiendo los protocolos de Covaci *et al.* (2002) y Dauwe *et al.* (2005), con sus respectivas modificaciones:

1. Las plumas se colocaron en cajas de Petri previamente etiquetadas y se lavaron con Tritón X-100 al 1%. Se enjuagaron con agua destilada para eliminar su contaminación externa y se dejaron secar a temperatura ambiente durante toda la noche.
2. Una vez lavadas y secas, las plumas se pesaron en una balanza analítica.
3. Posteriormente se trituraron en pequeños pedazos (<5mm) y se colocaron en tubos de 30ml con tapa rosca previamente etiquetados para cada muestra. Se incubaron durante toda la noche con 4ml de HCl (4M) y 3ml de la mezcla

hexano:diclorometano en proporción 4 a 1 (H:D, 4:1, v/v) a temperatura ambiente. Se utilizó un blanco sin muestra como comparación, siendo sometido a los mismos procedimientos.

4. Al siguiente día las muestras fueron colocadas en baño ultrasónico durante 30 minutos para desintegrar las grasas. Posterior al baño ultrasónico se realizó una primera extracción líquido-líquido, con una pipeta Pasteur se extrajo la capa superior de hexano y se colocó en viales con tapa rosca previamente etiquetados y se le agregaron 3 gotas de tolueno.
5. Para continuar con la digestión de las plumas, a cada muestra se le agregó 3ml de H:D (4:1, v/v), se agitaron durante un minuto con un vortex y se sometieron a baño maría a 40°C durante toda la noche. Al siguiente día se les agregó 3ml de H:D (4:1 v/v) y se les realizó la segunda extracción líquido-líquido del hexano, colocándolo en los mismos viales de la primera extracción.
6. Debido a que las plumas no se digirieron completamente se realizó un segundo proceso de digestión. A cada muestra se le agregó 3ml de HCL (4M), se agitaron durante un minuto con un vórtex y se dejaron en baño maría a 40°C durante toda la noche. Al día siguiente se le agregó 3ml de H:D (4:1, v/v), se sometieron a baño ultrasónico durante 30 min, se dejaron reposar por unos minutos y se les realizó la tercera extracción líquido-líquido del hexano.
7. Posterior a la digestión, los compuestos obtenidos en los viales se purificaron utilizando columnas cromatográficas previamente empacadas con 1 g de gel de sílice y cubiertas con 0.5 g de Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> anhidro. Para lo cual, las columnas se acondicionaron con una mezcla de 2 ml de H:D (1:1, v/v) y 2 ml de hexano, y enseguida las muestras de los viales se vertieron en las columnas, eluyéndolas con una mezcla de 4 ml de H:D (1:1, v/v).
8. A los eluatos finales se les agregaron dos gotas de tolueno y se dejaron secar en una campana de extracción a temperatura ambiente durante toda la noche. Al día siguiente, las muestras fueron reconstituidas con hexano y se colocaron en nuevos

viales etiquetados y forrados con papel aluminio para para su posterior inyección en el cromatógrafo (Trace GC Thermo con detector de masas ITQ900).

9. Para cuantificar las lecturas de los plaguicidas organoclorados de las plumas obtenidas del cromatógrafo, éstas fueron convertidas en unidades ppm ( $\mu\text{g/g}$ ) de acuerdo a la ecuación:

$$\mu\text{g g}^{-1} = (\text{AM}/\text{AE}) \times (\text{CEst}) \times (\text{Vv}/\text{WM})$$

Dónde: AM = Área de la muestra.

AE = Área estándar del compuesto.

CEst = Concentración estándar ( $\mu\text{g mL}^{-1}$ ).

Vv = Volumen del vial (mL).

WM = peso de la muestra (g).

Se realizó la sumatoria de las concentraciones detectadas de los plaguicidas organoclorados por familia o grupo químico, representados por  $\Sigma\text{DDT}$  (que incluye a los metabolitos p'p-DDE, p'p-DDD y p'p-DDT),  $\Sigma\text{HCH}$  (isómeros  $\alpha\text{-HCH}$ ,  $\beta\text{-HCH}$ ,  $\gamma\text{-HCH}$  y  $\delta\text{-HCH}$ ),  $\Sigma\text{Heptaclo}$  (heptaclo y heptaclo epóxido),  $\Sigma\text{Drines}$  (aldrín, dieldrín, endrín, endrín aldehído y endrín cetona),  $\Sigma\text{Endosulfán}$  (endosulfán I, endosulfán II y endosulfán sulfato),  $\Sigma\text{Clordano}$  (cisclordano y transclordano) y Metoxicloro; y se compararon por tipo de agroecosistema y ente sexos.

#### CONCENTRACIÓN DE METALES PESADOS

Se determinó la presencia de los elementos zinc, cadmio, plomo, cobre, cromo total, fierro, aluminio, manganeso, mercurio, arsénico y vanadio en las plumas de los cernícalos siguiendo los protocolos voltamperométricos *Methrom*.

1. El segundo grupo de plumas de 41 cernícalos fueron sometidas a un lavado con Tritón X-100 al 1% y enjuagadas con agua destilada.
2. Una vez lavadas, las muestras fueron secadas a  $45^{\circ}\text{C}$  durante toda la noche.
3. Las plumas secas se cortaron en filamentos de menos de 3mm, se tomaron entre 0.1 a 0.3 g de la muestra y se colocaron en tubos con 7ml de ácido nítrico al 70%

para someterlas a un proceso de digestión en un horno de microondas Mars Xpress (EPA 1994).

4. Posteriormente se llevó a cabo la determinación de los elementos químicos tóxicos con un Voltamperómetro VA 797 Computrace de *Metrohm*, como se describe a continuación:

#### Zinc, cadmio, plomo y cobre

Estos cuatro elementos se determinaron por medio del principio "electrodo gotero de mercurio" (HMDE) mediante voltamperometría de redisolución anódica (ASV), el principio consta de la utilización de una solución buffer de ácido acético con una solución de amonio ultra-puro, incorporando estándares de zinc, cadmio, plomo y cobre de 1000mg/l.

#### Cromo total

El cromo total se determinó de igual forma con el principio electrodo gotero de mercurio (HMDE), utilizando de una solución buffer de DTPA, acetato de sodio y nitrato de sodio, con ajuste de pH a 6.2; teniendo al DTPA como el factor acomplejante.

#### Fierro ó Hierro

El fierro se determinó como complejo catecol por adsorción voltamperométrica de redisolución en HMDE, siendo este un método extremadamente sensible. Se adicionaron soluciones estándar Fe (II) y Fe (III) de alta pureza.

#### Aluminio

Para la determinación voltamperométrica del aluminio se utilizó una muestra de agua hasta una concentración de 1g/L, formando un complejo de aluminio con alizarina rojo S (DASA) y enriquecida en el HMDE. Posteriormente se empleó un pulso diferencial voltamperométrico de adsorción (DP-AdSV), y finalmente los iones de Zn se eliminaron mediante la adición de CaEDTA.

### Manganeso

Para determinar este elemento se utilizaron soluciones de tetraborato de sodio e hidróxido de sodio como complejos; además de una solución de zinc para la formación de una asociación de zinc-manganeso, con ajuste de pH a 10.1.

### Mercurio

El mercurio se determinó por voltamperometría de redisolución anódica (ASV) con el principio de “electrodo gotero de oro”. Para la calibración se emplea un tiempo de deposición de 90s, con lo cual se obtiene una curva de calibración lineal, desde 0.4 g/L hasta los 15 g/L, teniendo un límite de cuantificación de 0.4 mg/L. El primer paso es el acondicionamiento del electrodo de oro con 20 ml de agua y una solución de ácido perclórico 1 mol/L.

### Arsénico

Para determinar el arsénico se utilizó una solución buffer de cloruro de sodio ultra puro. Fue necesario utilizar una matriz de dilución 1:100 posterior a la digestión, teniendo un límite de detección para este método de 0.5 ng/l, y con el pH de la muestra por debajo de 1.5.

### Vanadio

Para la determinación del vanadio se utilizó una solución buffer de piperazine y catecol con un ajuste necesario del pH a 7, y con una solución de amonio al 10%. El límite de detección fue de 2 ng/l (ppt).

Las concentraciones obtenidas para cada elemento fueron transformadas en unidades partes por millón o ppm (mg/kg), se vaciaron en una matriz de datos de Excel, se promediaron y se compararon por tipo de agroecosistemas y sexo.

### MEDICIÓN DE LA ACTIVIDAD DE LA ENZIMA ACETILCOLINESTERASA

La evaluación de la actividad de la enzima acetilcolinesterasa (AChE) en la sangre de los cernícalos se realizó mediante espectrofotometría en el Laboratorio de Compuestos Orgánicos Persistentes (COPs) del Instituto de Ecología, Pesquerías y Oceanografía del

Golfo de México (EPOMEX), Universidad Autónoma de Campeche (UAC), siguiendo el Método de Trudeau *et al.* (2007), como se describe a continuación:

1. Se recortaron las manchas de sangre secas en papel filtro colectadas en campo y se colocaron en tubos Eppendorf de 1.5ml.
2. Se les agregó 250  $\mu$ L de solución buffer (fosfato de potasio 0.1 M pH 7.2) con Tritón-X al 1% a cada tubo, se agitaron vigorosamente en vórtex y se dejaron reposar durante 2 días a 4°C.
3. Se retiró el papel filtro, se extrajeron 10  $\mu$ L de cada muestra con una micropipeta y se colocaron en una microplaca de 96 pozos, con un blanco adicional de agua destilada.
4. Para determinar la actividad de la AChE se adicionaron 250  $\mu$ L de solución de reacción Biorrad a cada muestra en la microplaca, e inmediatamente la misma se introdujo en el espectrofotómetro Multiscan Spectrum para leer las muestras a una absorbancia de 414 nm a los 10 y 15 minutos.

Los valores obtenidos de la actividad de AChE se transformaron en unidades de nanomoles por minutos por microlitros (nmoles/min/ $\mu$ l) y se utilizaron como la medida de actividad de la AChE a nivel individual, de acuerdo a la fórmula:

$$\text{nmoles/min}/\mu\text{l} = (\text{Dif. Abs 10-15min} / \text{Vm}) * \text{Factor AChE}$$

Donde, Vm = Volumen de la muestra ( $\mu$ l)

Factor AChE = 490 mL nmol cm

#### ACOMODO DE LOS DATOS Y ANÁLISIS ESTADÍSTICOS

Para los OCs, se promediaron las concentraciones de cada plaguicida de manera individual y agrupados por familia química en cuadros correspondientes (tamaño de muestra, promedio, error estándar y rango), se realizó un gráfico de distribución porcentual y frecuencias utilizando el programa Excel, y un gráfico de caja y bigotes mostrando las concentraciones por familia química utilizando el programa estadístico R (R Core Team 2013). Para los metales pesados únicamente se promediaron las concentraciones de cada

elemento en un cuadro de resumen y se realizó un gráfico de caja y bigotes con las concentraciones de los elementos en R. Las cuantificaciones de la actividad de la enzima acetilcolinesterasa de igual forma se muestran en gráficos de caja y bigotes en R.

Se utilizó la prueba de ANOVA univariado para comparar las concentraciones tanto de los OCs como de los metales pesados y actividad de la AChE entre tipos de agroecosistemas y entre sexos. Aquellas variables que no cumplieron con los supuestos de las pruebas paramétricas (normalidad e igualdad de varianza), fueron transformadas a logaritmo natural para cumplir con el supuesto de normalidad, corroborada con base en la prueba de Shapiro-Wilk. Para las pruebas de comparación entre sitios y sexos, los valores no determinados se sustituyeron por ceros (0). Los análisis estadísticos se realizaron con el programa JMP v. 6.0 (SAS Institute Inc.).

Para comparar por tipo de agroecosistemas, únicamente se tomaron en cuenta a las hembras, ya que en los sitios de agricultura de riego solo se capturaron hembras mientras en los campos mixtos se capturaron tanto macho como hembras, evitando así sesgos por el factor “sexo”, teniendo en cuenta que las hembras son más grandes y pesadas que los machos. De igual forma, al comparar entre sexos únicamente se tomaron en cuenta a los individuos de los campos mixtos, esto para evitar sesgos por el factor “sitio”, asumiendo que se presentan diferencias en las concentraciones de las sustancias químicas entre los dos tipos de agroecosistemas.

En el caso de la actividad de la AChE se eliminaron los valores atípicos, y como el factor sitio (tipo de agroecosistema) tiene una mayor importancia sobre el factor sexo debido a que se documentaron diferencias en cuanto al uso de plaguicidas que se sabe afectan su actividad entre los dos tipos de hábitats (Cuadro 4), las comparaciones entre tipo de agroecosistema incluyeron a todos los individuos (machos y hembras), mientras que las comparaciones entre sexo solo se tomaron en cuenta a los individuos de los campos mixtos.

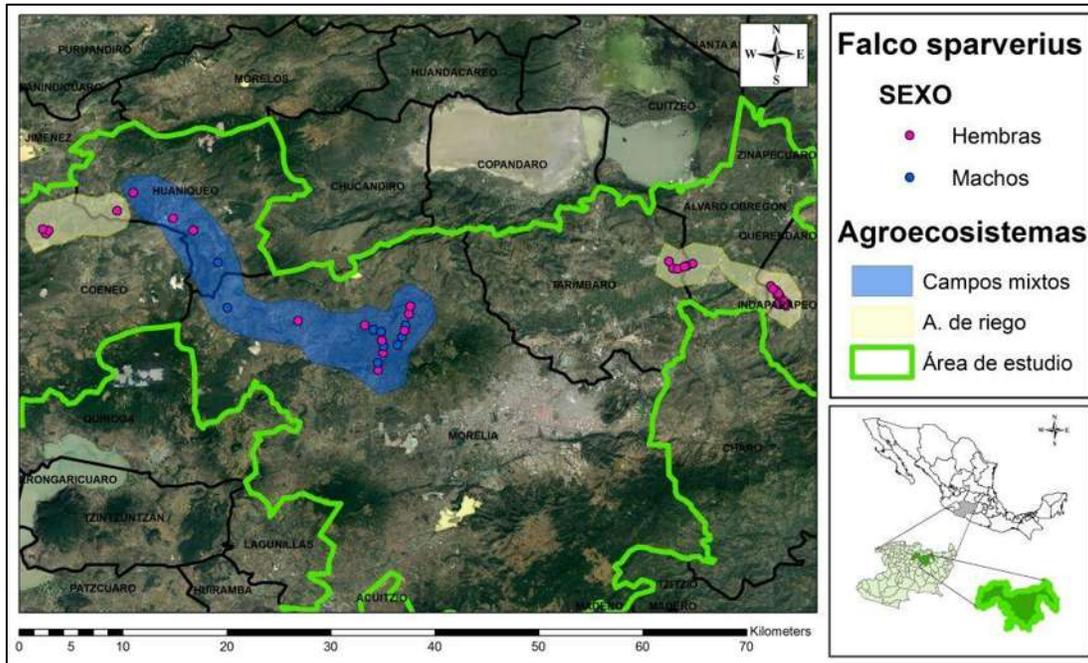
## RESULTADOS

### ÉXITO DE CAPTURA

Se llevaron a cabo 19 salidas a sitios de agricultura de riego y 19 a los campos mixtos, logrando la captura de 42 individuos en total (Fig. 9), 21 en sitios de agricultura de riego y 21 en los campos mixtos (Fig. 10). La mayoría de las capturas se logró hasta finales del periodo invernal 2015-2016 (enero-marzo). Se colectaron muestras de sangre en frotis sanguíneos en los 42 cernícalos, muestras de plumas en 41 y muestras de sangre en papel filtro en 38. Los 21 individuos capturados en los sitios de agricultura de riego fueron hembras, mientras que en los sitios agropecuarios se capturaron nueve machos y 12 hembras, teniendo en total 33 hembras y nueve machos entre los dos sitios.



**Figura 9.** Individuos del Cernícalo americano capturados y procesados. **A)** Hembra capturada en Tejaro (riego); **B)** Hembra capturada en Indaparapeo (riego); **C)** Macho capturado en Teremendo (campos mixtos); y **D)** Macho capturado en Cotzurio (campos mixtos). Fotografías del autor.

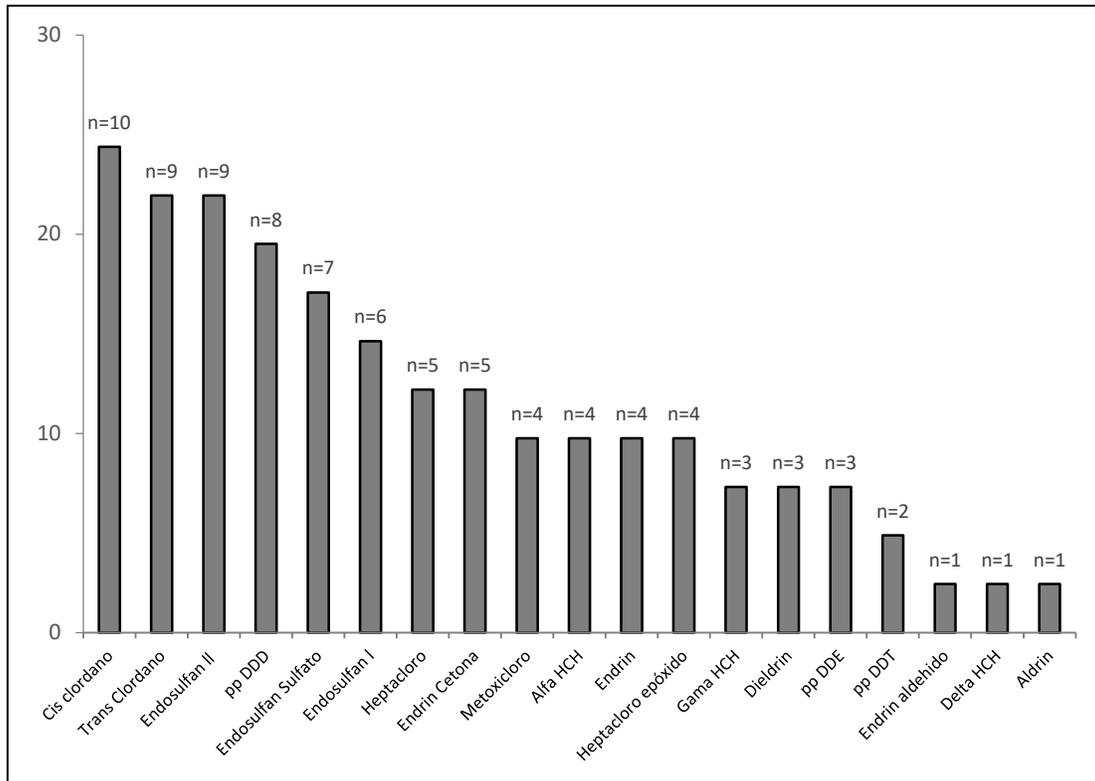


**Figura 10.** Ubicación geográfica de los individuos capturados en el Bajío Michoacano. A. de riego = Agricultura de riego. Mapa elaborado por Marco Polo Calderón-Ruíz.

## RESIDUOS DE PLAGUICIDAS ORGANOCLORADOS

En total se detectaron 19 plaguicidas organoclorados en las 41 muestras analizadas. Estos fueron:  $\alpha$ -HCH,  $\gamma$ -HCH,  $\delta$ -HCH, heptacloro, heptacloro epóxido, aldrín, dieldrín, endrín, endrín aldehído, endrín cetona, pp-DDE, pp-DDD, pp-DDT, endosulfán I, endosulfán II, endosulfán sulfato, transclordano, cisclordano y metoxicloro (Cuadro 5).

Los OCs que se presentaron con mayor frecuencia fueron el cisclordano (24.39%, n=10), el transclordano (21.95%, n=9) y el endosulfán II (21.95%, n=9), seguidos subsecuentemente por pp-DDD (19.51%, n=8), endosulfán sulfato (17.07%, n=7), endosulfán I (14.63%, n=6), heptacloro (12.19%, n=5), endrín cetona (12.19%, n=5), metoxicloro (9.76%, n=4),  $\alpha$ -HCH (9.76%, n=4), endrín (9.76%, n=4), heptacloro epóxido (9.76%, n=4),  $\gamma$ -HCH (7.32%, n=3), dieldrín (7.32%, n=3), pp-DDE (7.32%, n=3) y pp-DDT (4.88%, n=2); siendo los menos frecuentes el endrín aldehído (2.44%, n=1), el  $\delta$ -HCH (2.44%, n=1) y el aldrín (2.44%, n=1) (Fig. 11).



**Figura 11.** Distribución porcentual y frecuencia de los plaguicidas organoclorados (OC) determinados en el Cernícalo americano (*Falco sparverius*) en agroecosistemas del Bajío Michoacano.

De los 19 plaguicidas organoclorados detectados, el pp-DDT presentó la mayor concentración ( $0.063 \pm 0.067 \mu\text{g/g}$ ), seguido por el metoxicloro ( $0.054 \pm 0.037 \mu\text{g/g}$ ) y el  $\alpha$ -HCH ( $0.042 \pm 0.034 \mu\text{g/g}$ ); mientras que el pp-DDE ( $0.008 \pm 0.002 \mu\text{g/g}$ ), el  $\delta$ -HCH ( $0.006 \pm 0.006 \mu\text{g/g}$ ) y el aldrín ( $0.003 \pm 0.003 \mu\text{g/g}$ ) presentaron las concentraciones más bajas. Todas las concentraciones se encontraron por debajo de los niveles de afecciones clínicas y subclínicas (Cuadro 5).

Agrupando a los plaguicidas por grupo químico, las sumatorias de sus concentraciones mostraron que la familia Metoxicloro presentó los valores más altos ( $0.054 \pm 0.037 \mu\text{g/g}$ ) y la familia  $\Sigma$ Clordano ( $0.018 \pm 0.012 \mu\text{g/g}$ ) presentó los valores más bajos (Fig. 12). De igual forma, todos por debajo de los niveles clínicos (cuadro 6).

**Cuadro 5.** Promedio de las concentraciones de los plaguicidas organoclorados ( $\mu\text{g/g}$ ) detectados en las plumas del Cernícalo americano (*Falco sparverius*).

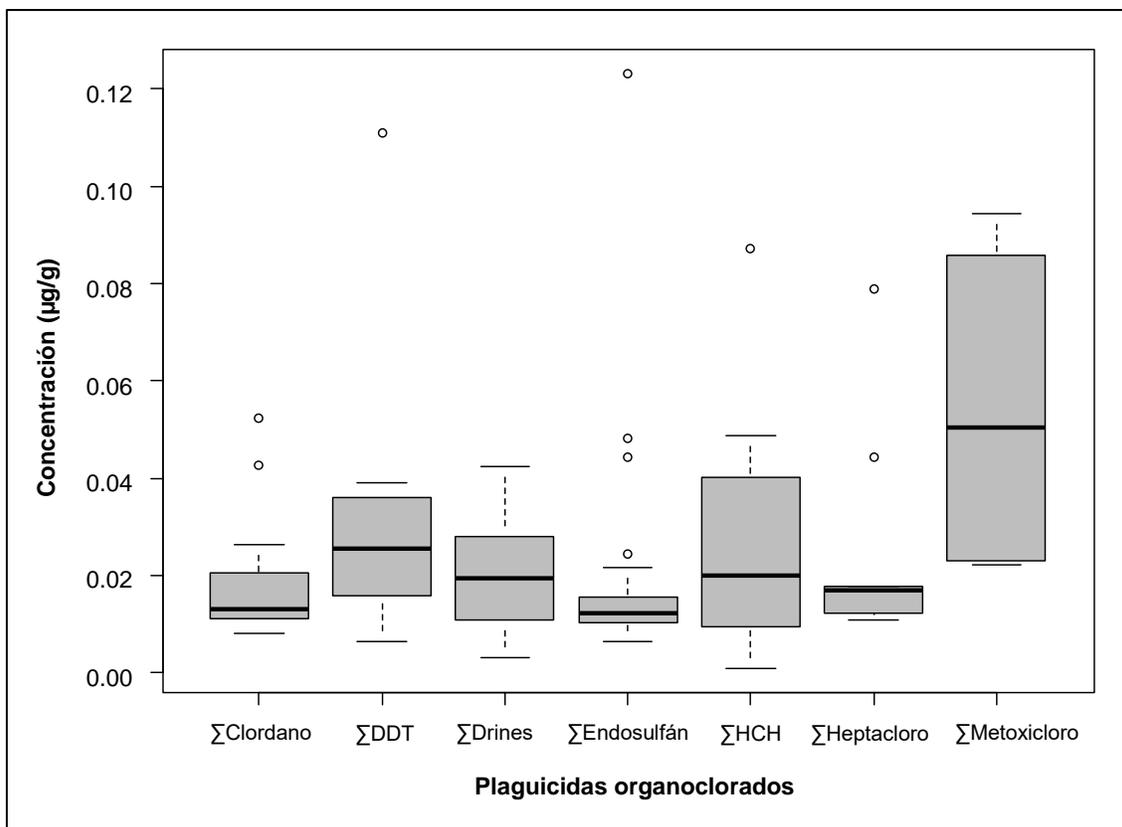
OC	n	Promedio (ppm)	Error Estándar	Rango		Valores clínicos
				Mínimo	Máximo	
$\alpha$ -HCH	4	0.0420	0.0170	0.0121	0.0873	
$\gamma$ -HCH	3	0.0173	0.0089	0.0009	0.0314	120 – 130(LD50) <sup>1</sup>
$\delta$ -HCH	1	0.0067	-	0.0067	0.0067	
Heptacloro	5	0.0286	0.0126	0.0121	0.0788	62(LD50) <sup>1</sup>
Heptacloro epóxido	4	0.0205	0.0080	0.0107	0.0443	1.5 – 28 <sup>2</sup>
Aldrín	1	0.0031	-	0.0031	0.0031	0.81 <sup>3</sup>
Dieldrín	3	0.0102	0.0027	0.0064	0.0154	2.2 <sup>4</sup> – 67(LD50) <sup>5</sup>
Endrín	4	0.0282	0.0050	0.0192	0.0423	
Endrín aldehído	1	0.0108	-	0.0108	0.0108	
Endrín cetona	5	0.0247	0.0035	0.0149	0.0347	
pp-DDE	3	0.0087	0.0011	0.0065	0.0100	3 <sup>6</sup> – 314 (ww) <sup>7</sup>
pp-DDD	8	0.0303	0.0026	0.0212	0.0390	65 (ww) <sup>7</sup>
pp-DDT	2	0.0633	0.0476	0.0157	0.1109	14.9 – 300 <sup>8</sup>
Endosulfán I	6	0.0174	0.0062	0.0082	0.0481	
Endosulfán II	9	0.0152	0.0016	0.0096	0.0244	
Endosulfán sulfato	7	0.0305	0.0162	0.0064	0.1232	
Transclordano	9	0.0210	0.0051	0.0097	0.0523	
Cisclordano	10	0.0157	0.0021	0.0081	0.0262	
Metoxicloro	4	0.0544	0.0185	0.0223	0.0943	>200(LD50) <sup>1</sup>

(1): Kamrin 1997; (2): Henny et al. 1983; (3): Hall et al. 1971; (4): Stendell et al. 1989; (5): Mitra et al. 2011; (6): Blus 1982; (7): Stickel et al. 1970; (8): Porter y Wiemeyer 1972. LD50: Dosis letal 50; ww: peso húmedo.

**Cuadro 6.** Promedio de las concentraciones de los plaguicidas organoclorados ( $\mu\text{g/g}$ ) por grupo químico en las plumas del Cernícalo americano (*Falco sparverius*).

OC	n	Promedio (ppm)	Error Estándar	Rango		Valores clínicos
				Mínimo	Máximo	
$\Sigma$ HCH	8	0.0284	0.0099	0.0009	0.0873	120 – 130(LD50) <sup>1</sup>
$\Sigma$ Heptacloro	9	0.0250	0.0075	0.0107	0.0788	1.5 <sup>2</sup> – 62(LD50) <sup>1</sup>
$\Sigma$ Drines	14	0.0200	0.0030	0.0031	0.0423	0.81 <sup>3</sup> – 67(LD50) <sup>4</sup>
$\Sigma$ DDT	13	0.0304	0.0074	0.0065	0.1109	14.9 – 300 <sup>5</sup>
$\Sigma$ Endosulfán	22	0.0207	0.0054	0.0064	0.1232	2 <sup>6</sup> – 25 <sup>7</sup>
$\Sigma$ Clordano	19	0.0182	0.0027	0.0081	0.0523	1.6 – 3.6 <sup>8</sup>
Metoxicloro	4	0.0544	0.0185	0.0223	0.0943	>200(LD50) <sup>1</sup>

(1): Kamrin 1997; (2): Henny et al. 1983; (3): Hall et al. 1971; (4): Mitra et al. 2011; (5): Porter y Wiemeyer 1972; (6): Garg et al. 2004; (7): Qamar et al. 2012; (8): Stansley y Roscoe 1999. LD50 = Dosis letal 50.



**Figura 12.** Concentración de los OCs ( $\mu\text{g/g}$ ), por grupo químico, detectados en el Cernícalo americano (*Falco sparverius*) en agroecosistemas del Bajío Michoacano.

Al comparar por tipos de agroecosistema, no se encontraron diferencias estadísticas en las concentraciones de ninguna de las siete familias químicas de los plaguicidas organoclorados entre los dos sitios, siendo el Metoxicloro el que presenta la diferencia más marcada, habiéndose presentado únicamente en individuos de los campos mixtos (Cuadro 7).

Al comparar entre sexos, de igual forma, no se encontraron diferencias significativas en las concentraciones de ninguna de las familias químicas analizadas entre machos y hembras (Cuadro 8).

**Cuadro 7.** Concentraciones promedio de las familias químicas de los plaguicidas organoclorados ( $\mu\text{g/g}$ ) detectados en las plumas de los cernícalos, por tipo de agroecosistema, en hembras (ANOVA-Univariado,  $P < 0.05$ , JMP 6.0).

OC	Agricultura de riego	Campos mixtos	F	P
	(n=20) X $\pm$ EE	(n=12) X $\pm$ EE		
$\Sigma$ HCH	0.0050 $\pm$ 0.0048	0.0100 $\pm$ 0.0063	0.3959	0.53
$\Sigma$ Heptacloro	0.0029 $\pm$ 0.0033	0.0076 $\pm$ 0.0042	0.2109	0.64
$\Sigma$ Drines	0.0051 $\pm$ 0.0023	0.0060 $\pm$ 0.0030	0.0577	0.81
$\Sigma$ DDT	0.0066 $\pm$ 0.0051	0.0160 $\pm$ 0.0066	0.6731	0.41
$\Sigma$ Endosulfán	0.0147 $\pm$ 0.0054	0.0074 $\pm$ 0.0070	0.2338	0.63
$\Sigma$ Clordano	0.0067 $\pm$ 0.0034	0.0130 $\pm$ 0.0043	1.4181	0.24
Metoxicloro	0.00 $\pm$ 0.0031	0.0084 $\pm$ 0.0040	2.7923	0.11

**Cuadro 8.** Concentraciones promedio de las familias químicas de los plaguicidas organoclorados ( $\mu\text{g/g}$ ) detectados en las plumas de los cernícalos, por sexo, en los campos mixtos (ANOVA-Univariado,  $P < 0.05$ , JMP 6.0).

OC	Hembras	Machos	F	P
	(n=12) X $\pm$ EE	(n=9) X $\pm$ EE		
$\Sigma$ HCH	0.0099 $\pm$ 0.0055	0.0007 $\pm$ 0.0063	1.2198	0.28
$\Sigma$ Heptacloro	0.0076 $\pm$ 0.0057	0.0086 $\pm$ 0.0066	0.8857	0.36
$\Sigma$ Drines	0.0060 $\pm$ 0.0043	0.0119 $\pm$ 0.0050	0.7904	0.38
$\Sigma$ DDT	0.0160 $\pm$ 0.0076	0.0078 $\pm$ 0.0088	0.0195	0.89
$\Sigma$ Endosulfán	0.0074 $\pm$ 0.0038	0.0081 $\pm$ 0.0044	0.2886	0.60
$\Sigma$ Clordano	0.0130 $\pm$ 0.0045	0.0061 $\pm$ 0.0052	1.1749	0.29
Metoxicloro	0.0084 $\pm$ 0.0077	0.0130 $\pm$ 0.0089	0.1482	0.70

## RESIDUOS DE METALES PESADOS

En total se detectaron 11 elementos potencialmente tóxicos en las 41 muestras de plumas analizadas. Estos son zinc (Zn), cadmio (Cd), plomo (Pb), cobre (Cu), fierro (Fe), aluminio (Al), arsénico (As), mercurio (Hg), vanadio (V), manganeso (Mn) y cromo (Cr) (Cuadro 9, Anexo-II).

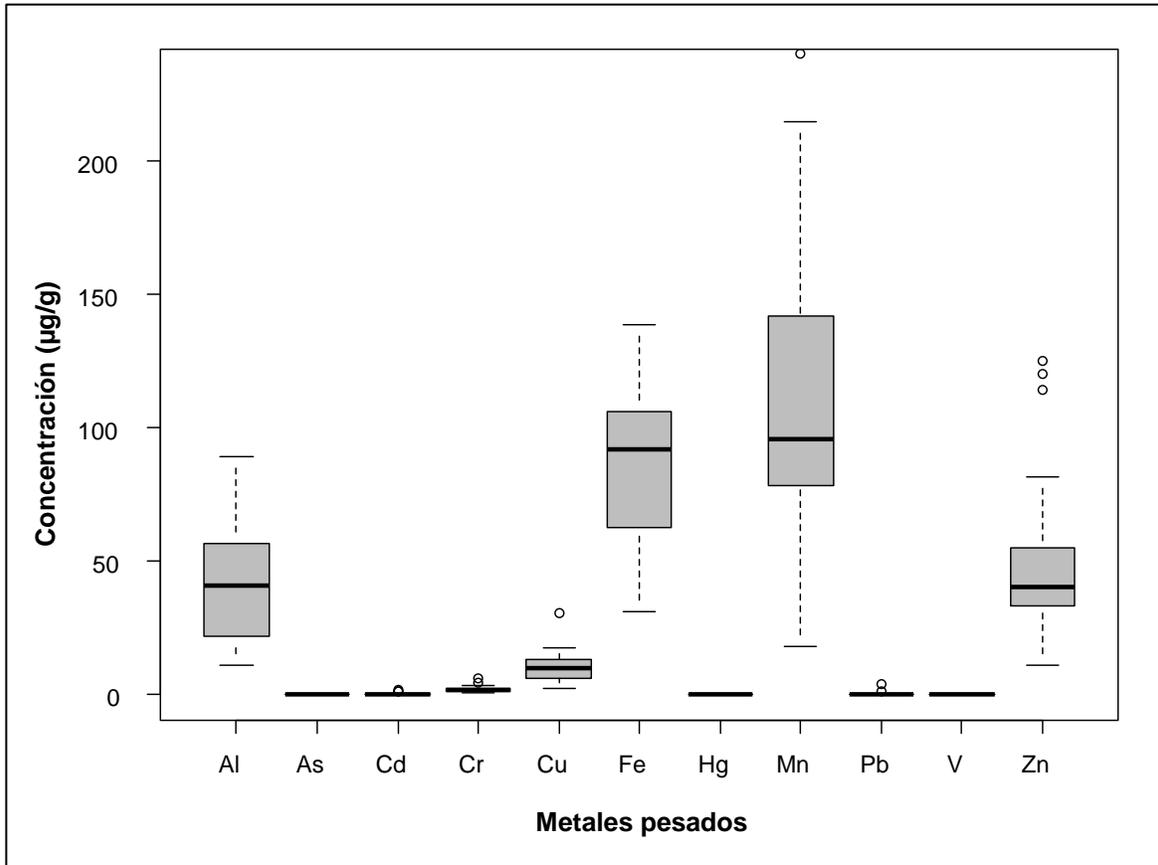
A excepción del cadmio y del plomo, todos los metales pesados se presentaron en todas las muestras; el cadmio (7.32%, n=3) sólo se detectó en dos individuos de agricultura de riego y en uno en los campos mixtos, y el plomo (4.88%, n=2) no se detectó en ningún individuo de los sitios de agricultura de riego, sólo en dos de los campos mixtos (Anexo-II).

De los once elementos detectados, el manganeso presentó la mayor concentración ( $110.30 \pm 53.87 \mu\text{g/g}$ ), seguido por el hierro ( $85.78 \pm 28.42 \mu\text{g/g}$ ) y el zinc ( $46.52 \pm 26.57 \mu\text{g/g}$ ); mientras que el arsénico ( $0.0139 \pm 0.0019 \mu\text{g/g}$ ), el vanadio ( $0.0048 \pm 0.0017 \mu\text{g/g}$ ) y el mercurio ( $0.0007 \pm 0.0001 \mu\text{g/g}$ ) presentaron las concentraciones más bajas (Fig. 13, Anexo-II). La mayoría de ellos (a excepción del plomo), se encontraron por debajo de los niveles clínicos reportados en la literatura. Para el aluminio y el vanadio no se tienen reportes de los niveles clínicos (Cuadro 9).

**Cuadro 9.** Promedio de las concentraciones de los elementos potencialmente tóxicos ( $\mu\text{g/g}$ ) detectados en las plumas del Cernícalo americano (*Falco sparverius*).

Elemento	n	Promedio (ppm)	Error estándar	Rango		Valores clínicos
				Mínimo	Máximo	
Zn	41	46.5215	4.1500	10.58	124.82	2400 <sup>1</sup>
Cd	3	1.2566	0.2263	0.960	1.700	40 – 100 <sup>2</sup>
Pb	2	2.295	1.2886	1.010	3.580	2.5 – 15.3 <sup>3</sup>
Cu	41	10.0169	0.8018	2.22	30.36	80 – 160 <sup>4</sup>
Fe	41	85.7751	4.4378	30.81	138.47	800 – 1600 <sup>4</sup>
Al	41	41.7864	3.4597	10.73	88.86	
As	41	0.0137	0.0030	0.0099	0.0169	>5 <sup>5</sup>
Hg	41	0.0007	0.00001	0.005	0.008	5 – 40 <sup>6</sup>
V	41	0.0048	0.0003	0.0028	0.0092	
Mn	41	110.3023	8.4146	17.99	240.04	600 – 1800 <sup>7</sup>
Cr	41	1.6716	0.1601	0.616	5.814	100 <sup>8</sup>

(1): Sileo et al. 2003; (2): Beyer et al. 1996; (3): Burger y Gotched 1997; (4): McGhee et al. 1965; (5): Camardese et al. 1990; (6): Newton y Haas 1988; (7): Liu et al. 2013; (8): Suganya et al. 2016.



**Figura 13.** Concentración de los elementos potencialmente tóxicos (metales pesados y semimetales) detectados en el Cernicalo americano (*Falco sparverius*) en agroecosistemas del Bajío Michoacano.

Al comparar por tipo de agroecosistemas, únicamente el arsénico ( $P = 0.03$ ) y el mercurio ( $P = 0.03$ ) se encontraron concentraciones significativamente mayores en los sitios de agricultura de riego, para el resto de los metales pesados no se observaron tendencias significativas (Cuadro 10).

Al comparar entre sexos, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas para ningún caso en las concentraciones de los metales pesados entre machos y hembras (Cuadro 11).

**Cuadro 10.** Concentraciones promedio de los metales pesados ( $\mu\text{g/g}$ ) detectados en las plumas de los cernícalos, por tipo de agroecosistema, en hembras (ANOVA-Univariado,  $P < 0.05$ , JMP 6.0).

Elemento	Agricultura de riego (n=20) <b>X <math>\pm</math> EE</b>	Campos mixtos (n=12) <b>X <math>\pm</math> EE</b>	<b>F</b>	<b>P</b>
Zn	51.31 $\pm$ 6.41	40.91 $\pm$ 8.28	0.8427	0.37
Cd	0.1331 $\pm$ 0.0760	0.00 $\pm$ 0.0981	1.1513	0.29
Pb	0.00 $\pm$ 0.1420	0.3823 $\pm$ 0.1833	2.7201	0.11
Cu	10.20 $\pm$ 0.94	8.77 $\pm$ 1.21	1.2426	0.27
Fe	91.71 $\pm$ 6.36	79.88 $\pm$ 8.21	1.2962	0.26
Al	45.86 $\pm$ 5.08	37.06 $\pm$ 6.56	0.6464	0.43
As	<b>0.0143 <math>\pm</math> 0.0004</b>	0.0128 $\pm$ 0.0005	5.2333	<b>0.03*</b>
Hg	<b>0.0007 <math>\pm</math> 0.00002</b>	0.0006 $\pm$ 0.00002	5.0888	<b>0.03*</b>
V	0.0053 $\pm$ 0.0004	0.0045 $\pm$ 0.0005	0.7978	0.38
Mn	123.56 $\pm$ 12.48	111.97 $\pm$ 16.11	0.3234	0.57
Cr	1.76 $\pm$ 0.26	1.51 $\pm$ 0.33	0.1885	0.67

**Cuadro 11.** Concentraciones promedio de los metales pesados ( $\mu\text{g/g}$ ) detectados en las plumas de los cernícalos, por sexo, en los campos mixtos (ANOVA-Univariado,  $P < 0.05$ , JMP 6.0).

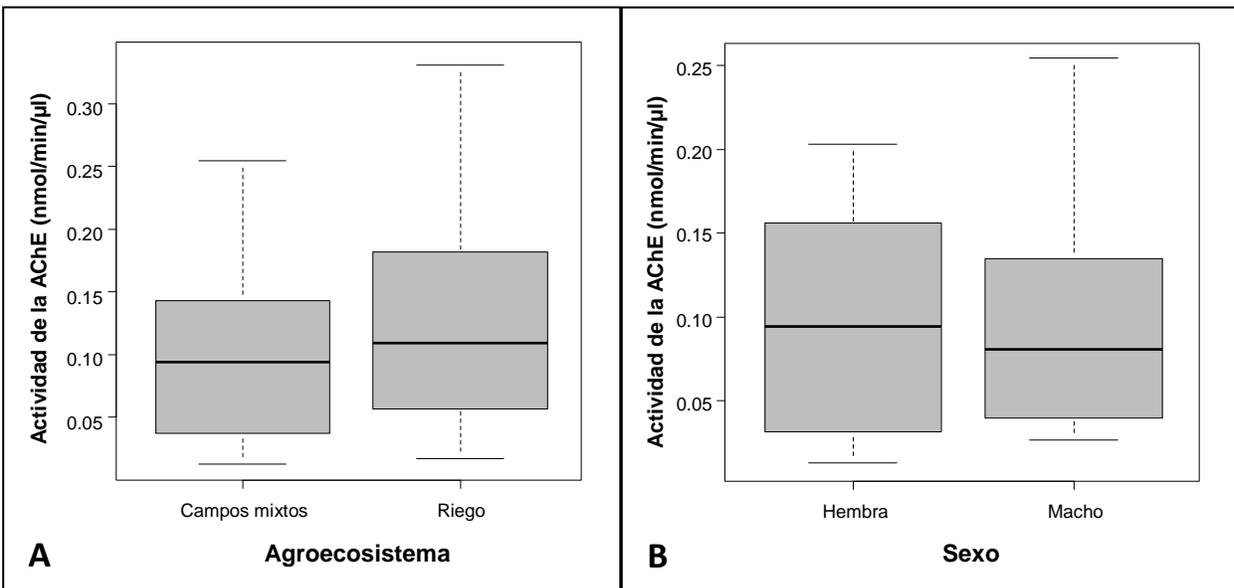
Elemento	Hembras (n=12) <b>X <math>\pm</math> EE</b>	Machos (n=9) <b>X <math>\pm</math> EE</b>	<b>F</b>	<b>P</b>
Zn	40.91 $\pm$ 6.97	43.36 $\pm$ 8.05	0.3547	0.56
Cd	0.00 $\pm$ 0.069	0.1228 $\pm$ 0.0797	1.3571	0.26
Pb	0.3823 $\pm$ 0.2301	0.00 $\pm$ 0.2659	1.1813	0.29
Cu	8.76 $\pm$ 1.76	11.26 $\pm$ 2.03	0.4312	0.52
Fe	79.88 $\pm$ 8.10	80.45 $\pm$ 9.35	0.0021	0.96
Al	37.06 $\pm$ 5.56	39.03 $\pm$ 6.42	0.0088	0.93
As	0.0128 $\pm$ 0.0006	0.0136 $\pm$ 0.0007	0.8370	0.37
Hg	0.0006 $\pm$ 0.00003	0.0007 $\pm$ 0.00003	0.7409	0.40
V	0.0045 $\pm$ 0.0003	0.0042 $\pm$ 0.0004	0.4632	0.50
Mn	111.97 $\pm$ 14.71	78.61 $\pm$ 16.98	2.2050	0.15
Cr	1.51 $\pm$ 0.20	1.68 $\pm$ 0.23	0.9462	0.34

## ACTIVIDAD DE LA ENZIMA ACETILCOLINESTERASA

El valor general obtenido de la actividad de la enzima acetilcolinesterasa para la población invernante del Cernícalo americano en el Bajío Michoacano fue de  $0.1142 \pm 0.079$  nmol/min/ $\mu$ L.

Comparando por tipo de agroecosistema, no se encontraron diferencias en la actividad de la AChE entre ambos sitios ( $P = 0.18$ ), siendo proporcionalmente un 26.67% mayor en los cernícalos de los sitios de agricultura de riego ( $0.1324 \pm 0.019$  nmol/min/ $\mu$ L) con respecto a los de los campos mixtos ( $0.0971 \pm 0.018$  nmol/min/ $\mu$ L) (Fig. 14A).

Comparando por sexo, no se registraron diferencias significativas ( $P = 0.96$ ) en la actividad de la AChE entre las hembras ( $0.0955 \pm 0.0226$  nmol/min/ $\mu$ L) y en los machos ( $0.0991 \pm 0.0252$  nmol/min/ $\mu$ L), los cuales presentaron mayor dispersión (Fig. 14B).



**Figura 14.** Actividad de la enzima acetilcolinesterasa (nmol/min/ $\mu$ L). A) En los individuos del Cernícalo americano (*Falco sparverius*) entre los dos tipos de agroecosistemas en el Bajío Michoacano. B) Entre machos y hembras únicamente de los campos mixtos.

## DISCUSIÓN

Independientemente de la segregación sexual de hábitat que presenta la especie en el Bajío Michoacano, es claro que las actividades agrícolas en ambos tipos de agroecosistemas así como en los terrenos que utilizan a lo largo de sus rutas migratorias y durante la reproducción, implican la utilización de agroquímicos y fertilizantes que contribuyen a la acumulación progresiva de compuestos potencialmente tóxicos en cuerpos de agua y en los suelos (Granados-Ramírez y Longar 2008). Respecto a sus sitios de invernación en el Bajío Michoacano, esta representa una de las zonas agrícolas de mayor importancia en el país, tanto para cultivos forrajeros, como de hortalizas (Heling y Sánchez 2001). De acuerdo a las encuestas realizadas en el área de estudio (Cuadro 4), actualmente sólo se utilizan plaguicidas organofosforados, piretroides y carbamatos, sin embargo se ha reportado que en el pasado se tuvo un uso intensivo de compuestos organoclorados como el HCH, endrín, toxafeno y DDT en todo el país, incluyendo el estado de Michoacán (Iñigo y Risebrough 1989, Mora 1997). Por lo tanto, dadas las propiedades fisicoquímicas de los OCs, como son su capacidad de volatilización y movilización, transformación, lenta degradación y alta persistencia en el medio (Wania y Mackay 1996, Albert 2014), resulta factible el hecho de que en el Bajío Michoacano se hayan depositado residuos de OCs provenientes de otras áreas de emisión en combinación con los restos de aquellos que se utilizaron anteriormente y que aún persisten en la región; no obstante los resultados obtenidos no aportan con evidencia contundente para confirmarlo.

Resulta importante mencionar el hecho de que los cernícalos comienzan la muda de su plumaje en los sitios de reproducción en Norteamérica a partir de abril-junio y finaliza al inicio del invierno, entre septiembre y noviembre (Smallwood 1989, Howell 2010), sugiriendo además que tanto las hembras como los machos no migran hasta que su muda se ha completado para evitar mayores costos energéticos (Kaufman 2017), lo cual supone que los contaminantes aquí determinados podrían haberse adquirido en dichos sitios; sin embargo se deben tomar en cuenta estos tres factores que sugieren evidencia de que al menos una parte de los contaminantes fue adquirida en el área de estudio:

- 1) Dado que no fue posible determinar la edad de los cernícalos, y que la gran mayoría de los mismos fueron capturados hacia el final de periodo invernal (de enero a abril), no tenemos la total certeza de que las plumas analizadas hayan sido mudadas en su totalidad en los sitios de reproducción en Norteamérica; más aún, no tenemos conocimiento de qué tan al norte migran, ya que de los 42 individuos marcados, únicamente tuvimos respuesta de un avistamiento en la comunidad de El Sauz, en Chihuahua, el 14 de abril del año 2016 (1,160 km de distancia recorridos aproximadamente).
- 2) Además de las plumas de vuelo, también fueron analizadas plumas coberteras tanto del pecho como de los flancos, de las cuales se tiene más certeza pudieron haber sido mudadas en el Bajío puesto que los cernícalos usualmente presentan mudas preformativas del plumaje corporal (no así del de vuelo) a finales del invierno (Howell 2010); y se sabe además que las plumas del pecho son mejores indicadores de niveles metálicos con respecto a las otras plumas, al presentar mayor masa y concentración de elementos como el mercurio (Lewis y Furness 1991). Por desgracia no se realizaron mediciones diferenciales entre los tipos de plumas, ya que todas fueron analizadas en su conjunto.
- 3) A tres de los cernícalos se les colectaron plumas rectrices en crecimiento que perdieron en los sitios de captura y que comenzaron su reemplazo allí mismo, por lo que la acumulación de los CPT en dichas plumas se cree refleja en gran medida los niveles del área de invernación. De igual forma, al haber sido analizadas todas las plumas en su conjunto no podrían hacerse distinciones de los contaminantes de cada tipo de pluma analizada.

Por lo anterior, y teniendo en cuenta las propiedades fisicoquímicas de los OCs, se infiere que los compuestos potencialmente tóxicos determinados en las plumas de los cernícalos capturados en el Bajío Michoacano fueron adquiridos en ambas regiones (invernación y reproducción) y a lo largo de sus rutas de migración, pues se sabe que en las aves migratorias los compuestos tóxicos (tanto OCs como EPTs) reflejan los niveles de contaminación de muchas áreas diferentes y se ha sugerido además que los individuos

migratorios están expuestos a mayores niveles de contaminación en sus territorios de invernación (Burger *et al.* 1993, Tanabe *et al.* 1998), aunque en nuestro caso se desconoce la contribución de compuestos químicos de cada región. La hipótesis de mayor adquisición de contaminantes en los sitios de invernación fue corroborada por Henny y colaboradores (1982), quienes demostraron que las cargas de plaguicidas organoclorados, particularmente el DDE, fueron acumulados en su mayor parte en los terrenos de invernación del Halcón peregrino (*Falco peregrinus*) en Sudamérica. No obstante, Mora (1997) argumenta que no existe un patrón claro que corrobore dicha hipótesis para las especies migratorias durante su estancia en México, y sugiere además que las aves podrían estar acumulando compuestos en el DDE y el DDT en el sur de Estados Unidos. Para el presente estudio, la determinación de los OCs de rápida excreción (endosulfán, metoxicloro y lindano) así como la actividad de la enzima acetilcolinesterasa en las muestras de sangre refleja de manera más certera las concentraciones de plaguicidas biodisponibles en esta área de invernación, aspecto que se discuten más adelante.

El análisis de las plumas dio como resultado la detección de 19 plaguicidas organoclorados agrupados en siete familias químicas ( $\Sigma$ HCH,  $\Sigma$ Heptacloro,  $\Sigma$ Drines,  $\Sigma$ DDT,  $\Sigma$ Endosulfán,  $\Sigma$ Clordano y Metoxicloro) y de once metales pesados y semimetales (zinc, cadmio, plomo, cobre, hierro, aluminio, arsénico, mercurio, vanadio, manganeso y cromo). Si bien sus concentraciones fueron variables entre los mismos compuestos y entre los individuos, y no todos se presentaron en todas las muestras (Cuadros 5 y 9; Anexos I y II), resulta importante confirmar su presencia en los cernícalos, en especial de aquellos que (en dosis/concentraciones mayores) históricamente han demostrado afectaciones fisiológicas severas a diferentes niveles (celular, fisiológico, individual y poblacional) en las aves. Por ejemplo el efecto del DDT y sus metabolitos en los fracasos de reproducción y disminuciones poblacionales de las rapaces (Porter y Wiemeyer 1969, Lincer 1975, Henny 1977, Peakall 1993, Newton 2004); el endrín en el incremento en la mortalidad del pelícano blanco y el Águila calva (Stickel *et al.* 1979); el mercurio en la alteración de los comportamientos reproductivos, malformaciones y mortalidad de las aves acuáticas (Heinz 1974, Hoffman y Moore 1979, Burger y Gochfeld 1997); el plomo en los trastornos

neuronales, malformaciones y altas tasas de mortalidad en aves paserinas, acuáticas y rapaces (Hoffman *et al.* 1985, Burger y Gochfeld 1994, Burger 1998, Fisher *et al.* 2006; Chapa-Vargas *et al.* 2010); y el cadmio en lesiones hepáticas, trastornos del comportamiento y adelgazamiento del cascarón de los huevos (Furness 1996).

#### PLAGUICIDAS ORGANOCOLORADOS EN LAS PLUMAS DEL CERNÍCALO AMERICANO

Comparando con los niveles de los OCs reportados para otras especies de aves en otras regiones de México y del mundo, con los niveles de toxicidad para consumo humano (Rueda *et al.* 1997), con las dosis letales para ratas y conejos (Cuadro 2) y con los niveles clínicos para las aves (Cuadros 5 y 6), las concentraciones aquí detectadas fueron en general bajas, además, en la mayoría se encuentran en el promedio o debajo de los valores reportados en la literatura (Cuadro 12). El plaguicida que presentó la mayor concentración fue el Metoxicloro (0.054 ppm), a pesar de haberse registrado solo en cuatro individuos (9.76%). Gómez-Ramírez *et al.* (2012) mencionan concentraciones de 0.0053 ppm en los huevos del Búho real euroasiático (*Bubo bubo*) en el Sur de España, mientras que en Argentina Cid *et al.* (2007) reportan concentraciones de 0.309 a 0.977 ppm en los órganos internos de tres especies locales. Estas diferencias encontradas en las concentraciones entre tejidos y órganos (menores en huevos y plumas y mayores en órganos corporales y grasa) se aprecian lógicas al ser el Metoxicloro un compuesto con afinidad lipofílica (Newton 1998). En ninguno de estos casos el Metoxicloro fue asociado con afectaciones en la salud de las aves, pues presenta una toxicidad relativamente baja y corta persistencia en los sistemas biológicos, pudiendo ser eliminado en un periodo de 14 días en los mamíferos (Kamrin 1997), por lo que se cree que los cernícalos estuvieron recientemente expuestos a este compuesto. Se especula que su detección en el Cernícalo americano se debe a su utilización como insecticida para la producción de hortalizas, árboles frutales y plantas forrajeras (Jiménez 2005).

En segundo y tercer lugar en cuanto a las concentraciones de los OCs detectados en las plumas de los cernícalos se encuentran las familias del  $\Sigma$ DDT y el  $\Sigma$ HCH, con 0.0304 y 0.0284 ppm respectivamente, las cuales no superan los niveles en las plumas para otras

especies reportados en la literatura y tampoco los límites de toxicidad para el consumo humano (Cuadro 12) ni los niveles clínicos y subclínicos (Cuadros 5 y 6). El DDT y sus metabolitos, sobre todo el DDE, representan uno de los grupos de plaguicidas organoclorados más ampliamente estudiados en las aves, considerándoseles entre los compuestos químicos que más daños les han ocasionado (Fry 1995), en especial a las rapaces y acuáticas debido a su posición superior en la cadena trófica. En el Cernícalo americano el DDE se ha relacionado con afectaciones en su reproducción y la sobrevivencia, habiéndose cuantificado en sus huevos en relación al adelgazamiento del cascarón (Wiemeyer y Porter 1970, Lincer 1975), en el hígado y cerebro como causas de su mortalidad (Porter y Wiemeyer 1972, Stendell *et al.* 1989), y más recientemente en el plasma sanguíneo sin evidencia de afectación alguna (Rivera-Rodríguez *et al.* 2007), donde la concentración reportada en la sangre es muy baja (0.0012 a 0.0078 ppm), contrario a los altos niveles reportados por Martínez-López *et al.* (2015) en las plumas de tres especies de aves carroñeras en Argentina (Cuadro 12). Resulta evidente que la detección del DDT y sus metabolitos en las plumas del cernícalo se relacionan con su disponibilidad producto de su alta persistencia en el medio (Albert 2014), ya sea en el Bajío o en sus sitios de reproducción y/o migración.

Por su parte, el grupo de los Hexaclorociclohexanos y sus isómeros  $\alpha$ ,  $\beta$ ,  $\gamma$  y  $\delta$  también han sido ampliamente reportados en la literatura, en especial el Lindano ( $\gamma$ -HCH), el cual se sabe es fácilmente metabolizado y excretado (Blus *et al.* 1985). En las aves el Lindano ha sido relacionado con trastornos como anemia, cambios en los parámetros hematológicos, inmunosupresión y estrés (Mandal *et al.* 1986), sin embargo para el Cernícalo americano se carece de información sobre sus niveles y afectaciones fisiológicas. Rivera-Rodríguez *et al.* (2007) reportaron concentraciones mínimas del Lindano en la sangre del Cernícalo americano en Baja California (0.0004 – 0.0007 ppm), mientras que Rivera-Rodríguez y Rodríguez-Estrella (2011) determinaron niveles aún más bajos (0.00005 – 0.00012 ppm) en el plasma sanguíneo de los pollos del Águila pescadora en la misma región. En general, las concentraciones de los isómeros de la familia  $\Sigma$ HCH aquí determinadas se encuentran en el promedio respecto a los trabajos donde se analizaron

las plumas de otras especies de aves (Cuadro 12), siendo inferiores a los niveles clínicos que van de 120 a 130 ppm en el caso del Lindano (Cuadros 5 y 6), por lo que no representan un riesgo de daño fisiológico para los cernícalos. De acuerdo a Arrona-Rivera *et al.* (2016) en Chiapas el Lindano es utilizado en el tratamiento contra infecciones por ectoparásitos en el ganado vacuno, siendo este el principal originador del compuesto. Para el Bajío Michoacano no se conocen a ciencia cierta las fuentes de exposición, por lo que no se descarta la posibilidad de que su utilización reciente como insecticida en la agricultura o en el control sanitario contra piojos y pulgas (Fernández *et al.* 2004) contribuyan a su acumulación local en los cernícalos, dada su baja capacidad de persistencia en el medio.

El cuarto y quinto lugar corresponden a las familias del  $\Sigma$ Heptacloro y el  $\Sigma$ Endosulfán. Para ambos grupos, sus concentraciones ( $\Sigma$ Heptacloro: 0.0250 y  $\Sigma$ Endosulfán: 0.0207 ppm) se encuentran en el promedio respecto a los reportes para las plumas en la literatura y no sobrepasan los niveles clínicos (Cuadro 6). El Heptacloro es un plaguicida altamente tóxico y su alta tendencia a la bioacumulación explica su presencia en las plumas de los cernícalos; mientras que el Endosulfán se considera no persistente y de rápida excreción (Cuadro 2), cuya eliminación ocurre en un periodo de 30 días para el endosulfán I y 900 días para el endosulfán II (Stewart y Cairns 1974), lo que sugiere que su exposición con el Cernícalo ocurrió de manera reciente en el Bajío Michoacano, sobre todo del Endosulfán I. Henny *et al.* (1983) encontraron que las semillas tratadas con Heptacloro para el control de gusanos de alambre en el trigo causaron disminuciones poblacionales del Cernícalo americano, encontrando concentraciones de heptacloro epóxido mayores a 1.5 ppm en sus huevos, y observaron incluso la muerte de una hembra cuyas concentraciones eran de 9.1 ppm en sus huevos y de 28 ppm en el cerebro. Para el Endosulfán se sabe que su toxicidad varía de moderada a alta, siendo este un potente disruptor endócrino (Mitra *et al.* 2011), cuyas afectaciones en las aves (linfopenia, atrofia de los folículos y hemorragias en el timo) se han documentado a dosis diarias de 2 ppm durante ocho semanas (Garg *et al.* 2004). Las concentraciones de ambos compuestos

asociadas a alteraciones en la salud de las aves son muy superiores a las reportadas en el presente estudio, por lo que se prevé no afectan a los cernícalos invernantes.

En sexto y séptimo lugar se encuentran las familias de los  $\Sigma$ Drines y del  $\Sigma$ Clordano, cuyas concentraciones ( $\Sigma$ Drines: 0.02 ppm y  $\Sigma$ Clordano: 0.0182 ppm), al igual que ocurrió con el resto de los plaguicidas aquí determinados, no sobrepasan aquellas que causan afectaciones fisiológicas reportadas en la literatura (Cuadro 2, 5, 6, 12) y por lo tanto no representan un riesgo para la salud de los cernícalos que invernán en esta parte del país, a pesar de ser 100 veces más tóxicos que el DDT para las aves, y en el caso de los Drines, altamente persistentes y bioacumulables (Newton 1998). De acuerdo a Muralidharan (1993), el dieldrín (metabolito del Aldrín), causó la muerte masiva de individuos de tres aves terrestres (*Grus antigone*, *Streptopelia decaocto* y *Columba livia*) en el norte de la India, encontrando concentraciones en sus órganos internos desde 3.44 ppm en el músculo hasta 66.17 ppm en el hígado. En el presente estudio, el aldrín (0.0031 ppm) y el endrín aldehído (0.0108 ppm) se registraron en un solo individuo cada uno, lo que indica su baja biodisponibilidad en los sitios de exposición, si bien sería necesario conocer más a fondo los mecanismos de metabolismo y excreción de estos compuestos en el organismo de las aves.

Hasta antes del estudio de Arrona-Rivera con el Tecolote bajoño (*Glaucidium brasilianum*) en Chiapas (2015), no se tenían antecedentes de la presencia de residuos de Clordano en las plumas de las aves. Las concentraciones aquí reportadas para el Cernícalo americano son alrededor del doble (transclordano: 0.0210 ppm; cisclordano: 0.0157 ppm) que las reportadas para el Tecolote bajoño en Chiapas (0.01 ppm para ambos compuestos), no obstante ambos estudios no llegan a los niveles de toxicidad que causan afecciones fisiológicas y la muerte, que van de 1.6 a 3.6 ppm en el cerebro de las aves (Stansley y Roscoe 1999), aunque no se sabe si los niveles en los órganos internos correspondan con los de las plumas. Durante un periodo de 16 meses en los años 1996 – 1997 Stansley y Roscoe (1999) colectaron un total de 424 aves muertas y enfermas con signos de envenenamiento por Clordano en New Jersey, condenándolo como el mayor incidente de intoxicación masiva de aves por este compuesto en dicho Estado. Conviene

resaltar que a pesar de ser los plaguicidas encontrados con la menor concentración en el Cernícalo americano, sus dos integrantes, el cisclordano y el transclordano, fueron los compuestos con la mayor proporción (Fig. 11) lo cual resulta de gran importancia, ya que a pesar de que las cantidades son mínimas, los cernícalos se encuentran expuestos a este plaguicida altamente tóxico y persistente, donde quiera que haya sido el lugar de exposición. Se cree necesario realizar una investigación más detallada sobre el uso reciente e histórico de este compuesto y su cuantificación en suelos y cuerpos de agua en el Bajío Michoacano y en los sitios de reproducción de la especie en Norteamérica.

A pesar de que el uso del DDT, aldrín, dieldrín, heptacloro, mirex y clordano están prohibidos en la actualidad en Estados Unidos (EPA 2002), la detección de los 19 plaguicidas organoclorados refleja, por una parte, su biodisponibilidad en los territorios y ámbitos hogareños que ocupan los cernícalos, tanto en sus sitios tanto de crianza como de invernación en México y a lo largo de las rutas migratorias; y por otra parte, la capacidad de los OCs para transportarse por el medio, bioconcentrarse, bioacumularse y progresivamente biomagnificarse a través de la cadena trófica hasta llegar a aquellos que se encuentran en la cima, como lo es el Cernícalo americano. Igualmente importante resulta destacar la utilización de las plumas como un método eficiente para la detección y cuantificación de los plaguicidas, en este caso, del Cernícalo americano, como ha sido reconocido para otras especies (Jaspers *et al.* 2006, 2007, Espín *et al.* 2010, 2012, Arrona-Rivera 2015, Martínez-López 2015), pues se realizó con éxito la detección de 19 de los 20 compuestos que se buscaron determinar (el único OC que no se detectó en ninguna muestra fue el  $\beta$ -HCH) sin la necesidad de sacrificar a los cernícalos, teniendo la certeza de que las concentraciones en las plumas reflejan el nivel de los contaminantes circulantes en el torrente sanguíneo al momento de su formación, al ser las plumas una vía efectiva de excreción (Burger y Gochfeld 1997, García-Fernández *et al.* 2013), permitiendo de esta forma la biomonitorización no sólo de los compuestos altamente persistentes como el DDT y el heptacloro, sino de aquellos de rápida metabolización y excreción que se detectan en muy bajas concentraciones en el tejido adiposo u órganos internos (Dauwe *et al.* 2005, Rajaei *et al.* 2011), como lo es el lindano, el endosulfán y el metoxicloro.

**Cuadro 12.** Concentración de plaguicidas organoclorados ( $\mu\text{g/g}$ ) en plumas de aves reportadas en la literatura.

OC	Niveles permitidos para consumo humano (En Rueda <i>et al.</i> 1997)	Aves acuáticas en el sur de India (Tanabe <i>et al.</i> 1998)	<i>Parus major</i> en Bélgica (Dauwe <i>et al.</i> 2005)	Aves acuáticas y rapaces en Bélgica (Jaspers <i>et al.</i> 2007)	Aves rapaces en el suroeste de Irán (Behrooz <i>et al.</i> 2009a)	Aves acuáticas en Irán (Behrooz <i>et al.</i> 2009b)	<i>Alca torda</i> en España (Espín 2010)
$\alpha$ -HCH	0.1 - 0.2						0.074
$\gamma$ -HCH	0.1 - 0.2						0.226
$\delta$ -HCH	0.1 - 0.2						0.026
$\Sigma$ HCH		0.016 - 8.8		0.0011 - 0.0053	0.021 - 0.212	0.005 - 0.055	
Heptacloro	0.05 - 0.1						0.068
Heptacloro epóxido	0.05 - 0.1						0.155
$\Sigma$ Heptacloro							
Aldrín	0.1						
Dieldrín	0.1						0.014
Endrín							0.005
Endrín aldehído							1.096
Endrín cetona							
$\Sigma$ Drines							
pp-DDE			0.004				0.257
pp-DDD			0.001				0.195
pp-DDT	0.5 - 5		0.0006				
$\Sigma$ DDT		0.0005 - 4.4		0.0094 - 0.23	0.011 - 0.295	0.005 - 0.096	
Endosulfán I							
Endosulfán II							0.05
Endosulfán sulfato							0.12
$\Sigma$ Endosulfán							
Trans clordano							
Cis clordano							
$\Sigma$ Clordano							
Metoxicloro							

**Cuadro 12 (Continuación).** Concentración de plaguicidas organoclorados ( $\mu\text{g/g}$ ) en plumas de aves reportadas en la literatura.

OC	Polluelos de aves rapaces en el norte de Noruega (Eulaers et al. 2011)	Alca torda en España (Espín et al. 2012)	Fulmarus glacialis en Siberia (Tsygankov et al. 2014)	Aves carroñeras en Argentina (Martínez-López et al. 2015)			Glaucidium brasilianum en Chiapas (Arrona-Rivera 2015)	Falco sparverius en el Bajío Michoacano 2015-2016
				Polyborus plancus	Cathartes aura	Coragyps atratus		
$\alpha$ -HCH		0.005	1.45	0.1	0.1	0.15	0.02	0.042
$\gamma$ -HCH		0.01	0.371	0.45	0.29	0.26	1.17	0.017
$\delta$ -HCH		0.0005		0.49	0.18	0.63	0.03	0.007
$\Sigma$ HCH	0.0002 - 0.0003	0.06	1.821	1.14	0.8	1.13	0.63	0.028
Heptacloro		0.009		0.12	0.12	0.13	0.02	0.029
Heptacloro epóxido		0.016		1.66	0.53	2.99	0.03	0.021
$\Sigma$ Heptacloro		0.062		1.78	0.65	3.13	0.03	0.025
Aldrín		0.006		0.59	0.27	0.71		0.003
Dieldrín		0.0004		0.3	0.14	0.54	0.07	0.010
Endrín		0.0005		0.44	0.17	0.17	0.01	0.028
Endrín aldehído							0.04	0.011
Endrín cetona							0.003	0.025
$\Sigma$ Drines		0.01		1.33	0.59	1.42	0.03	0.020
pp-DDE	0.008 - 0.044	0.019	2.605	0.27	0.12	0.39	0.03	0.009
pp-DDD		0.003		0.15	0.11	0.19	0.02	0.030
pp-DDT		0.002	1.471	0.72	0.65	0.84	0.03	0.063
$\Sigma$ DDT		0.067	4.076	1.14	0.87	1.14	0.04	0.030
Endosulfán I		0.001		0.06	0.02	0.11	0.3	0.017
Endosulfán II		0.003		0.86	0.17	0.19	0.29	0.015
Endosulfán sulfato		0.005		0.92	0.19	0.29	0.01	0.031
$\Sigma$ Endosulfán		0.02					0.34	0.021
Trans clordano							0.01	0.021
Cis clordano							0.01	0.016
$\Sigma$ Clordano							0.02	0.018
Metoxicloro							0.03	0.054

## METALES PESADOS EN LAS PLUMAS DEL CERNÍCALO AMERICANO

Para los metales pesados, su concentración en las plumas de las aves ha sido más ampliamente estudiada, pero muy pocos se han llevado a cabo en México, por lo que se cuenta con pocos antecedentes que permitan hacer una comparación con las concentraciones determinadas en el país. Analizando los trabajos llevados a cabo en otras partes del mundo y con otras especies, se determinó que las concentraciones aquí encontradas, como ocurrió con los plaguicidas organoclorados, fueron en general bajas, a excepción del manganeso, cuyos niveles sobrepasan los reportes de otras especies (Cuadro 13), como se discute más adelante. Todos los elementos, excepto el cadmio (en tres, 7.32%) y el plomo (en dos, 4.88%), se presentaron en todas las 41 muestras analizadas, lo que indica que, independientemente de la cantidad cuantificada en sus plumas, los ambientes que utilizan los cernícalos contienen niveles considerables de estos metales. Si bien el cadmio y el plomo solo se determinaron en pocos individuos, sus concentraciones resultaron relativamente altas para el cadmio y en el promedio para el plomo, siendo probable que ambos estén presentes en el resto de los cernícalos pero en cantidades por debajo del límite de detección del cromatógrafo. De acuerdo a Abbasi *et al.* (2015), las diferencias intraespecíficas en las concentraciones de los metales pesados en las aves, como es el caso del presente estudio, se atribuyen a factores como el sexo, edad, tiempo de exposición y la estación del año.

El manganeso (110.30 ppm) se encontró en una concentración 2.5 veces mayor a lo reportado por Janssens *et al.* (2001) para la especie *Parus major* en un sitio altamente contaminado en Bélgica (43.8 ppm), a pesar de que los autores destacan que los niveles determinados en este estudio son los más altos reportados hasta ese momento. En otros trabajos con rapaces las concentraciones fueron consideradas como altas por los respectivos autores, por ejemplo en Sudáfrica la concentración promedio del manganeso en la lechuza *Tyto capensis* en las plumas primarias fue de 11.6 ppm (rango 1.23-66.4 ppm), mientras que en Bélgica las concentraciones de las especies *Accipiter nissus*, *Athene nocta* y *Tyto alba* ascienden hasta 10.09, 15.3 y 9.41 ppm, respectivamente (Cuadro 13).

Lemus-Ramírez (2016) determinó concentraciones relativamente altas de manganeso (20.84 - 25.68 ppm) en comparación con otros reportes para una comunidad de aves en el Oeste del estado de Michoacán en un sitio con presencia de jales mineros (a 60 años del cese de actividades de la mina). Se especula que los altos niveles encontrados en el Cernícalo americano se asocian al uso de fertilizantes a base de manganeso (Finck 1988). Si bien en el Bajío no se menciona su utilización, no se descarta la posibilidad de que en otros sitios cercanos (o a lo largo de sus sitios de migración y reproducción) se utilicen compuestos agrícolas a base de este elemento o que otras fuentes externas como el riego con aguas residuales contribuyan a su acumulación (Bautista-Cruz y Arnaud-Viña 2006), por lo que se requiere de una investigación documental más a fondo.

En lo que respecta a sus propiedades, el manganeso es considerado un elemento esencial en los organismos, sin embargo no se conocen las concentraciones en los cuales pueden llegar a causar afectaciones fisiológicas en las aves (Burger *et al.* 1993). En un experimento, Burger y Gochfeld (1995) alimentaron a pollos de la Gaviota plateada (*Larus argentatus*) con dosis de 50 ppm de Acetato de manganeso, observando que en un periodo de exposición de 5 a 50 días los pollos mostraron anomalías significativas en el comportamiento respecto al grupo control; por su parte, Liu *et al.* (2013) determinaron que la exposición a altas dosis de Cloruro de manganeso (600, 900 y 1800 ppm) ocasiona alteraciones en la función enzimática y fisiológica de los testículos en los gallos tratados. Al parecer las concentraciones aquí encontradas podrían no tener efectos negativos en la salud de los cernícalos, más bien ocurre lo contrario, pues representa la variable que mejor explica la disminución en el nivel de estrés fisiológico entre los individuos, aspecto se discute en detalle en el segundo capítulo del trabajo.

Aunque son los elementos traza o esenciales más estudiados en los humanos, raramente se han reportado intoxicaciones por fierro, aluminio, zinc y cobre en las aves. Estos cuatro elementos esenciales se sabe que se encuentran disponibles de manera natural en el ambiente y que en cantidades pequeñas son requeridos para procesos fisiológicos indispensables para mantener la vida, como el metabolismo, crecimiento y

**Cuadro 13.** Concentración de metales pesados ( $\mu\text{g/g}$ ) en plumas de aves reportadas en la literatura.

Elemento	Concentración en plumas de pollos para consumo humano (Plus 1994 FDA)		Aves playeras en Delaware, E.U. (Burger <i>et al.</i> 1993)	Garzas en el Norte de Italia (Fasola <i>et al.</i> 1998)	Aves marinas en Norteamérica (Burger y Gochfeld 2000)	<i>Falco biarmicus</i> en Pakistán (Movalli 2000)	Polluelos de <i>Parus sp.</i> en Bélgica (Dauwe <i>et al.</i> 2000)	Aves rapaces en Bélgica (Dauwe <i>et al.</i> 2003)		
	Adecuado	Alto						<i>Accipiter nissus</i>	<i>Athene nocta</i>	<i>Tyto alba</i>
Zn	60 - 300	>400				107.4	97.9 - 156.5	35.2	30.83	61.67
Cd			0.075 - 0.700	0.051 - 0.64	0.047 - 0.95	0.1	0.007 - 0.071	0.17	0.09	0.08
Pb	<1.0 - 3.0	10 - 100	1.665 - 2.700	3.36 - 4.52	0.29 - 2.38	1.56	0.48 - 4.83	4.28	4.63	6.55
Cu	10.0 - 15						4.90 - 6.16	4.84	7.53	4.98
Fe	80 - 90	150						132.5	267	49.83
Al								27.74	39.62	17.13
As	<0.20	>6.0			0.057 - 0.46		2.55 - 6.44	0.73	0.11	0.32
Hg			0.021 - 2.813	1.98 - 2.59	0.5 - 19.7	3.09		0.66	0.28	0.83
V										
Mn	4.0 - 11.0		1.915 - 7.222		0.3 - 2.05			7.57	12.11	7.24
Cr			14.530 - 26.294		0.50 - 6.57	1.98		2.39	0.56	1.99

**Cuadro 13 (Continuación).** Concentración de metales pesados ( $\mu\text{g/g}$ ) en plumas de aves reportadas en la literatura. \*Concentraciones que superan las concentraciones reportadas para otras especies de aves.

Elemento	<i>Parus major</i> en Bélgica (Janssens et al. 2001)	Paserinas en New Jersey, E.U. (Tsipoura et al. 2008)	Aves acuáticas en Francia (Lucia et al. 2010)	<i>Tyto capensis</i> en Sudafrica (Ansara-Ross et al. 2013)	Aves rapaces en Pakistán (Abbasi et al. 2014)			Paserinas en Michoacán, México (Lemus-Ramírez 2016)	<i>Falco sparverius</i> en el Bajío Michoacano 2015 - 2016
					<i>Falconidae</i>	<i>Accipitridae</i>	<i>Strigidae</i>		
Zn	119.5 - 264		100.6 - 189.2	40.8	113.18	107.2	96.04	118.89 - 159.38	46.52
Cd	0.56 - 9.3	0.011 - 0.031	0.01 - 0.1	0.056	1	1.15	0.63		1.26
Pb	8.07 - 230.5	0.43 - 1.36	0.8 - 9.3	3.23	2.7	3.18	2.48	1.22 - 1.30	2.29
Cu	6.47 - 54.89		19.1 - 35.7	2.11	5.06	3.61	3.87	9.50 - 10.66	10.02
Fe	76.7 - 108.3			69.75	134.16	121.67	99.45	89.94 - 1008.62	85.78
Al	27.7 - 58.34		96.0 - 226	16.2				0.42 - 16.66	41.79
As	0.88 - 23.35	0.007 - 0.142	0.58 - 2.5	0.2				0.42 - 16.66	0.013
Hg	0.24 - 3.13	0.83 - 3.23	0.05 - 2.09						0.0007
V				0.203					0.005
Mn	17.4 - 43.8			8.8	2.02	2.37	1.6	20.84 - 25.68	<b>110.30*</b>
Cr	1.33 - 2.17	0.61 - 1.04		1.12	1.55	2.15	2.04		1.67

reproducción (Alarcón-Corredor 2009). En el presente estudio, sus concentraciones se registraron por debajo de los valores más altos reportados en la literatura (Cuadro 13), por debajo de los niveles considerados como “Alto” para el consumo humano en los pollos de acuerdo a la FDA (Puls 1994) y por debajo de los niveles clínicos para las aves (a excepción del aluminio, para el cual no se cuenta con valores tóxicos en la literatura, Cuadro 9). En el caso del zinc, se ha reportado que las altas concentraciones en el ambiente se asocian a pancreatitis en anátidos (Sileo *et al.* 2003) y en passerinas (Beyer *et al.* 2004) producto de la actividad minera en el Distrito Oklahoma-Kansas-Missouri en Estados Unidos. No obstante, las concentraciones aquí determinadas (46.52 ppm) se encuentran muy por debajo de los 2400 ppm asociados al daño del páncreas de las anátidos (Sileo *et al.* 2003), por lo tanto no se cree que representen un riesgo de intoxicación.

Para el Hierro, aluminio y cobre ocurre un patrón similar al zinc, pues aunque de manera experimental se han reportado afectaciones fisiológicas como deficiencias en el crecimiento en los pollos de corral expuestos a altas dosis de cobre y fierro (McGhee *et al.* 1965) y alteraciones en la reproducción de las passerinas (reducción del tamaño de nidada, formación defectuosa del cascarón y hemorragias internas en sus órganos sexuales) como consecuencia de envenenamiento por aluminio (Nyholm 1981), sus concentraciones aquí determinadas no sobrepasan los niveles más altos reportados en la literatura (Cuadro 13), por lo que no se cree que afecten la salud de los cernícalos. Las concentraciones de estos cuatro elementos esenciales (Zn, Fe, Al y Cu) podrían reflejar no tanto los niveles del ambiente (donde quiera que hayan sido adquiridos), sino la capacidad de los individuos para mantenerlos estables por medio de sus procesos homeostáticos normales, como ya se ha sugerido para los patos boludos menores (*Aythya affinis*) en la región de los grandes lagos en Estados Unidos (Custer *et al.* 2003).

Las concentraciones del plomo (2.295 ppm) y cromo (1.672 ppm) igualmente se encontraron en el promedio de los reportes en la literatura y dentro del nivel “adecuado” en las plumas de los pollos para el consumo humano en el caso del plomo (Puls 1994; Cuadro 13). El plomo es uno de los metales pesados cuyas propiedades tóxicas en las aves

han sido bien documentadas en la literatura. En las aves de vida silvestre el envenenamiento por plomo se ha relacionado con actividades mineras en paserinas (Chapa-Vargas *et al.* 2010) y con la ingesta de municiones en aves de caza, acuáticas, rapaces y carroñeras, llegando a morir si las cantidades ingeridas son altas (Fisher *et al.* 2006). Para el Cernícalo americano, Hoffman *et al.* (1985) encontraron que la intoxicación por plomo (a dosis de 125 y 625 ppm) atrofia el esqueleto, el cerebro, el hígado y los riñones, disminuyendo así el crecimiento y sobrevivencia de los pollos. Por desgracia no se tienen antecedentes de niveles clínicos de plomo en las plumas de las aves, comparando las concentraciones en el cerebro (2.5 ppm), hígado (5.5 ppm) y riñones (15.5 ppm) asociados a afectaciones fisiológicas, los niveles más altos encontradas en el Bajío Michoacano (3.58 ppm) caen dentro de este rango. Para el caso del cromo se han llevado a cabo extensos experimentos en laboratorio, utilizándolo como suplemento para mejorar la salud y la respuesta inmune e incrementar la masa muscular y de los órganos de las aves de engorda bajo condiciones estresantes (Sahin 2002, 2005, Ahmad *et al.* 2008), pudiendo causar toxicosis a concentraciones elevadas (más de 1000 ppm; Suganya *et al.* 2016), aunque no se tienen reportes de intoxicaciones por este elemento en las aves de vida silvestre. Por lo anterior, los niveles aquí detectados, tanto del plomo como del cadmio, no se cree que representen un riesgo de intoxicación para los cernícalos capturados en esta área de invernación.

El cadmio es el segundo elemento cuantificado en las plumas del Cernícalo americano que sobrepasa lo reportado en la literatura, pues su concentración de 1.257 ppm en las plumas es superada únicamente por la especie *Parus major* (0.56 - 9.3 ppm) en un área altamente contaminada en Bélgica (Janssens *et al.* 2001), lo que explica su detección en mayor cantidad en ese sitio; sin embargo, comparando con otros estudios, los niveles en el Cernícalo americano son superiores a los valores registrados para las aves rapaces en Pakistán, donde históricamente se han registrado altas concentraciones de metales pesados (Abbasi *et al.* 2014). La relevancia de la relativamente alta concentración del cadmio encontrada en las plumas de los cernícalos radica en su toxicidad, siendo considerado como una amenaza para los animales de vida silvestre, pues su ingesta

incluso en cantidades traza (0.5  $\mu\text{g}$  al día) puede influenciar en la fisiología, salud y demografía de las especies expuestas (Larison *et al.* 2000). El cadmio ha demostrado tener efectos negativos como retraso en el crecimiento, disminución en la producción de huevos, adelgazamiento del cascarón de los huevos e incremento en la mortalidad de los pollos (Scheuhammer 1987). En una revisión con estudios experimentales llevados a cabo con aves de corral, Beyer *et al.* (1996) mencionan que con dietas diarias a base de cadmio en concentraciones desde 2 hasta 450 ppm, ocasionan un incremento en la producción de metalotioneínas, disturbios en el metabolismo del fierro, zinc y calcio, alteraciones en el comportamiento y el metabolismo, daño hepático y testicular, anemia, hiperplasia de huesos e hipertrofia cardiaca y adrenal. Los niveles aquí determinados no llegan a los niveles asociados a dichas afectaciones fisiológicas (>40 ppm en el hígado y >100 en los riñones), si bien no se cuenta con evidencia de que las concentraciones en las plumas refleje los niveles de los órganos internos. La quema de neumáticos, la combustión de carbón y la utilización de fertilizantes a base de rocas fosfóricas representan algunas de las causas de su deposición en el medio (Beyer *et al.* 1996), aunque no se descarta la posibilidad de una elevada disponibilidad natural del metal en los sitios de exposición.

Entre los metales determinados en menor cantidad en este estudio se encuentran el arsénico, el vanadio y el mercurio, cuyas concentraciones (0.014, 0.005 y 0.0007 ppm, respectivamente), están muy por debajo de las cantidades reportadas para otros estudios en los que emplean las plumas como unidades de monitorización (Cuadro 13). Para el metilmercurio (forma orgánica del mercurio), Burger y Gotched (1997) mencionan que las concentraciones de 1.5 a 18 ppm en los huevos y de 5 a 40 ppm en las plumas se relacionan con alteraciones en el comportamiento y la reproducción (infertilidad, adelgazamiento del cascarón, baja eclosión, malformación de los embriones y disminución en el crecimiento y sobrevivencia de los pollos). De acuerdo a Albers *et al.* (2007), en los pollos del Cernícalo americano el metilmercurio afecta el sistema nervioso central, el crecimiento, el desarrollo y la reproducción. El arsénico es un elemento cuyas propiedades tóxicas han sido poco estudiadas en las aves, de acuerdo a Kunito *et al.* (2008), las formas inorgánicas del arsénico son más tóxicas, actuando como agentes cancerígenos y

disruptores endócrinos en las aves marinas; considerándose que a partir de los 5 ppm se relaciona con alteraciones en la salud (Camardese *et al.* 1990). Finalmente, el vanadio es un elemento esencial para el cual se tiene poca información en la literatura sobre sus niveles en los tejidos de las aves, y menos aún, sobre sus propiedades tóxicas, pues solo se cuenta con dos estudios que reportan concentraciones en las plumas en dos especies de tecolotes en Sudáfrica (Cuadro 13) y en la especie *Puffinus carneipes* en sitios de reproducción en Oceanía (Bond y Lavers 2011). Mochizuki *et al.* (1999) mencionan que en Japón las concentraciones de vanadio en el hígado y riñón de las aves acuáticas reflejan los niveles de la contaminación ambiental. Las bajas cantidades aquí cuantificadas del mercurio, arsénico y vanadio no parecen representar un riesgo para la salud de los cernícalos.

Los sitios de invernación (y posiblemente de reproducción y migración) que utilizan los cernícalos capturados en el Bajío Michoacano incluyen principalmente áreas dedicadas a la agricultura y a la ganadería, por lo que no sorprende encontrar la presencia tanto de OCs como de EPTs en sus plumas, sin embargo no se conoce el efecto que estos puedan tener sobre la salud y fisiología de los individuos, ya sea en el mediano o corto plazo, o en generaciones posteriores. Es por esto que se sugiere llevar a cabo estudios más extensivos en los que se tomen en cuenta la filopatría (con la finalidad de conocer dónde están llegando a reproducirse así como sus rutas de migración), sobrevivencia estacional y anual. De igual forma, se sugiere llevar a cabo estudios adicionales sobre los niveles de los compuestos químicos presentes en los sedimentos, cuerpos de agua e insectos y otros organismos de los cuales se alimentan tanto en sus sitios de invernación en el Bajío michoacano como en las áreas de reproducción, lo que permitiría tener un panorama más amplio e integral del ciclo de estos elementos en el ecosistema y su posible efecto en la fisiología de los cernícalos. Por otra parte, cabe señalar que la adquisición de los compuestos tóxicos en el organismo y posterior deposición en las plumas no depende únicamente de la contaminación ambiental, ya que existen otros factores propios de la biología y fisiología de la(s) especie(s) (estrés ambiental, estado de salud, condición física) que podrían incidir en las respuestas metabólicas de los individuos ante la exposición a

dichos compuestos (Pérez López *et al.* 2005). Experimentalmente se ha comprobado que aunque se les ofrezcan los mismos alimentos con dosis específicas de cierto compuesto a un grupo de hembras de aves de corral, hay una variación considerable en las concentraciones detectadas en sus huevos, mostrando marcadas diferencias tanto intraespecíficas como interespecíficas (Nisianakis *et al.* 2009).

#### CONCENTRACIÓN DE LOS CPTs ENTRE TIPOS DE AGROECOSISTEMAS Y SEXOS

Las comparaciones de los compuestos químicos por tipo de agroecosistema y por sexo representan serias dificultades a la hora de interpretar los resultados. Primero porque se trata de una especie migratoria, y como ya se ha venido mencionando, esto constituye una dificultad por no tener certeza del origen de la muda de las plumas analizadas. Segundo, porque en el paisaje de agricultura de riego sólo hay hembras presentes, mientras que en los campos mixtos temporal-matorral se capturaron tanto machos como hembras, reduciendo el tamaño de muestra para poder comparar adecuadamente entre ambos factores, como se detalla en la sección de métodos. Tercero, se tiene un tamaño de muestra relativamente pequeño como para inferir lo aquí encontrado a toda la población de cernícalos invernantes de manera segregada en el Bajío Michoacano y en el centro de México en general. Y cuarto, la ausencia de diferencias significativas en la gran mayoría de los compuestos potencialmente tóxicos entre sitios y sexos podría atribuirse a que una gran proporción de estos fueron adquiridos en los sitios de reproducción o migración, donde machos y hembras ocupan los mismos tipos de hábitats, por lo tanto, la comparación entre ambos tipos de agroecosistemas y entre sexos podrían estar enmascaradas y reflejar los niveles de otros sitios, no los propios del Bajío Michoacano.

Específicamente, los metales pesados han sido más ampliamente utilizados para comparar entre sitios contaminados y no contaminados (Nyholm *et al.* 1995, Dauwe *et al.* 2000, 2004, Bryan *et al.* 2003, Beyer *et al.* 2004, Lemus-Ramírez 2016) y entre sexos y/o edades (Kendall y Scanlon 1981, Pattee 1984, Burger y Gochfelt 1992, Janssens *et al.* 2001), dado su carácter más estático; mientras que los plaguicidas organoclorados son más frecuentemente comparados a escalas temporales, es decir, anterior y posterior a la

aplicación de determinados fertilizantes y/o plaguicidas en campos de cultivo (Henny 1977, Albert *et al.* 1989, Stendell *et al.* 1989, Muralidharan 1993), o anterior y posterior a la prohibición de los mismos en ciertas regiones (Kiff *et al.* 1979, 1980, Henny *et al.* 1983), dadas sus características de volatilización, movilidad y alta persistencia en el medio. A pesar de ser este el primer estudio que compara concentraciones de OCs y metales pesados entre sitios y entre sexos para el Cernícalo americano en un área de invernación en México, los patrones aquí encontrados no reflejan propiamente las concentraciones locales, como ya se ha venido argumentando.

Asumiendo que al menos una proporción de los CPTs fueron adquiridos en el Bajío Michoacano en ambos tipos de agroecosistemas, se determinó que los niveles de los OCs son estadísticamente similares en ambos tipos de agroecosistemas, apoyando así la hipótesis inicialmente planteada. En un ejercicio adicional se compararon las concentraciones del lindano y endosulfán I entre sitios y sexos, al presentar estos una mayor velocidad de excreción en los sistemas biológicos, sin embargo no se encontraron diferencias significativas en ningún caso, lo cual indica que aún para los plaguicidas de reciente exposición las concentraciones entre ambos tipos de agroecosistemas y sexos son similares. Al ser el Bajío Michoacano un área geográfica restringida, la disponibilidad de los plaguicidas en ella parece ser la misma en toda la región, a pesar de que en los sitios agricultura de riego se tiene un manejo agrícola más intensivo (Cuadro 4). Se cree necesario realizar comparaciones en los niveles de los OCs de especies residentes permanentes o de los pollos de las mismas para tener total certeza de un efecto de sitio respecto contaminación por COPs, en caso de encontrar diferencias. Para los metales pesados, en cambio, únicamente el arsénico y el mercurio se encontraron en mayores concentraciones en los sitios de agricultura de riego. El uso más intensivo de productos agrícolas y las descargas de aguas residuales se sugieren como los factores principales que explican la mayor concentración de estos dos elementos en los sitios de agricultura de riego (obs. pers.). No obstante, son varios los factores tanto externos (de los sitios) como internos (de la fisiología de los individuos) que podrían estar teniendo un efecto en estas diferencias encontradas, además de no conocer el origen de los metales.

En la literatura se ha encontrado un patrón general y lógico en el cual las concentraciones de metales pesados y algunos OCs son mayores en los sitios con cierto grado de contaminación en comparación con aquellos donde no se tiene una fuente de contaminación evidente o sitios de referencia (Nyholm 1994, Nyholm *et al.* 1995, Dauwe *et al.* 1999, 2000, Janssens *et al.* 2001, Bryan *et al.* 2003, Beyer *et al.* 2004, Lemus-Ramírez 2016). Dauwe *et al.* (2000) y Janssens *et al.* (2001), por ejemplo, encontraron que las concentraciones de elementos como el arsénico, plata, cadmio, cobre, plomo, cobalto, mercurio, níquel y selenio en las plumas de adultos y pollos del género *Parus* fueron significativamente mayores en el sitios cercanos a fábricas metalúrgicas respecto a lo sitio más alejados sin fuentes directas de contaminación; de manera similar, Nyholm *et al.* (1995) detectaron mayores concentraciones de cadmio, plomo y  $\Sigma$ DDT en los individuos de *Parus major* en bosques cercanos a plantas de fundición en Polonia que en bosques más alejados en Suecia. Más recientemente, en México, Chapa-Vargas *et al.* (2010) y Monzalvo-Santos *et al.* (2016) encontraron concentraciones significativamente mayores de plomo y arsénico en aves residentes en sitios expuestos a actividad minera intensa respecto a sitios de referencia en San Luis Potosí. Como ya se mencionó, en el Bajío Michoacano únicamente el arsénico y mercurio se encontraron en concentraciones significativamente mayores en los cernícalos de los sitios “presumiblemente” más contaminados (agricultura de riego), no obstante, al carecer de estudios sobre las concentraciones de compuestos tóxicos en el suelo y agua de ambos sitios, no se tiene la certeza de que un hábitat esté más contaminado que el otro, a pesar de que en los sitios de riego se tuvo un uso más intensivo de OCs de mayor toxicidad.

Los patrones respecto a las comparaciones por sexo son poco claros, pues las concentraciones de los OCs resultaron prácticamente iguales entre machos y hembras, teniendo que cuatro de las siete familias químicas ( $\Sigma$ Heptacloro,  $\Sigma$ Drines,  $\Sigma$ Endosulfán y Metoxicloro) presentaron concentraciones ligeramente mayores en los machos y las otras tres ( $\Sigma$ HCH,  $\Sigma$ DDT y  $\Sigma$ Clordano) en las hembras, aunque sin diferencias significativas. Para los metales pesados, las concentraciones fueron ligeramente más altas para los machos en ocho de los once elementos químicos detectados (zinc, cadmio, cobre, fierro, aluminio,

arsénico, mercurio y cromo), mientras que en las hembras únicamente tres (plomo, vanadio y manganeso) presentaron concentraciones mayores, sin embargo, las diferencias no resultaron significativas en ningún caso, siendo estadísticamente similares entre sexos, lo cual es consistente con la ausencia de diferencias entre sitios, al presentar la especie segregación sexual de hábitat. Posiblemente los eventos que ocurren durante la reproducción se relacionan con la ausencia de estas diferencias. Por otra parte, la variación en el rendimiento fisiológico entre sexos podría explicar los casos donde las diferencias resultaron más marcadas, aspecto que se trata en detalle en el segundo capítulo de este trabajo, pudiendo tener incluso diferencias en las capacidades de metabolización y excreción de los compuestos tóxicos (Dauwe *et al.* 1999, Bustnes *et al.* 2008) o una diferencia preferencial de presas con diferentes niveles de compuestos tóxicos (Mills 1976), sin embargo no se cuenta con evidencia que sustente estas hipótesis. Ortega-Guzmán (2015) menciona que en Bajío Michoacano los cernícalos consumen mayoritariamente insectos y ocasionalmente aves y pequeños mamíferos, pero no menciona si existen preferencias por cierto tipo de presas entre machos y hembras, la misma autora sugiera abundar en este tema en investigaciones posteriores.

Entre los pocos estudios donde se comparan las concentraciones de OCs en las plumas por edad y sexo, Espín *et al.* (2012) determinaron que para algunos plaguicidas las concentraciones fueron significativamente más altas en los adultos que en los juveniles del *Alca torda* en España, pero entre sexos no se observaron tendencias significativas para ningún compuesto, los autores lo atribuyen al hecho de que las plumas fueron colectadas durante la temporada invernal, cuando las hembras y los machos están sometidos a procesos similares de metabolismo y excreción, como ocurrió en el presente estudio; de igual forma, Dauwe *et al.* (2005) no encontraron diferencias en las concentraciones de OCs en las plumas en la especie *Parus major* entre machos y hembras, sugiriendo el pequeño tamaño de muestra como la causa probable. En el presente estudio no se pudo identificar la edad de los cernícalos, por lo que no compararon los niveles entre juveniles y adultos, sin embargo al comparar por sexo los patrones son similares a los reportados en ambos estudios, pues no se observaron tendencias claras ni diferencias significativas.

Para los metales pesados, Pattee (1984) experimentalmente descubrió que las hembras del Cernícalo americano acumulan mayores cantidades de plomo, si bien no detectó efectos adversos en sus capacidades reproductivas. Lo mismo ocurrió con las hembras en el Bajío Michoacano, pues este elemento solo fue detectado en dos hembras y ninguno en los machos, aunque no se sabe si su disposición irregular en el medio (ya sea en los sitios de invernación o reproducción) o las diferencias en las capacidades metabólicas entre machos y hembras lo explique. Asimismo, Burger y Gochfeld (1992) analizaron las concentraciones de metales pesados en las plumas del pecho del Rayador americano (*Rynchops niger*) en Estados Unidos y determinaron que las hembras tuvieron concentraciones significativamente más altas de plomo y cadmio; mientras que Janssens *et al.* (2001) no encontraron diferencias generales en la concentración de metales pesados por sexo y edad, pero si determinaron un efecto de sitio para las hembras en los sitios más contaminados, donde sus concentraciones de arsénico fueron mayores que en los machos. En el presente estudio sin embargo no se puede hablar de un efecto de sitio para los machos (pero si para las hembras para el caso del mercurio y arsénico), ya que las comparaciones entre sexos se realizaron únicamente en los campos mixtos, mientras que para las comparaciones entre sitios solo se tomaron en cuenta a las hembras, dado que en los sitios de riego únicamente se capturaron machos.

#### ACTIVIDAD DE LA ENZIMA ACETILCOLINESTERASA EN EL CERNÍCALO AMERICANO

Para el presente estudio, la medición de la actividad de la enzima acetilcolinesterasa (AChE) presenta la limitante de no poder controlar las variables tanto ambientales como de la fisiología de la especie, además de que no se cuenta con un grupo control, es decir, un sitio libre de contaminantes donde se pudiera tener una lectura basal del nivel de actividad de la enzima en la sangre y que se pudiese comparar con los resultados aquí obtenidos. Sin embargo si se pueden comparar los niveles cuantificados entre sitios y entre sexos para inferir tendencias producto de la presencia diferencial de plaguicidas organofosforados y carbámicos en la región, ya que, de acuerdo a las encuestas realizadas en los sitios de estudio, aunque el producto agrícola más ampliamente utilizado en ambos

tipos de agroecosistemas es Foley®, un insecticida piretroide de toxicidad moderada, en algunos de los sitios de agricultura de riego se tiene uso intensivo de los agroquímicos Velcron® (organofosforado) y Furadan® (carbámico), insecticidas de toxicidad alta y extremadamente alta respectivamente (Cuadro 4), por lo cual se esperaba que la actividad de la AChE fuese menor en estos sitios producto de su efecto nocivo, pues ya se ha comprobado que ambos tipos de plaguicidas inhiben su actividad enzimática tanto en el cerebro como en el plasma sanguíneo (Lionetto *et al.* 2011, Colovic *et al.* 2013). La importancia de la medición de la actividad de la AChE radica en que refleja los niveles de la contaminación locales en el torrente sanguíneo de los cernícalos en ambos tipos de agroecosistemas.

Teniendo en cuenta lo anterior, resulta complicado interpretar la tendencia encontrada respecto a la actividad de la AChE entre sitios, siendo esta estadísticamente similar en ambos tipos de agroecosistemas ( $P = 0.18$ ). Si bien la actividad promedio de la enzima resultó ser 26.67% menor en los cernícalos de los campos mixtos (0.0971 nmol/min/ $\mu$ L) respecto a los sitios de agricultura de riego (0.1324 nmol/min/ $\mu$ L). Aunque en los campos mixtos se evidencia una mayor exposición a agentes inhibidores de la AChE, no se sabe si esta diferencia resulte en un efecto adverso biológica o fisiológicamente significativo entre los cernícalos de ambos sitios, particularmente, en los campos mixtos. De cualquier forma, resulta interesante el hecho de haber encontrado este patrón contrario a lo esperado, lo cual indica que en ambos sitios los cernícalos son igualmente afectados, en caso de que estos niveles de su actividad así lo representen. Se plantea la posibilidad de que la disponibilidad de otros compuestos no registrados en este trabajo pero que igualmente podrían repercutir en la inhibición de la actividad de la AChE (como el paratión, fentión y carbofurán; Hunt *et al.* 1991, Wiemeyer y Sparling 1991), es muy similar a lo largo de la región de estudio. Así, a pesar de defender territorios durante el invierno (Hoffman y Collopy 1988), los cernícalos de ambos tipos de agroecosistemas se encuentran expuestos a la gama de productos químicos que allí se utilizan.

En lo referente al sexo, las cuantificaciones de la actividad de la AChE aquí determinadas fueron prácticamente iguales ( $P = 0.96$ ) ente machos y hembras, esto indica

que a pesar de tener un mayor tamaño y requerimiento energético, las hembras se ven igualmente afectadas que los machos (en caso de que los niveles de su actividad indiquen una disminución funcional respecto a los niveles basales normales). Rattner y Franson (1984) reportaron que en los cernícalos de ocho meses de edad expuestos a plaguicidas organofosforados y piretroides como el metil paratión y fenvalerato la actividad de la ChE en el plasma sanguíneo fue mayor en las hembras que en los machos; contrario a esto, Maul y Farris (2004) evidenciaron que la actividad de la colinesterasa (ChE) fue mayor en los machos (1.75) que en las hembras (1.48; 25.2% más baja) en una población reproductora del Cardenal norteno (*Cardinalis cardinalis*) en Arkansas, Estados Unidos, evidenciando una mayor exposición a plaguicidas organofosforados en las hembras. Se requeriría de estudios en laboratorio para probar si los insecticidas utilizados en la región como Foley®, Lorsban®, Cypervel®, Combat®, Velcron® y Furadan®, entre otros, tienen un mayor efecto nocivo y como consecuencia una depresión de la actividad de la AChE en el cerebro y plasma sanguíneo de las hembras. De igual forma, como ya se ha ido comentando, se requiere de un estudio documental más amplio en la región del Bajío Michoacano y áreas circundantes para saber cuáles productos agrícolas se están utilizando, si estos representan un riesgo para la fauna local, y de ser así, si su uso se encuentra regulado; no solo de los insecticidas organofosforados y carbámicos, sino otros tipos de compuestos tóxicos (OCs, PCBs, PBDEs, etc.) y de los desechos de las industrias. Con los niveles de la actividad de la AChE y de las bajas concentraciones de plaguicidas organoclorados y metales pesados aquí determinados no contamos con la evidencia suficiente para afirmar que los individuos del cernícalo americano invernando en el Bajío Michoacano se encuentran bajo riesgo.

## CONCLUSIONES

Al ser el Cernícalo americano una especie migratoria, no se tiene certeza del origen de los CPTs detectados en sus plumas. A pesar de presentarse ciertos factores que sugieren que al menos una parte de los plaguicidas organoclorados y metales pesados detectados en las plumas de los cernícalos reflejan los niveles del ambiente local del Bajío Michoacano, no se cuenta con evidencia para corroborarlo. Sin embargo los residuos de algunos plaguicidas como el endosulfán, el metoxicloro y el lindano pudieron haberse adquirido de manera reciente en estos sitios de invernación dada su capacidad de rápida metabolización y excreción.

Se detectó la presencia de 19 plaguicidas organoclorados agrupados en siete familias químicas ( $\Sigma$ DDT,  $\Sigma$ HCH,  $\Sigma$ Heptacoloro,  $\Sigma$ Drines,  $\Sigma$ Endosulfán,  $\Sigma$ Clordano y Metoxicloro) y de once metales pesados y semimetales (Zn, Cd, Pb, Cu, Fe, V, Mn y Cr), cuyas concentraciones fueron en general bajas o en el promedio respecto a la literatura. Únicamente el manganeso supero las concentraciones más altas hasta ahora reportadas en las plumas de otras especies de aves, aunque se encuentran por debajo de los niveles clínicos que indican un daño fisiológico, por lo que no se cree afecte a los cernícalos.

Contrario a lo que se esperaba, las concentraciones de los plaguicidas OCs y metales pesados fueron estadísticamente iguales en las hembras de ambos tipos de agroecosistemas, a excepción del mercurio y arsénico, cuyas concentraciones fueron significativamente mayores en los sitios de agricultura de riego, lo que sugiere un efecto de sitio únicamente para estos dos elementos. De igual forma, respecto a las comparaciones por sexo, las concentraciones de los compuestos químicos en los campos mixtos fueron significativamente iguales entre machos y hembras, encontrándose ambos igualmente expuestos.

A escala regional, la actividad de la AChE no mostró diferencias significativas entre ambos tipos de agroecosistemas (siendo un 26.67% menor en los cernícalos de los campos mixtos) ni entre sexos en el Bajío Michoacano. Lo que sugiere una biodisponibilidad de

sustancias inhibitorias de la enzima similar en toda la región y no de manera localizada en los sitios de riego, como inicialmente se había hipotetizado. Al desconocer los niveles normales de la actividad de la enzima, no se conoce si los valores aquí encontrados representen un factor de riesgo para la salud de la especie.

Las concentraciones de los compuestos potencialmente tóxicos, todas por debajo de los niveles asociados a las alteraciones en la salud de las aves, permiten sugerir que la población invernante del Cernícalo americano en el Bajío Michoacano no se encuentran en un riesgo de intoxicación a nivel local y no parece representar una causa de las disminuciones poblacionales que se han documentado en Norteamérica, sin embargo a nivel individual los cernícalos podrían verse afectados en el largo plazo o en las generaciones próximas, siendo necesario conocer el estado de salud actual de los cernícalos .

## LITERATURA CITADA

- Abbasi, N. A., V. L. Jaspers, 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.
- Ahmad, F., M. T. Javed, M. A. Sandhu y R. Kausar. 2004. Effects of higher levels of chromium and copper on broiler health and performance during the peak tropical summer season. *Veterinarski Arhiv*. 74: 395-408.
- Alarcón-Corredor, O. M. 2009. Los elementos traza. *Revista Médica de la Extensión Portuguesa*. 4: 107-124.
- Albers, P. H., M. T. Koterba, R. Rossmann, W. A. Link, J. B. French, R. S. Bennett y W. C. Bauer. 2007. Effects of methylmercury on reproduction in American kestrels. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 26: 1856-1866.
- Albert, L. A., C. Bárcenas, M. Ramos y E. Iñigo. 1989. Organochlorine pesticides and reduction of eggshell thickness in a black vulture *Coragyps atratus* population of the Tuxtla Valley, Chiapas, Mexico. Páginas 473-475. *En: Meyburg B. U. y R. D. Chancellor RD (eds.) Raptors in the Modern World. World Working Group of Birds of Prey, London.*
- Albert, L.A., y J. A. Benítez. 2005. Impacto ambiental de los plaguicidas en los ecosistemas costeros. Páginas: 157-176. *En: Botello, A. V., J. Rendón von Osten, G. Gold-Bouchot y C. Agraz-Hernández (eds.). Golfo de México. Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias, 2da edición. Universidad Autónoma de Campeche, UNAM, Instituto de Ecología. 696 p.*
- Albert, L. A. 2014. Los plaguicidas y sus riesgos para el ambiente. Páginas: 183- 212. *En: Botello, A. V., J. Rendón von Osten, J. A. Benítez y G. Gold- Bouchot (eds.). Golfo de México. Contaminación e impacto ambiental: Diagnóstico y Tendencias. UAC, UNAM-ICMYL, CINVESTAV-Unidad Mérida. 1176 p.*
- Alderfer, J. 2006. Complete birds of North America. National Geographic Society. Washington, D.C.
- Amiard, J. C., T. Caquet y L. Lagadic. 2000. Use of biomarkers for environmental quality assessment. CRC Press.
- Ansara-Ross, T. M., M. J. Ross y V. Wepener. 2013. The use of feathers in monitoring bioaccumulation of metals and metalloids in the South African endangered African grass-owl (*Tyto capensis*). *Ecotoxicology*. 22: 1072-1083.
- Arrona-Rivera, A. E. 2015. Detección de plaguicidas organoclorados en el tecolote bajo ( *Glaucidium brasilianum* ) en el Cerro Sonsonate, Chiapas. Tesis de maestría. Colegio de la Frontera Sur.
- Arrona-Rivera, A. E., P. L. Enríquez, L. M. García-Feria, S. A. Orellana y J. R. von Osten. 2016. Organochlorine Pesticides in the Ferruginous Pygmy Owl (*Glaucidium brasilianum*) in Chiapas, Mexico. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*. 97: 337-345.
- Bardo, L., y M. D. Bird. 2009. The use of captive American kestrels (*Falco sparverius*) as wildlife models: a review. *Journal of Raptor Research*. 43: 345-364.

- 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.
- Behrooz, R. D., A. Esmaili-Sari, S. M. Ghasempouri, N. Bahramifar y A. Covaci. 2009a. Organochlorine pesticide and polychlorinated biphenyl residues in feathers of birds from different trophic levels of South-West Iran. *Environment international*. 35: 285-290.
- Behrooz, R. D., A. Esmaili-Sari, S. M. Ghasempouri, N. Bahramifar Y S. M. Hosseini. 2009b. Organochlorine pesticide and polychlorinated biphenyl in feathers of resident and migratory birds of South-West Iran. *Archives of environmental contamination and toxicology*. 56: 803-810.
- Berger, D. D. y H. C. Muller. 1959. The Bal-Chatrri: A Trap fot the Birds of Prey. *Bird Banding*. 30: 18-26.
- 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). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 48: 108-117.
- Beyer, W. N., G. H. Heinz y A. W. Redmon-Norwood. 1996. Environmental contaminants in wildlife: interpreting tissue concentrations. SETAC special publications series. USA.
- Bloom, P. H. y W. S. Clark. 2007. Chapter 12: Capture Techniques. Páginas: 193-219. *En: Raptor Research and Management Techniques*. Institute for Wildlife Research, National Wildlife Federation. Washington, D.C.
- Blus, L., E. Cromartie, L. McNease y T. Joanen. 1979. Brown pelican: population status, reproductive success, and organochlorine residues in Louisiana, 1971–1976. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 22: 128-134.
- Blus, L. J. 1982. Further interpretation of the relation of organochlorine residues in brown pelican eggs to reproductive success. *Environmental Pollution Series A, Ecological and Biological*. 28: 15-33.
- Blus, L. J., C. J. Henny y A. J. Krynitsky. 1985. The effects of heptachlor and lindane on birds, Columbia Basin, Oregon and Washington, 1976–1981. *Science of the total environment*. 46: 73-81.
- Bond, A. L. y J. L. Lavers. 2011. Trace element concentrations in feathers of flesh-footed shearwaters (*Puffinus carneipes*) from across their breeding range. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 61: 318-326.
- Bryan, A. L., W. A. Hopkins, J. A. Baionno y B. P. Jackson. 2003. Maternal transfer of contaminants to eggs in common grackles (*Quiscalus quiscula*) nesting on coal fly ash basins. *Archives of environmental contamination and toxicology*. 45: 273-277.
- Buenrostro, O. e I. Israde. 2003. La gestión de los residuos sólidos municipales en la Cuenca del lago de Cuitzeo, México. *Revista internacional de contaminación ambiental*. 19: 161-169.
- Burger, J. 1998. Effects of lead on sibling recognition in young herring gulls. *Toxicological Sciences*. 43: 155-160.
- Burger, J. y M. Gochfeld. 1992. Heavy metal and selenium concentrations in black skimmers (*Rynchops niger*): gender differences. *Archives of environmental contamination and toxicology*. 23: 431-434.
- Burger, J. y M. Gochfeld. 1994. Behavioral impairments of lead-injected young herring gulls in nature. *Toxicological Sciences*. 23: 553-561.

- Burger, J. y M. Gochfeld. 1995. Growth and behavioral effects of early postnatal chromium and manganese exposure in herring gull (*Larus argentatus*) chicks. *Pharmacology Biochemistry and Behavior*. 50: 607-612.
- Burger, J. y M. Gochfeld. 1997. Risk, mercury levels, and birds: relating adverse laboratory effects to field biomonitoring. *Environmental Research*. 75: 160-172.
- Burger, J. y M. Gochfeld. 2000. Metal levels in feathers of 12 species of seabirds from Midway Atoll in the northern Pacific Ocean. *Science of the Total Environment*. 257: 37-52.
- Burger, J., S. Seyboldt, N. Morganstein y K. Clark. 1993. Heavy metals and selenium in feathers of three shorebird species from Delaware Bay. *Environmental Monitoring and Assessment*. 28: 189-198.
- Bustnes, J. O., P. Fauchald, T. Tveraa, M. Helberg y J. U. Skaare. 2008. The potential impact of environmental variation on the concentrations and ecological effects of pollutants in a marine avian top predator. *Environment international*. 34: 193-201.
- Cade, T. J. 2007. Exposure of California condors to lead from spent ammunition. *The journal of Wildlife management*. 71: 2125-2133.
- Calisi, A., N. Zaccarelli, M. G. Lionetto y T. Schettino. 2013. Integrated biomarker analysis in the earthworm *Lumbricus terrestris*: application to the monitoring of soil heavy metal pollution. *Chemosphere*. 90: 2637-2644.
- Calva, L. G. y M. del R. Torres, M. 1998. Plaguicidas organoclorados. *Revista Contactos*. 30: 35-46.
- Camardese, M. B., D. J. Hoffman, L. J. LeCaptain y G. W. Pendleton. 1990. Effects of arsenate on growth and physiology in mallard ducklings. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 9: 785-795.
- Chapa-Vargas, L., J. J. Mejia-Saavedra, K. Monzalvo-Santos y F. Puebla-Olivares. 2010. Blood lead concentrations in wild birds from a polluted mining region at Villa de La Paz, San Luis Potosi, Mexico. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*. 45: 90-98.
- Cid, F. D., R. I. Antón y E. Caviedes-Vidal. 2007. Organochlorine pesticide contamination in three bird species of the Embalse La Florida water reservoir in the semiarid midwest of Argentina. *Science of the Total Environment*. 385: 86-96.
- Colborn, T., F. S. Vom Saal y A. M. Soto. 1993. Developmental effects of endocrine-disrupting chemicals in wildlife and humans. *Environmental health perspectives*. 101: 378-384.
- Colovic, M. B., D. Z. Krstic, T. D. Lazarevic-Pasti, A. M. Bondzic y V. M. Vasic. 2013. Acetylcholinesterase inhibitors: pharmacology and toxicology. *Current neuropharmacology*. 11: 315-335.
- Covaci, A., M. Tutudaki, A. M. Tsatsakis y P. Schepens. 2002. Hair analysis: another approach for the assessment of human exposure to selected persistent organochlorine pollutants. *Chemosphere*. 46: 413-418.
- Custer, C. M., T. W. Custer, M. J. Anteau, A. D. Afton y D. E. Wooten. 2003. Trace elements in lesser scaup (*Aythya affinis*) from the Mississippi flyway. *Ecotoxicology*. 12: 47-54.
- Dauwe, T., L. Bervoets, R. Blust, R. Pinxten y M. Eens. 1999. Are eggshells and egg contents of great and blue tits suitable as indicators of heavy metal pollution?. *Belgian Journal of Zoology*. 129: 439-447.

- Dauwe, T., L. Bervoets, R. Blust, R. Pinxten y M. Eens. 2000. Can excrement and feathers of nestling songbirds be used as biomonitors for heavy metal pollution?. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 39: 541-546.
- Dauwe, T., L. Bervoets, R. Pinxten, R. Blust y M. Eens. 2003. Variation of heavy metals within and among feathers of birds of prey: effects of molt and external contamination. *Environmental Pollution*. 124: 429-436.
- Dauwe, T., E. Janssens, B. Kempenaers y M. Eens. 2004. The effect of heavy metal exposure on egg size, eggshell thickness and the number of spermatozoa in blue tit *Parus caeruleus* eggs. *Environmental Pollution*. 129: 125-129.
- Dauwe, T., V. Jaspers, A. Covaci, P. Schepens y M. Eens. 2005. Feathers as a nondestructive biomonitor for persistent organic pollutants. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 24: 442-449.
- Dieter, M. P. y J. L. Ludke. 1975. Studies on combined effects of organophosphates and heavy metals in birds. I. Plasma and brain cholinesterase in coturnix quail fed methyl mercury and orally dosed with parathion. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 13: 257-262.
- EPA. 2002. Persistent Organic Pollutants: A Global Issue, A Global Response. United States Environmental Protection Agency. EPA 160-F-02-001. 23 p.
- Erickson, M. G. y D. M. Hoppe. 1979. An octagonal Bal-Chatri trap for small raptors. *Raptor Research*. 13: 36-38.
- Espina, S. y C. Vanegas. 2005. Ecotoxicología y contaminación, p. 79-120. *En: Botello, A. V., J. Rendón-von Osten, G. Gold-Bouchot y C. Agraz-Hernández (eds.). Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias, 2da Edición. UAC, UNAM, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.*
- Espín, S. 2010. Plumas como herramienta de biomonitorización no destructiva de plaguicidas organoclorados: Aplicación a la pluma de Alca común (*Alca torda*). Tesis de maestría. Universidad de Murcia, España.
- Espín, S., E. M. López, P. M. Mojica y A. J. G. Fernández. 2010. Desarrollo de un método analítico para la extracción de plaguicidas organoclorados en plumas. *En: Anales de Veterinaria de Murcia*. Vol. 26, pp. 77-90.
- Espín, S., E. Martínez-López, P. María-Mojica y A. J. García-Fernández. 2012. Razorbill (*Alca torda*) feathers as an alternative tool for evaluating exposure to organochlorine pesticides. *Ecotoxicology*. 21: 183-190.
- Espín, S. 2013. Biomonitorización de contaminantes ambientales persistentes y evaluación de efectos subletales en aves silvestres: uso de plumas y biomarcadores de estrés oxidativo. Tesis de doctorado. Universidad de Murcia, España.
- Eulaers, I., A. Covaci, D. Herzke, M. Eens, C. Sonne, T. Moum, L. Schnug, S. A. Hanssen, T. V. Johnsen, J. O. Bustnes y V. L. Jaspers. 2011. A first evaluation of the usefulness of feathers of nestling predatory birds for non-destructive biomonitoring of persistent organic pollutants. *Environment international*. 37: 622-630.

- Fasola, M., P. A. Movalli y C. Gandini. 1998. Heavy metal, organochlorine pesticide, and PCB residues in eggs and feathers of herons breeding in northern Italy. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 34: 87-93.
- Farmer, C. J., L. J. Goodrich, E. Ruelas Inzunza y J. P. Smith. 2008. Conservation Status of North America's Birds of Prey. *State of North America's Birds of Prey. Series in Ornithology*. 3: 303-420.
- Ferguson-Lees, J. y D. A. Christie. 2001. *Raptors of the world*. Princeton University Press. Princeton, New Jersey, USA.
- Fernández, A., M. Yarto y J. Castro. 2004. *Las sustancias tóxicas persistentes*. Instituto Nacional de Ecología-SEMARNAT. México.
- Fernie, K. J., J. L. Shutt, R. J. Letcher, I. J. Ritchie y D. M. Bird. 2009. Environmentally Relevant Concentrations of DE-71 and HBCD Alter Eggshell Thickness and Reproductive Success of American Kestrels. *Environmental Science & Technology*. 43: 2124-2130.
- Fernie, K. J., J. L. Shutt, R. J. Letcher, J. I. Ritchie, K. Sullivan y D. M. Bird. 2008. Changes in Reproductive Courtship Behaviors of Adult American Kestrels (*Falco sparverius*) Exposed to Environmentally Relevant Levels of the Polybrominated Diphenyl Ether Mixture, DE-71. *Toxicological Sciences*. 102: 171-178.
- Fernie, K. J., J. L. Shutt, J. L. Mayne, G. Mayne, D. Hoffman, R. J. Letcher, K. G. Drouillard y I. J. Ritchie. 2005. Exposure to Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs): Changes in Thyroid, Vitamin A, Glutathione Homeostasis, and Oxidative Stress in American Kestrels (*Falco sparverius*). *Toxicological Sciences*. 88: 375-383.
- Fildes, K., L. B. Astheimer, P. Story, W. A. Buttemer y M. J. Hooper. 2006. Cholinesterase response in native birds exposed to fenitrothion during locust control operations in eastern Australia. *Environmental toxicology and chemistry*. 25: 2964-2970.
- Fildes, K., J. K. Szabo, M. J. Hooper, W. A. Buttemer y L. B. Astheimer. 2009. Plasma cholinesterase characteristics in native Australian birds: significance for monitoring avian species for pesticide exposure. *Emu*. 109: 41-47.
- Finck, A. 1988. *Fertilizantes y fertilización: fundamentos y métodos para la fertilización de los cultivos*. Reverté. Barcelona.
- Fischer, D. L., K. L. Ellis y R. J. Meese. 1984. Winter Habitat Selection of Diurnal Raptors in Central Utah. *Raptor Research*. 18: 98-102.
- Fisher, I. J., D. J. Pain y V. G. Thomas. 2006. A review of lead poisoning from ammunition sources in terrestrial birds. *Biological conservation*. 131: 421-432.
- Fleming, W. J. 1981. Recovery of brain and plasma cholinesterase activities in ducklings exposed to organophosphorus pesticides. *Archives of environmental contamination and toxicology*. 10: 215-229.
- Fleming, W. J. y T. J. O'Shea. 1980. Influence of a local source of DDT pollution on statewide DDT residues in waterfowl wings, northern Alabama, 1978-79. *Pesticides monitoring journal*. 14: 86-89.
- Fry, D. M. 1995. Reproductive effects in birds exposed to pesticides and industrial chemicals. *Environmental Health Perspectives*. 103(Suppl 7): 165-171.

- Furness, R. W. 1996. Cadmium in birds. *Environmental contaminants in wildlife: interpreting tissue concentrations*. Lewis, Boca Raton. p. 389-404.
- García-Fernández, A. J., S. Espín y E. Martínez-López. 2013. Feathers as a biomonitoring tool of polyhalogenated compounds: a review. *Environmental science & technology*. 47: 3028-3043.
- Garg, U. K., A. K. Pal, J. G. Jha y S. B. Jadhao. 2004. Haemato-biochemical and immunopathophysiological effects of chronic toxicity with synthetic pyrethroid, organophosphate and chlorinated pesticides in broiler chicks. *International immunopharmacology*. 4: 1709-1722.
- Goldberg, E. D. 1995. Emerging problems in the coastal zone for the twenty-first century. *Marine Pollution Bulletin*. 31: 152-158.
- Gómez-Ramírez, P., E. Martínez-López, A. J. García-Fernández, A. J. Zweers y N. W. Van den Brink. 2012. Organohalogen exposure in a Eurasian Eagle owl (*Bubo bubo*) population from Southeastern Spain: Temporal-spatial trends and risk assessment. *Chemosphere*. 88: 903-911.
- Granados-Ramírez, R. y M. P. Longar. 2008. Variabilidad pluvial, agricultura y marginación en el estado de Michoacán. *Análisis Económico*. 54: 283-303.
- Hall, J. E., Y. A. Greichus y K. E. Severson. 1971. Effects of aldrin on young pen-reared pheasants. *The Journal of Wildlife Management*. 35: 429-434.
- Heling H. H. y M. Sánchez. 2001. VI. Presas, canales y cajas de agua: la tecnología hidráulica en El Bajío mexicano. Palerm Viqueira, Jacinta and Martínez Saldaña, Tomás. [97], 2000 Colegio de Postgraduados y Plaza y Valdés.
- Heinz, G. 1974. Effects of low dietary levels of methyl mercury on mallard reproduction. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 11: 386-392.
- Henny, Ch. J. 1977. Birds of prey, DDT, and Tussock Moths in Pacific Northwest. *Fortysecond North American Wildlife Conference*. Washington, D.C.
- Henny, C. J., F. P. Ward, K. E. Riddle y R. M. Prouty. 1982. Migratory peregrine falcons, *Falco peregrinus*, accumulate pesticides in Latin America during winter. *Canadian field-naturalist*. Ottawa ON. 96: 333-338.
- Henny, C. J., L. J. Blus y C. J. Stafford. 1983. Effects of heptachlor on American kestrels in the Columbia Basin, Oregon. *The Journal of Wildlife Management*. 47: 1080-1087.
- Henny, C. J., J. L. Kaiser, R. A. Grove, R. B. L. Johnson y R. J. Letcher. 2009. Polybrominated diphenyl ether flame retardants in eggs may reduce reproductive success of ospreys in Oregon and Washington, USA. *Ecotoxicology*. 18: 802-813.
- Hoffman, M. L. y M. W. Collopy. 1988. Historical Status of the American kestrel (*Falco sparverius paulus*) in Florida. *Wilson Bulletin*. 100: 91-107.
- Hoffman, D. J. y J. M. Moore. 1979. Teratogenic effects of external egg applications of methyl mercury in the mallard, *Anas platyrhynchos*. *Teratology*. 20: 453-461.
- Hoffman, D. J., J.C. Franson, O. H. Pattee, C. M. Bunck y A. Anderson. 1985. Survival, growth, and accumulation of ingested lead in nestling American kestrels (*Falco sparverius*). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 14: 89-94.
- Hoffman, D. J., M. J. Melancon, P. N. Klein, C. P. Rice, J. D. Eisemann, R. K. Hinnes, J. W. Spann y G. W. Pendleton. 1996. Developmental Toxicity of PCB 126 (3,3',4,4',5-Pentachlorobiphenyl) in Nestling American Kestrels (*Falco sparverius*). *Fundamental and applied toxicology*. 34: 188-200.

- Holmes, S. B. y P. T. Boag. 1990. Inhibition of brain and plasma cholinesterase activity in zebra finches orally dosed with fenitrothion. *Environmental toxicology and chemistry*. 9: 323-334.
- Howell, S. N. G. 2010. *Molt in North American Birds*. Houghton Mifflin Harcourt.
- Howell, S. N. G. y S. Webb. 1995. *A guide to the birds of Mexico and Northern Central America*. Oxford University Press. New York.
- Hunt, K. A., D. M. Bird, P. Mineau y L. Shutt. 1991. Secondary poisoning hazard of fenthion to American kestrels. *Archives of environmental contamination and toxicology*. 21: 84-90.
- INAFED. 2005. Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal. *La Enciclopedia de los Municipios de México: Estado de Michoacán*.
- Iñigo, E. E. y R. W. Risebrough. 1989. Patterns of current pesticide use in Mexico. *Raptors in the Modern World*. World Working Group of Birds of Prey. London. P. 469-471.
- 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.
- Jaspers, V. L. B., S. Voorspoels, A. Covaci y M. Eens. 2006. Can predatory bird feathers be used as a non-destructive biomonitoring tool of organic pollutants?. *Biology letters*. 2: 283-285.
- Jaspers, V. L. B., S. Voorspoels, A. Covaci, G. Lepoint y M. Eens. 2007. Evaluation of the usefulness of bird feathers as a non-destructive biomonitoring tool for organic pollutants: a comparative and meta-analytical approach. *Environment International*. 33: 328-337.
- Jiménez, B. E. 2005. *La contaminación ambiental en México*. Editorial Limusa. México D.F.
- JMP®, Version 6.0. SAS Institute Inc., Cary, NC. 1989-2007.
- Kamrin, M. A. 1997. *Pesticide profiles: toxicity, environmental impact, and fate*. CRC press.
- Kaufman, K. 2017. Ken Kaufman's Notebook: <http://www.audubon.org/news/being-good-american-kestrel-dad-comes-cost>. Acceado en julio de 2017.
- Keller, J. M., J. R. Kucklick y P. D. McClellan-Green. 2004. Organochlorine contaminants in Lofferhead sea turtle blood: Extraction techniques and distriburion among plasma ans red blood: Extraction techniques and distribution among plasma and red blood cells. *Achieves of Environmental Contamination and Toxicology*. 46:254-264.
- Kendall, R. J. y P. F. Scanlon. 1981. Effects of chronic lead ingestion on reproductive characteristics of ringed turtle doves *Streptopelia risoria* and on tissue lead concentrations of adults and their progeny. *Environmental Pollution (Series A)*. 26: 203-213.
- Kiff, L. y D. B. Peakall. 1980. Eggshell thinning and organochlorine residues in the bat and aplomado falcons in Mexico. In *Congressus Internationalis Ornithologici*. 17: 949-952.
- Kiff, L. F., D. B. Peakall y S. R. Wilbur. 1979. Recent changes in California Condor eggshells. *The Condor*. 81: 166-172.
- Kunito, T., R. Kubota, J. Fujihara, T. Agusa y S. Tanabe. 2008. Arsenic in marine mammals, seabirds, and sea turtles. En: *Reviews of environmental contamination and toxicology* (pp. 31-69). Springer New York.
- Larison, J. R., G.E. Likens, J. W. Fitzpatrick y J. G. Crock. 2000. Cadmium toxicity among wildlife in the Colorado Rocky Mountains. *Nature*. 406: 181-183.

- Lemus-Ramírez, K. I. 2016. Efecto remanente de la industria minera en comunidades de aves de bosque templado del estado de Michoacán, México. Tesis de Maestría. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.
- Lewis, S. A. y R. W. Furness. 1991. Mercury accumulation and excretion in laboratory reared black-headed gull *Larus ridibundus* chicks. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 21: 316-320.
- Lincer, J. L. y B. McDuffie. 1974. Heavy metal residues in the eggs of wild American kestrels (*Falco sparverius* Linn). *Bulletin of environmental contamination and toxicology*. 12: 227-232.
- Lincer, J. L. 1975. DDE-Induced Eggshell-thinning in the American Kestrel: A Comparison of the Field Situation and Laboratory Research. *Journal of Applied Ecology*. 12: 781-793.
- Lionetto, M. G., R. Caricato, A. Calisi y T. Schettino. 2011. Acetylcholinesterase inhibition as a relevant biomarker in environmental biomonitoring: new insights and perspectives. *En: Ecotoxicology around the globe*. 87-115.
- Liu, X. F., L. M. Zhang, H. N. Guan, Z. W. Zhang y S. W. Xu. 2013. Effects of oxidative stress on apoptosis in manganese-induced testicular toxicity in cocks. *Food and chemical toxicology*. 60: 168-176.
- Ludke, J. L., E. F. Hill y M. P. Dieter. 1975. Cholinesterase (ChE) response and related mortality among birds fed ChE inhibitors. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 3: 1-21.
- Lucia, M., J. M. André, K. Gontier, N Diot, J Veiga y S. Davail. 2010. Trace element concentrations (mercury, cadmium, copper, zinc, lead, aluminium, nickel, arsenic, and selenium) in some aquatic birds of the Southwest Atlantic Coast of France. *Archives of environmental contamination and toxicology*. 58: 844-853.
- Mandal, A., S. Chakraborty y P. Lahiri. 1986. Hematological changes produced by lindane ( $\gamma$ -HCH) in six species of birds. *Toxicology*. 40: 103-111.
- Martínez-López, E., S. Espín, F. Barbar, S. A. Lambertucci, P. Gómez-Ramírez y A. J. García-Fernández. 2015. Contaminants in the southern tip of South America: Analysis of organochlorine compounds in feathers of avian scavengers from Argentinean Patagonia. *Ecotoxicology and environmental safety*. 115: 83-92.
- Maslin, P. y R. M. Maier. 2000. Rhamnolipid-enhanced mineralization of phenanthrene in organic-metal co-contaminated soils. *Bioremediation Journal*. 4: 295-308.
- Maul, J. D. y J. L. Farris. 2004. The effect of sex on avian plasma cholinesterase enzyme activity: A potential source of variation in an avian biomarker endpoint. *Archives of environmental contamination and toxicology*. 47: 253-258.
- McGhee, F., C. R. Creger y J. R. Couch. 1965. Copper and iron toxicity. *Poultry Science*. 44: 310-312.
- McKernan, M. A., B. A. Rattner, R. C. Hale y M. A. Ottinger. 2009. Toxicity of Polybrominated Diphenyl Ethers (DE-71) in Chicken (*Gallus gallus*), Mallards (*Anas platyrhynchos*), and American Kestrel (*Falco sparverius*) Embryos and Hatchlings. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 28: 1007-1017.
- Mills, G. S. 1976. American kestrel Sex Ratios and Habitat Separation. *The Auk*. 93: 740-748.
- Mitra, A., C. Chatterjee y F. B. Mandal. 2011. Synthetic chemical pesticides and their effects on birds. *Research Journal of Environmental Toxicology*. 5: 81-96.

- Mochizuki, M., F. Ueda, S. Sasaki y R. Hondo. 1999. Vanadium contamination and the relation between vanadium and other elements in wild birds. *Environm. pollution*. 106: 249-251.
- Monzalvo-Santos, K., M. C. Alfaro-De la Torre, L. Chapa-Vargas, J. Castro-Larragoitia y R. Rodríguez-Estrella. 2016. Arsenic and lead contamination in soil and in feathers of three resident passerine species in a semi-arid mining region of the Mexican plateau. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*. 51: 825-832.
- Mora, M. A. 1997. Transboundary pollution: persistent organochlorine pesticides in migrant birds of the southwestern United States and Mexico. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 16: 3-11.
- Mora, M. A., C. Baxter, J. L. Sericano, A. B. Montoya, J. C. Gallardo y J. R. Rodríguez-Salazar. 2011. PBDEs, PCBs, and DDE in eggs and their impacts on aplomado falcons (*Falco femoralis*) from Chihuahua and Veracruz, Mexico. *Environmental pollution*. 159: 3433-3438.
- Movalli, P. A. 2000. Heavy metal and other residues in feathers of laggar falcon *Falco biarmicus* jugger from six districts of Pakistan. *Environmental Pollution*. 109: 267-275.
- Muralidharan, S. 1993. Aldrin poisoning of Sarus cranes (*Grus antigone*) and a few granivorous birds in Keoladeo National Park, Bharatpur, India. *Ecotoxicology*. 2: 196-202.
- 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 of lesser kestrels (*Falco naumanni*). *Environ. pollution*. 82: 201-205.
- Newton, I. y M. B. Haas. 1988. Pollutants in merlin eggs and their effects on breeding. *British Birds*. 81: 258-269.
- Newton, I. 1998. Pesticides and Pollutants. 407-477 pp. *En: Population limitation in birds*. Academic Press. California, EUA.
- Newton, I. 2004. The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. *Ibis*. 146: 579-600.
- Nies, D. H. 1999. Microbial heavy-metal resistance. *Applied microbiology and biotechnology*. 51: 730-750.
- Nighat, S., S. Iqbal, M. S. Nadeem, T. Mahmood y S. I. Shah. 2013. Estimation of heavy metal residues from the feathers of Falconidae, Accipitridae, and Strigidae in Punjab, Pakistan. *Turkish Journal of Zoology*. 37: 488-500.
- Nisianakis, P., I. Giannenas, A. Gavriil, G. Kontopidis e I. Kyriazakis. 2009. Variation in trace element contents among chicken, turkey, duck, goose, and pigeon eggs analyzed by inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS). *Biological trace element research*. 128: 62-71.
- Nyholm, N. E. I. 1981. Evidence of involvement of aluminum in causation of defective formation of eggshells and of impaired breeding in wild passerine birds. *Environmental Research*. 26: 363-371.
- Nyholm, N. E. I. 1994. Heavy metal tissue levels, impact on breeding and nestling development in natural populations of pied flycatcher (*Aves*) in the pollution gradient from a smelter. pp 373-382. *En: Donker, M. H., H. Eijsackers Y F. Heimbach (eds). Ecotoxicology of soil organisms*. Lewis Publ. Chelsea, USA.

- Nyholm, N. E. I., K. Sawicka-Kapusta, R. Swiergosz y B. Laczewska. 1995. Effects of environmental pollution on breeding populations of birds in southern Poland. *Water, Air, & Soil Pollution*. 85: 829-834.
- Ortega-Guzmán, L. 2015. Ecología invernal del Cernícalo americano (*Falco sparverius*): Determinación de su cronología migratoria, segregación de hábitat por sexo y conducta de forrajeo en el Bajío Michoacano. Tesis de Maestría. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.
- Parra-Ochoa, E. 2014. Aves silvestres como bioindicadores de contaminación ambiental y metales pesados. *Revista CES Salud Pública*. 5: 59.
- Pattee, O. H. 1984. Eggshell thickness and reproduction in American kestrels exposed to chronic dietary lead. *Archives of environmental contamination and toxicology*. 13: 29-34.
- Peakall, D. B. 1970. Pesticides and the reproduction of birds. *Scientific American*. Vol. 222, issue 4, pp. 72-78.
- Peakall, D. B. 1993. DDE-induced eggshell thinning: an environmental detective story. *Environmental Reviews*. 1: 13-20.
- Pérez López, M., F. Cid Galán, D. Hernández Moreno, A. L. Oropesa Jiménez, A. 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 "Prestige" en la costa de Galicia. *Revista de Toxicología*. 22: 191-199.
- Peterson, R. T. y E. L. Chalif. 1989. *Aves de Mexico*. Editorial Diana. México, D.F.
- Porter, R. D. y S. N. Wiemeyer. 1969. Dieldrin and DDT: effects on sparrow hawk eggshells and reproduction. *Science*. 165: 199-200.
- Porter, R. D. y S. N. Wiemeyer. 1972. DDE at low dietary levels kills captive American kestrels. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*. 8: 193-199.
- Puls, R. 1994. Mineral levels in animal health diagnostic data. Trinity Western University Press, Canada.
- Qamar, A. B., M. Z. Khan, A. Khan, M. K. Saleemi e I. Javed. 2012. Endosulfan (Thiodan® EC 35) induced toxico-pathological effects in male Japanese quails (*Coturnix japonica*). *Journal of the National Science Foundation of Sri Lanka*. 40: 97-105.
- R Core Team 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>
- Rajaei, F., A. E. Sari, N. Bahramifar, M. Savabieasfahani y M. Ghasempouri. 2011. Persistent organic pollutants in muscle and feather of ten avian species from Māzandarān Province of Iran, on the coast of the Caspian Sea. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*. 87: 678-683.
- Rattner, B. A. y J. C. Franson. 1984. Methyl parathion and fenvalerate toxicity in American kestrels: Acute physiological responses and effects of cold. *Canadian journal of physiology and pharmacology*. 62: 787-792.
- Rivera-Rodríguez, L. B., R. Rodríguez-Estrella, J. J. Ellington y J. J. Evans. 2007. Quantification of low levels of organochlorine pesticides using small volumes ( $\leq 100\mu\text{l}$ ) of plasma of wild birds through gas chromatography negative chemical ionization mass spectrometry. *Environmental pollution*. 148: 654-662.

- Rivera-Rodríguez, L. B. y R. Rodríguez-Estrella. 2011. Incidence of organochlorine pesticides and the health condition of nestling ospreys (*Pandion haliaetus*) at Laguna San Ignacio, a pristine area of Baja California Sur, Mexico. *Ecotoxicology*. 20: 29-38.
- Roy, C., G. Grolleau, S. Chamoulaud y J. L. Rivièrè. 2005. Plasma B-esterase activities in European raptors. *Journal of Wildlife Diseases* 41: 184-208.
- Rueda, L., A. V. Botello y G. Díaz. 1997. Presencia de plaguicidas organoclorados en dos sistemas lagunares del estado de Chiapas, México. *Revista internacional de contaminación ambiental*. 13: 55-61.
- Sahin, K., N. Sahin, M. Onderci, F. Gursu y G. Cikim. 2002. Optimal dietary concentration of chromium for alleviating the effect of heat stress on growth, carcass qualities, and some serum metabolites of broiler chickens. *Biological Trace Element Research*. 89: 53-64.
- Sahin, N., K. Sahin, M. Onderci, M. F. Gursu, G. Cikim, J. Vijaya y O. Kucuk. 2005. Chromium picolinate, rather than biotin, alleviates performance and metabolic parameters in heat-stressed quail. *British poultry science*. 46: 457-463.
- Scheuhammer, A. M. 1987. The chronic toxicity of aluminium, cadmium, mercury, and lead in birds: a review. *Environmental Pollution*. 46: 263-295.
- Sileo, L., W. N. Beyer y R. Mateo. 2003. Pancreatitis in wild zinc-poisoned waterfowl. *Avian pathology*. 32: 655-660.
- Smallwood, J. A. 1988. A mechanism of Sexual Segregation by Habitat in American Kestrels (*Falco sparverius*) wintering in South-central Florida. *The Auk*. 105: 36-46.
- Smallwood, J. A. 1989. Age Determination of American Kestrels: A Revised Key (Clave revisada para determinar la edad en *Falco sparverius*). *Journal of Field Ornithology*. 60: 510-519.
- Smallwood J. A. y D. M. Bird. 2002. American Kestrel (*Falco sparverius*), *The birds of North America Online* (A. Pole, Ed.), Ithaca: Cornell Lab of Ornithology.
- Smallwood, J. A., con extractos de Varland, D. E., J. A. Smallwood, L. S. Young y M. N. Kochert. 2007. Marking techniques. Páginas: 221-236. En: D. M. Bird y K. L. Bildstein, editores. *Raptor research and management techniques*. Handbook House. Surrey, BC, Canada.
- 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.
- Stendell, R. C., W. N. Beyer y R. A. Stehn. 1989. Accumulation of lead and organochlorine residues in captive American kestrels fed pine voles from apple orchards. *Journal of wildlife diseases*. 25: 388-391.
- Stansley, W. y D. E. Roscoe. 1999). Chlordane poisoning of birds in New Jersey, USA. *Environmental toxicology and chemistry*. 18: 2095-2099.
- Stewart, D. K. y K. G. Cairns. 1974. Endosulfan persistence in soil and uptake by potato tubers. *Journal of agricultural and food chemistry*. 22: 984-986.
- Stickel, W. H., L. F. Stickel y F. B. Coon. 1970. DDE and DDD residues correlated with mortality of experimental birds. *Halos and Associates*. 287 – 294.
- Stickel, W. H., W. L. Reichel y D. L. Hughes. 1979. Endrin in birds: lethal residues and secondary poisoning. p. 397-406. Elsevier/North Holland. New York.

- Stotz, N. G. y L. J. Goodrich. 1989. Sexual Differences in Timing of American Kestrel Migration at Hawk Mountain Sanctuary, Pa. *Journal of Raptor Research*. 23: 167-171.
- Suganya, T., S. Senthilkumar, K. Deepa, J. Muralidharan, P. Sasikumar y N. Muthusamy. 2016. Metal Toxicosis in Toultry – A Review. *International Journal of Science, Environment and Technology*. 5: 515 – 524.
- Tanabe, S., K. Senthilkumar, K. Kannan y A. N. Subramanian. 1998. Accumulation features of polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in resident and migratory birds from South India. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 34: 387-397.
- Tinajero, R. y R. Rodríguez-Estrella. 2012. Efectos de la fragmentación del matorral desértico sobre poblaciones del aguililla cola-roja y el cernícalo americano en Baja California Sur, México. *Acta zoológica mexicana*. 28: 427-446.
- Trudeau, S., P. Mineau, G. Sans Cartier, G. Fitzgerald, L. Wilson, C. Wheler y L. D. Knopper. 2007. Using dried blood spots stored on filter paper to measure cholinesterase activity in wild avian species. *Biomarkers*. 12: 145-154.
- 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.
- Tsygankov, V. Y., M. D. Boyarova y O. N. Lukyanova. 2014. Organochlorine Pesticides in Fulmar (*Fulmarus glacialis* Linnaeus, 1761) from the Coast of Eastern Kamchatka and the Kuril Islands. *Achievements in the Life Sciences*. 8: 61-64.
- Walters, J. R., S. R. Derrickson, D. Michael Fry, S. M. Haig, J. M. Marzluff y J. M. Wunderle Jr. 2010. Status of the California condor (*Gymnogyps californianus*) and efforts to achieve its recovery. *The Auk*, 127: 969-1001.
- Wania, F. y D. Makay. 1996. Tracking the Distribution of Persistent Organic Pollutants. *Environmental Science & Technology*. 30: 390-396.
- Wiemeyer, S. N. y J. L. Lincer. 1987. The use of kestrels in toxicology. P. 165-178. *En: Bird, D. M. y R. Bowman (Eds.). The ancestral kestrel. Raptor Research Reports No. 6. Raptor Research Foundation Inc. y Macdonald Raptor Research Centre of McGill University. Ste. Anne de Bellevue, QC Canada.*
- Wiemeyer, S. N. y R. D. Porter. 1970. DDE thins eggshells of captive American Kestrels. *Nature*. 227: 737-738.
- Wiemeyer, S. N. y D. W. Sparling. 1991. Acute toxicity of four anticholinesterase insecticides to American kestrels, eastern screech-owls and Northern Bobwhites. *Environmental toxicology and chemistry*. 10: 1139-1148.
- Winnie W. W. 1983. Variaciones regionales en la fecundidad y la migración en el estado de Michoacán. Universidad de Guadalajara.
- Wuana, R. A. y F. E. Okieimen. 2011. Heavy metals in contaminated soils: a review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. *Isrn Ecology*, 2011.

## CAPÍTULO II

# Desempeño fisiológico de individuos invernantes del Cernícalo americano (*Falco sparverius*) y su relación con la concentración de compuestos potencialmente tóxicos en agroecosistemas del Bajío Michoacano

### RESUMEN

En el medio silvestre las aves se enfrentan a factores adversos tanto medioambientales como antropogénicos (como la presencia de compuestos potencialmente tóxicos) que pueden afectar su desempeño fisiológico, potenciando el nivel de estrés, reduciendo su condición física y haciéndolas más susceptibles a enfermedades. El objetivo de este capítulo fue la descripción de indicadores de desempeño fisiológico con relación a las concentraciones de compuestos potencialmente tóxicos o CPTs (plaguicidas organoclorados y metales pesados) previamente determinados. Se describió el perfil leucocitario, la prevalencia de hemoparásitos (hemosporidios), la parasitemia, la proporción heterófilos/ linfocitos (o índice H/L, un indicador confiable de estrés fisiológico) y el índice de masa escalado (IME, un indicador de la condición física) y se compararon entre tipos de agroecosistemas y sexos. Adicionalmente el índice H/L, el IME y la actividad de la AChE fueron relacionadas con las concentraciones de endosulfán, clordano, Zn, Fe, Al, Mn y parasitemia (como variable independiente) mediante modelos lineales generalizados. Encontramos que *Haemoproteus tinnunculi* fue el único hemosporidio detectado en 32 (76.2%) de los 42 cernícalos analizados; la prevalencia resultó estadísticamente igual entre ambos tipos de agroecosistemas y entre sexos; mientras que la parasitemia fue mayor en los individuos de los campos mixtos en comparación con los de los sitios de agricultura de riego, y mayor en los machos que en las hembras, aunque las diferencias no resultaron significativas. Los indicadores de rendimiento fisiológico dieron cuenta de que: 1) El nivel de estrés fisiológico (índice H/L) fue mayor en individuos de los campos mixtos en contraste con los de los sitios de agricultura de riego, y por sexo, mayor en hembras que en machos; 2) la condición corporal (IME) resultó mayor en los cernícalos de los sitios de agricultura de riego en comparación con los de los campos mixtos, y por sexo, igual en machos y hembras. El manganeso, el hierro y el clordano se incluyeron como el mejor modelo que explica un menor nivel de estrés fisiológico; por otro lado, el manganeso por si solo mostró una relación positiva con la actividad de la AChE; mientras que el endosulfán se relacionó con una disminución en la condición física. Excepto por esto último, las tendencias encontradas para estrés fisiológico y la actividad AChE fueron contrarias a lo esperado, por lo que no se puede concluir de manera contundente sobre el efecto negativo de los CPTs en el desempeño fisiológico de los cernícalos, siendo necesarios estudios adicionales para comprender de manera más clara el cómo dichos compuestos pueden comprometer la salud de los cernícalos durante su estancia invernal en esta región del centro de México y durante el ciclo anual.

**Palabras clave:** *Falco sparverius*, perfil leucocitario, prevalencia, parasitemia, índice de masa escalado, índice H/L, AChE, compuestos potencialmente tóxicos, Bajío Michoacano.

## CHAPTER II

# Physiological performance of wintering individuals of the American kestrel (*Falco sparverius*) and its relation with concentration of potentially toxic compounds in agroecosystems of the Bajío Michoacano region

### ABSTRACT

In the wild, birds face both environmental and anthropogenic adverse factors (such as the presence of potentially toxic compounds) that might affect their physiological performance, raising the level of stress, reducing their body condition and making them more susceptible to disease. The objective of this chapter was to describe indicators of physiological performance in relation to the concentrations of potentially toxic compounds or PTCs (organochlorine pesticides and heavy metals) previously determined. We described the leukocyte profile, prevalence of hemoparasites (haemosporidia), parasitemia, heterophil/lymphocyte ratio (or H/L index, a reliable indicator of physiological stress) and scaled mass index (SMI, an effective indicator of body condition) and compared them between agroecosystem types and sexes. Additionally, H/L, IME and AChE activity were related to concentrations of endosulfan, chlordane, Zn, Fe, Al, Mn and parasitemia (as an independent variable) using generalized linear models. We found that *Haemoproteus tinnunculi* was the only haemosporidium detected in 32 (76.2%) of the 42 kestrels analyzed; prevalence did not differ statistically between agroecosystems types and between sexes; while parasitemia was higher in individuals from mixed field compared to those at irrigation sites, and higher in males than females, but differences were not significant. Physiological performance indicators showed that: 1) the level of physiological stress (H/L index) was higher in individuals from mixed fields in contrast to those of irrigation agriculture sites, and higher in females than males; 2) body condition (SMI) of kestrels was higher at irrigation agriculture sites compared to those at mixed fields, with no differences between males and females. Manganese, iron and chlordane were included as the best model associated to lower level of physiological stress; on the other hand, manganese alone showed a positive relationship with AChE activity; while endosulfan was associated with a decrease in body condition. Except for the later, the trends found for physiological stress and AChE activity were contrary to expected, so it is not possible to strongly conclude on the negative effect of CPTs on the physiological performance of kestrels, being necessary additional research to better understand how these compounds can compromise the health of kestrels during their winter stay at this region of central Mexico and during the annual cycle.

**Key words:** *Falco sparverius*, leukocyte profile, prevalence, parasitemia, body condition, physiological stress, AChE, potentially toxic compounds, Bajío Michoacano.

## INTRODUCCIÓN

Las aves en su medio silvestre enfrentan diariamente una lucha constante para sobrevivir; requieren estar alertas ante la presencia de depredadores, para la defensa de territorios, la búsqueda constante de alimento, de sitios de anidación, de pareja, etc. Además emprenden procesos como la muda, migración y reproducción, por lo que continuamente están sometidas, en mayor o menor medida, a condiciones de estrés fisiológico (Vleck *et al.* 2000). Además de factores ambientales naturales, las aves se ven afectadas por factores derivados de actividades antropogénicas que pueden afectar su salud y desempeño fisiológico, potenciando el nivel de estrés, afectando su condición física y haciéndolas más susceptibles a enfermedades (Dhabhar 2002), como por ejemplo a causa de la presencia de compuestos tóxicos (Smith *et al.* 2007, Wuana y Okieimen 2011). Es por esto que el presente estudio pretende evaluar el efecto de los compuestos potencialmente tóxicos (plaguicidas organoclorados y metales pesados) en el rendimiento fisiológico de individuos invernantes del Cernícalo americano en Agroecosistemas del Bajío Michoacano, mediante la medición de tres parámetros: 1) El índice heterófilos/linfocitos (H/L), un indicador confiable de estrés fisiológico (Gross y Siegel 1983, Vleck *et al.* 2000, Davis *et al.* 2008); 2) el índice de masa escalado (IME), un indicador confiable de la condición física de los individuos (Peig y Green 2009, 2010); y 3) la actividad de la enzima Acetilcolinesterasa (AChE), un biomarcador de la depresión del sistema nervioso por el efecto nocivo de plaguicidas organofosforados, carbamatos y otros compuestos en el organismo (Tradeau *et al.* 2007), la cual se describe en detalle en el primer capítulo.

### EL ESTUDIO DE LA SANGRE COMO INDICADOR DE ESTRÉS FISIOLÓGICO

El estrés se define como una serie de reacciones fisiológicas que comienzan con la acción de un estímulo nocivo (factor de estrés), el cual propicia una continua liberación de hormonas en el cerebro (percepción de estrés), y que posteriormente se traduce en la activación de ciertos sistemas fisiológicos en el cuerpo del organismo (respuesta al estrés) (Dhabhar y Mcewen 1997), como son las respuestas de huida, pelea o sobresalto

(Dhabhar 2002). Se distinguen dos tipos de estrés: el estrés agudo y el estrés crónico, entendiéndose el primero como aquel que se presenta de forma intensa pero de corta duración, cuya respuesta fisiológica desaparece en el corto plazo, de minutos a horas, mientras que el estrés crónico varía en intensidad pero persiste por un tiempo prolongado de forma indefinida, por lo que el organismo debe responder de manera constante al estímulo o factor de estrés (Dhabhar y Mcewen 1997, Dhabhar 2002, Donatelle y Davis 2005). Muchos estudios han demostrado alteraciones tanto en la actividad hormonal como en las proporciones de las células sanguíneas de los organismos como respuesta al estrés fisiológico continuo.

La sangre de las aves está constituida por células rojas (eritrocitos), células blancas (leucocitos), trombocitos y plasma. Los eritrocitos son células transportadoras de oxígeno mientras que los leucocitos se encargan de la defensa contra enfermedades y parásitos. Por su parte los trombocitos desempeñan funciones hemostáticas. Existen cinco tipos básicos de células blancas o leucocitos en la sangre de las aves: heterófilos, eosinófilos, basófilos, linfocitos y monocitos (Fig. 15; Campbell 1995, Canfield 1998). El análisis sobre el número y proporción de las células de la sangre es un componente importante en la investigación hematológica ya que proporciona información fundamental sobre las alteraciones en las concentraciones de las células sanguíneas, lo que a su vez refleja afectaciones en la salud de los organismos (Canfield 1998). Más aún, los cambios en la proporción de dos tipos de glóbulos blancos (heterófilos y linfocitos), se ha propuesto recientemente como un indicador efectivo de estrés fisiológico en los vertebrados (Vleck *et al.* 2000, Moreno *et al.* 2002, Davis *et al.* 2008). Los heterófilos participan como células fagocíticas de defensa ante una infección o estrés, mientras que los linfocitos (los leucocitos más abundantes en la sangre de las aves), tienen funciones inmunológicas como es la producción de inmunoglobulina y la modulación de la defensa inmune (Campbell 1995, Davis *et al.* 2008). Cabe aclarar que otros parámetros como la leucocitosis en general y una reducción en el número de eosinófilos también son indicadores de respuesta al estrés (Weiss y Wardrop 2010).

A nivel hormonal, los cambios en las proporciones de los heterófilos y linfocitos ocurre de la siguiente forma. Al detectarse un factor de estrés en el cerebro, éste envía señales químicas al hipotálamo y se activa el eje hipotálamo-pituitaria-adrenal (HPA), con lo cual se genera una reacción inmediata en la que se liberan hormonas adrenocorticotropas (ACTH); éstas llegan a la corteza de las glándulas adrenales y promueven la liberación de los glucocorticoides en la sangre (corticosterona en el caso de las aves) (Knol 1991, Wingfield y Romero 2001, Charmandari *et al.* 2005). Cuando los glucocorticoides se encuentran de manera constante en el torrente sanguíneo, como consecuencia del estrés crónico, se producen entre otras alteraciones, cambios en el sistema inmunitario (Gross y Siegel 1983). La presencia de la corticosterona en la sangre induce una disminución en el número de linfocitos (linfopenia) así como un incremento en el número de heterófilos (heterofilia) (Weiss y Wardrop 2010), con lo cual la proporción H/L incrementa (Davis *et al.* 2008). Cabe señalar que las reducciones en los números de linfocitos circulantes en respuesta a estrés no se debe a la destrucción a gran escala de las células en sí, sino a la redistribución de las mismas a otras regiones del cuerpo debido al efecto de las hormonas glucocorticoides. En respuesta a estas hormonas, los linfocitos se adhieren a las células endoteliales que recubren las paredes de los vasos sanguíneos e inmediatamente son trasladadas desde el torrente sanguíneo hacia otros tejidos donde son requeridos, como los nódulos linfáticos, el bazo, la médula ósea y la piel (Dhabhar 2002).

Resulta importante mencionar que el cálculo del índice H/L no representa una medida de estrés en sí, sino que es un indicador indirecto, efectivo y confiable de la respuesta inmune de los organismos en función de la heterofilia y la linfopenia que se producen al percibirse un estímulo de estrés de manera constante o crónico, es por esto que se habla de estrés fisiológico. En las aves, el índice H/L ha sido empleado como un indicador de estrés tanto en aves en cautiverio (Gross y Siegel 1983; Jones 1989, McFarlane y Curtis 1989, El-Lethey *et al.* 2003, Bedáňová *et al.* 2007, Krams *et al.* 2012) como en aves silvestres (Vleck *et al.* 2000, Davis 2005, Kilgas *et al.* 2006, Villaseñor 2006, Gladbach *et al.* 2010, Lemus-Ramírez 2016). Gross y Siegel (1983), por ejemplo, suministraron corticosterona en diferentes concentraciones a pollos de granja bajo

variadas condiciones estresantes, encontrando que los niveles de linfocitos disminuyeron mientras que los niveles de heterófilos incrementaron en respuesta a los agentes estresantes; en otro experimento similar, Jones (1989) encontró que los valores de la proporción H/L incrementaron en gallos enjaulados tras ser sometidos a situaciones frustantes (remoción de la comida); otro factor estresante como el aumento de la temperatura corporal de igual manera incrementa el índice HL bajo condiciones controladas (Altan *et al.* 2000). En un estudio reciente con el Cernícalo vulgar (*Falco tinnunculus*) en Suiza, los autores encontraron que los pollos que son sometidos experimentalmente a un agente estresante (implantación de corticosterona) eleva los niveles del índice H/L y se deprime su respuesta inmune, mientras que en los pollos no tratados de vida libre no se observaron correlaciones entre el índice H/L y los niveles de corticosterona circulante (Müller *et al.* 2011). En uno de los estudios con aves de vida libre, Vleck y colaboradores (2000) encontraron que la proporción H/L en los pingüinos Adelie (*Pygoscelis adeliae*) se incrementa significativamente durante los periodos de cortejo e incubación, así como cuando presentan lesiones externas recientes.

Otros factores también relacionados con el estrés y la condición física de los organismos es la presencia de hemoparásitos en la sangre (Delgado-V y French 2012). Tanto la prevalencia, es decir, el porcentaje de individuos infectados, como la abundancia de los hemoparásitos en los mismos (parasitemia) han sido utilizados como indicadores de salud en las aves (ej. Ots *et al.* 1998, Ots y Hőrak 1998, Booth y Elliott 2002, Smith *et al.* 2004), observándose que aquellas que se encuentren en un bajo estado de salud, es decir, con baja inmunocompetencia, son más susceptibles a la infección por hemoparásitos a través de vectores como los mosquitos y moscas hematófagas (Schultz *et al.* 2010), o de manera inversa, la alta prevalencia y parasitemia podría influir en una disminución de la condición física de los individuos (Apanius y Kirkpatrick 1988, Valkiunas 2004). Sin embargo existen otros factores tanto internos como externos que determinan el índice de infección, como lo es la abundancia de los mismos vectores en los hábitats que utilizan las aves, los hábitos propios de las aves, así como la especificidad parásito-hospedero (Apanius *et al.* 2000).

Entre los hemoparásitos más comunmente encontrados en las aves se encuentran *Haemoproteus*, *Leucocytozoon*, *Plasmodium*, *Trypanosoma* y microfilaria, y en menores proporciones *Atoxoplasma*, *Babesia*, *Hepatozoon*, *Lankesterella* y *Toxoplasma* (Mata y Rodríguez 2001); siendo *Haemoproteus* (Haemosporida: Haemoproteidae; Figura 14) el protozoario aviar más común, incluye más de 130 especies morfológicamente definidas o morfoespecies (Valkiunas 2004) que infectan tanto a aves como reptiles y mamíferos y se caracterizan por tener una alta especificidad con sus hospederos (Herman 1944). En el caso del Cernicalo americano, Apanius y Kirkpatrick (1988) reportaron la presencia de *Haemoproteus tinnunculi* en una población reproductiva al sureste de Pensilvania en Estados Unidos, con una prevalencia del 74% en los adultos y valores de parasitemia, variando de 2 a 252 (promedio de 32 eritrocitos infectados por 10,000), observando además que la parasitemia se correlacionó negativamente con el peso de las hembras. Por su parte, Dawson y Bortolotti (1999) encontraron una alta prevalencia de Hemoparásitos (75 a 94%) de 10 especies de cinco géneros (*Haemoproteus*, *Plasmodium*, *Leucocytozoon*, *Hepatozoon* y *Trypanosoma*) para una población del Cernícalo americano durante dos periodos reproductivos en Canadá, los autores reportan que tanto la prevalencia como la intensidad de parasitismo incrementaron con el tiempo (mayor durante la incubación que durante el periodo pre-puesta), siendo la prevalencia más alta en las aves jovenes que en los adultos.

#### INDICADORES DE CONDICIÓN CORPORAL

La condición corporal es un término usado ampliamente como referencia de la salud física de los organismos en el medio ambiente. Tradicionalmente la condición corporal se ha medido con base en la acumulación de grasa subcutánea, la condición de los músculos pectorales, el peso corporal o por medio de la relación entre la masa (peso) y una o la combinación de varias medidas corporales (índice IC) mediante una regresión ordinaria de mínimos cuadrados u OLS (Green 2001, Stevenson y Woods 2006, Peig y Green 2009, 2010). En el caso de las aves han sido ampliamente utilizados los residuales de la regresión ente el peso y la longitud del ala, el tarso, la cola o el culmen para expresar esta medida

de condición corporal (Stevenson y Woods 2006). Sin embargo estos métodos presentan ciertas deficiencias a la hora de interpretar los valores obtenidos, ya que, de acuerdo a Green (2001) y Peig y Green (2010), con la utilización de la regresión OLS las variables dependientes e independientes están sujetas a error y las estimaciones no explican la relación cambiante entre masa y longitud corporal conforme el tamaño corporal cambia (por ejemplo, durante el crecimiento). Si bien Schulte-Hostedde *et al.* (2005) argumentan la validez de éstos métodos como indicadores legítimos de condición corporal, otros autores como Gosler *et al.* (1998) y Labocha *et al.* (2014) discuten la utilidad, ventajas y desventajas de su aplicación en estudios ecológicos y de conservación. Peig y Green (2009, 2010) sugieren al Índice de masa escalado o SMI (*scaled mass index*, por sus siglas en inglés) como el mejor método para definir una medida de condición corporal real en los animales de vida silvestre, al considerarlo como un perfeccionamiento de las regresiones OLS tradicionales. Aplicándolo al estudio ornitológico, Fokidis y colaboradores (2008) utilizaron este método para estimar la condición corporal así como patrones de parasitismo y perfiles leucocitarios en cinco especies de aves paserinas entre dos tipos de hábitat, uno urbanizado y otro rural, encontrando que la condición corporal fue significativamente mayor en las áreas urbanas únicamente en una especie, mientras que la correlación significativa entre la condición corporal y la carga parasitaria sólo se observó en otra especie. Con base en lo anterior, en el presente trabajo se estimó la condición corporal del Cernícalo americano utilizando el índice de masa escalado.

Independientemente del método utilizado para estimar la condición corporal, son varios los estudios en los que se relaciona la condición física de las aves con el nivel de estrés y rendimiento fisiológico mediante parámetros hematológicos, incluyendo la proporción de células sanguíneas, proporción H/L, prevalencia y abundancia de hemoparásitos, contenido de albumina en el plasma, nivel del hematocrito y niveles de corticosterona, entre otros (ej. Ots *et al.* 1998, Booth y Elliott 2002, Fokidis *et al.* 2008, Ochs y Dawson 2008, Stjernman *et al.* 2008, Masello *et al.* 2009, Schultz *et al.* 2010). En el caso del Cernícalo americano, Dawson y Bortolotti (2000) relacionaron la condición física con la prevalencia y parasitemia en una población reproductora en Canadá, encontrando

que los individuos infectados al momento de estar incubando se encontraban en menor condición física que aquellos que no fueron infectados en esta misma etapa; además demostraron que los cernícalos infectados con *Haemoproteus* tuvieron una menor tasa de retorno a los sitios de reproducción en el segundo año, sugiriendo que el parasitismo está asociado con una reducción en la sobrevivencia. En otro estudio con el Cernícalo americano, Ardia (2002) encontró que en una población de Pensilvania, Estados Unidos, los machos presentaron un menor nivel de condición corporal, la cual disminuyó a lo largo del periodo invernal, mientras que en las hembras se mantuvieron estables, justificando la exclusión competitiva de los machos a los sitios menos aptos.

La presencia de contaminantes ambientales como los metales pesados podría influir en una reducción en la condición física de las aves. Anteau *et al.* (2007), por ejemplo, documentaron que aunque algunos elementos como el Selenio se relacionan con un incremento en la acumulación de grasa, la concentración de cadmio en el hígado se relacionó con una disminución preocupante de sus reservas energéticas, aún en cantidades pequeñas (0.23 – 7.24 µg/g). De acuerdo a los resultados obtenidos en el primer capítulo de este trabajo, el cadmio se detectó en una concentración de 1.26 µg/g, no obstante, no se sabe si esta concentración en las plumas es consistente con la concentración en el hígado, es por esto que resulta importante conocer la salud de los cernícalos expuestos a los metales pesados y plaguicidas organoclorados, tema central de este segundo capítulo, siendo presente el primer estudio que analiza tanto parámetros hematológicos como la condición corporal del Cernícalo americano en relación con la presencia de compuestos potencialmente tóxicos en una población invernante en el centro de México.

## OBJETIVOS

### GENERAL:

Evaluar el nivel de estrés fisiológico y condición física de individuos invernantes del Cernícalo americano (*Falco sparverius*) en agroecosistemas del Bajío michoacano, mediante la estimación de indicadores de desempeño fisiológico, así como su relación con las concentraciones de elementos potencialmente tóxicos.

### PARTICULARES:

1. Describir el perfil leucocitario de individuos invernantes del Cernícalo americano (*Falco sparverius*) y compararlo entre tipos de agroecosistemas y entre sexos.
2. Determinar la prevalencia y parasitemia de hemoparásitos hemosporidios y compararlas entre tipos de agroecosistemas y entre sexos.
3. Determinar el índice heterófilos/linfocitos (H/L) en muestras de sangre de individuos del Cernícalo americano y compararlo entre tipos de agroecosistemas y entre sexos.
4. Determinar el índice de masa escalado (IME) y compararlo entre tipos de agroecosistemas y entre sexos.
5. Relacionar los indicadores de desempeño fisiológico (HL, IME y AChE) con la concentración de compuestos potencialmente tóxicos (OCs y EPTs) determinados en las plumas de los cernícalos.

## HIPÓTESIS

1. Los valores del índice H/L, la prevalencia y parasitemia serán mayores en individuos invernantes en los campos mixtos (sitios de matorral subtropical con parches de agricultura de riego, donde se encuentran machos y hembras) en comparación con los sitios de agricultura de riego (donde predominan las hembras), como resultado de las condiciones ambientales más drásticas (escasez de alimento) en los campos mixtos, sobre todo al final del periodo invernal, coincidiendo con el periodo más seco del año.
2. La condición física (IME) será mayor en las hembras invernando en los sitios de agricultura de riego (donde no hay machos) en comparación con las presentes en los campos mixtos, ya que en los sitios de riego hay mayor disponibilidad y menor variación de la abundancia de artrópodos (su principal fuente de alimento) por la presencia de cultivos con riego frecuente.
3. Los valores del índice H/L estarán relacionados positivamente con un incremento en las concentraciones de los OCs y EPTs; mientras que los valores de la condición física (IME) y la actividad de la AChE tendrán una relación negativa conforme incrementa la concentración de los OCs y EPTs, producto del efecto nocivo de éstos sobre la salud de los cernícalos.

## MÉTODOS

La descripción de la especie y el área de estudio, así como los métodos de muestreo, captura de ejemplares, toma de datos, toma de muestras biológicas y los análisis de laboratorio para la cuantificación de los compuestos potencialmente tóxicos (CPTs), tanto metales pesados como plaguicidas organoclorados (OCs) y la actividad de la enzima acetilcolinesterasa (AChE), se abordan en detalle en el primer capítulo del presente trabajo.

### PARÁMETROS HEMATOLÓGICOS

Se analizaron bajo microscopio los frotis sanguíneos obtenidos en campo y se llevaron a cabo conteos celulares para describir el perfil leucocitario, prevalencia, abundancia de hemoparásitos hemosporidios (parasitemia) y el índice H/L de acuerdo a Villaseñor (2006), como se describe a continuación:

1. Los frotis sanguíneos se colocaron en una gradilla y se sumergieron en un recipiente con colorante de Whright-giemsa durante 10 minutos. El colorante tiñe tanto el núcleo, el citoplasma y los gránulos (cuando están presentes) de las células sanguíneas.
2. Transcurridos los 10 minutos, la gradilla se retiró del colorante y se colocó en otro recipiente con agua corriente durante 7 minutos, hasta que el agua eliminó el excedente de colorante de las muestras.
3. Posteriormente la gradilla se retiró del recipiente con agua y los frotis fueron colocados de manera vertical en una charola con un lienzo para su secado al viento, posteriormente se almacenaron en un lugar seco a temperatura ambiente, quedando listos para análisis bajo el microscopio.
4. Las muestras ya teñidas se revisaron bajo microscopio y se realizaron conteos de 100 leucocitos (basófilos, eosinófilos, monocitos, linfocitos y heterófilos) por individuos sobre la base de 200 células (promedio de dos conteos de 100 células) a

un aumento de 1000X utilizando aceite de inmersión, y auxiliándose con un contador celular electrónico KitlabDC-11/DC-22.

Para describir el perfil leucocitario, los promedios de los conteos se incluyeron en una matriz de datos y se analizaron las proporciones de las células sanguíneas en general, por tipo de agroecosistema y por sexo. Para determinar la existencia de diferencias en las proporciones de los leucocitos por tipo de agroecosistema y por sexo, se usaron pruebas de ANOVA-univariado utilizando el programa JMP v. 6 (SAS Institute Inc.). Debido a que en los sitios de agricultura de riego sólo se capturaron hembras y en los campos agropecuarios machos y hembras, únicamente se utilizaron a las hembras para las comparaciones por tipo de agroecosistema con el fin de evitar sesgos por efecto del sexo; para las comparaciones por sexo sólo se usaron los individuos de los campos mixtos para evitar sesgos por efecto de sitio.

Para determinar prevalencia y la parasitemia se realizaron conteos adicionales, analizando 100 campos por frotis para cada individuo, como lo sugieren Bennett y colaboradores (1988). Para la prevalencia se registró la presencia o ausencia de hemosporidios para cada campo, aquellos individuos que presentaron hemosporidios en al menos un campo se anotaron como parasitado (1) y aquellos en los que no se tuvo registro en ningún campo se anotaron como no parasitado (0).

Para la parasitemia se anotó el número de hemosporidios por campo y se realizó la sumatoria de las células infectadas de los 100 campos por muestra, utilizando la media de la sumatoria (incluyendo a los individuos no parasitados) como la medida de parasitemia, Rózsa *et al.* (2000) manejan este concepto como “media de abundancia”.

Para determinar el nivel de estrés fisiológico mediante la proporción H/L, se dividió el número de heterófilos entre el número de linfocitos para cada individuo. Los valores resultantes se utilizaron como la medida del índice H/L.

## DETERMINACIÓN DEL ÍNDICE MASA ESCALADO (IME)

La condición física de los individuos invernantes del Cernícalo americano se determinó con base en el Índice de masa escalado (IME) o SMI (*Scaled Mass Index* por sus siglas en inglés), el cual permite estimar la condición corporal con base en el principio de escalamiento (scaling), otorgándole un mayor poder de predicción del tamaño relativo de las reservas energéticas y las correspondientes medidas de longitud corporal de los individuos, en comparación con los métodos tradicionalmente utilizados (Peig y Green 2009, 2010).

El IME se basa en un modelo de regresión estandarizada del eje mayor (SMA), el cual toma la distancia perpendicular entre las observaciones y la línea de valores esperados, de acuerdo a la ecuación propuesta por Peig y Green (2009):

$$\hat{M}_i = M_i [L_0/L_i]^{b_{SMA}}$$

Donde,  $\hat{M}_i$  = valor del IME esperado

$M_i$  = medida del logaritmo de la masa corporal de cada  
Individuo

$L_i$  = medida de longitud corporal de cada individuo

$L_0$  = promedio de la medida de longitud corporal

SMA = valor de la regresión estandarizada del eje mayor

$b_{SMA}$  = pendiente de la regresión basada en el SMA

Para el cálculo del IME, primero se calculó el promedio de la longitud alar de todos los individuos ( $L_0$ ) y se calculó el valor del SMA con los valores estandarizados del peso y longitud alar, utilizando el programa estadístico R y la librería "lmodel2"; finalmente los valores se sustituyeron en la fórmula de Peig y Green (2009) para cada individuo. Los datos generados de la ecuación se utilizaron como la medida de condición corporal para cada individuo.

## ANÁLISIS ESTADÍSTICOS Y RELACIÓN DE VARIABLES

La prevalencia y parasitemia fueron analizadas con el programa Quantitative Parasitology v. 3.0 (Reiczigel y Rózsa 2005), el cual permite el análisis de datos con distribución agregada típica de los conteos en parásitos y genera además sus intervalos de confianza. Para la prevalencia se utilizó la prueba de “exactitud incondicional” para evaluar las diferencias entre tipos de agroecosistema y sexo, la cual presenta mayor poder estadístico que las pruebas tradicionalmente utilizadas; para la parasitemia se empleó la prueba “t de Bootstrap” para determinar por diferencias significativas entre ambos factores, la cual integra tanto la prevalencia como la intensidad de parasitismo (Rózsa *et al.* 2000). Los valores de las medidas de prevalencia y parasitemia y sus intervalos de confianza (95%) se graficaron utilizando el programa Excel. Para comparar entre tipos de agroecosistemas únicamente se tomaron en cuenta las hembras, con el fin de evitar sesgos por diferencias en el peso y tamaño corporal entre sexos; y para comparar entre sexos sólo se tomaron en cuenta a los individuos de los campos mixtos para evitar sesgos por diferencias que pudieran generarse por las diferencias entre los tipos de hábitats.

Se evaluaron los efectos de diferentes variables independientes (OCs y EPTs) sobre los indicadores de desempeño fisiológico Índice H/L, IME y la actividad de la AChE, las cuales funcionan como variables de respuesta, mediante modelos lineales generalizados con el programa R (R Core Team 2013). Sólo se tomaron en cuenta aquellos compuestos con mayor frecuencia, es decir, los que se detectaron en al menos 20 de las muestra analizadas, con concentraciones mayores a 0.005 ppm y con mayor variación en los niveles detectados en las muestras. En estos análisis de relación de variables, la parasitemia fue considerada como variable independiente, como se describe a continuación:

**HL, IME y AChE:** Se evaluó el efecto de las variables Parasitemia, Endosulfán, Clordano, Zn, Fe, Al y Mn por tipo de agroecosistema y sexo (factores), utilizando modelos lineales generalizados con distribución normal.

Una vez obtenidos los valores de los modelos lineales generalizados para cada indicador se generaron sus intervalos de confianza y se graficaron utilizando el programa Excel. Al igual que los análisis de la prevalencia y parasitemia, para comparar entre tipos de agroecosistemas únicamente se tomaron en cuenta las hembras, con el fin de evitar sesgos por diferencias en el sexo, ya que en los sitios de riego no se capturaron machos, solo hembras; y para comparar entre sexos sólo se tomaron en cuenta a los individuos de los campos mixtos para evitar sesgos por el factor sitio.

### ***Selección de modelos e inferencia multi-modelos:***

Se llevó a cabo la selección de modelos utilizando el criterio de información de Akaike para tamaños de muestra pequeños, y se calcularon los parámetros promediados utilizando los métodos recomendados por Anderson y Burnham (2002) y por Grueber *et al.* (2011).

En primera instancia, para cada variable de respuesta se generó un modelo global que incluía a todas las variables independientes. Para los modelos globales se evaluó el ajuste del modelo por medio de los valores de  $r^2$ . La normalidad de los residuales se evaluó utilizando la prueba de Shapiro-Wilk, y para los casos en los que no se obtuvo normalidad, se utilizaron transformaciones (logaritmo natural) de la variable de respuesta. Se utilizó la librería “arm” para estandarizar las variables independientes de acuerdo a Gleman (2008). Posteriormente se utilizó el comando “dredge” de la librería “MuMIn” para generar el conjunto de modelos posibles (incluyendo al modelo nulo sin variables explicativas) a partir del modelo global, y el comando “get.models” para seleccionar a los modelos con mayor soporte por parte de los datos ( $\Delta AIC < 2$ ). Para el caso de la actividad de la AChE, se seleccionaron los modelos con valores de  $\Delta AIC$  menores a 3, ya que el valor de  $\Delta AIC < 2$  seleccionó pocos modelos. Finalmente, se llevó a cabo la promediación de parámetros a partir de los modelos con mayor soporte, utilizando el comando “model.avg”, y se calcularon intervalos de confianza para todos los parámetros, así como valores de importancia relativa utilizando el mismo comando.

Los resultados presentan valores de  $k$  (número de parámetros en cada modelo),  $AIC_c$  (criterio de información de Akaike para tamaños de muestra pequeños, para el cual, el valor más pequeño corresponde al modelo con mayor soporte por parte de los datos),  $\Delta AIC$  (diferencias de akaike, en donde el modelo de mayor soporte corresponde un valor de cero y los demás modelos obtienen valores mayores a cero) y  $w_i$  (pesos de Akaike, en donde el modelo con mayor soporte corresponde al mayor peso). También se reportan los parámetros promediados a través de los modelos con mayor soporte junto con sus errores estándar, intervalos de confianza, importancia relativa y valores de  $P$  únicamente para las hembras, al presentarse estas en ambos agroecosistemas. Por último, se utilizaron los parámetros promediados y sus errores estándar para generar gráficas con predicciones de las variables de respuesta para diferentes valores de cada una de las variables independientes de mayor peso en las hembras, manteniendo a las demás variables independientes en sus valores promedio.

## RESULTADOS

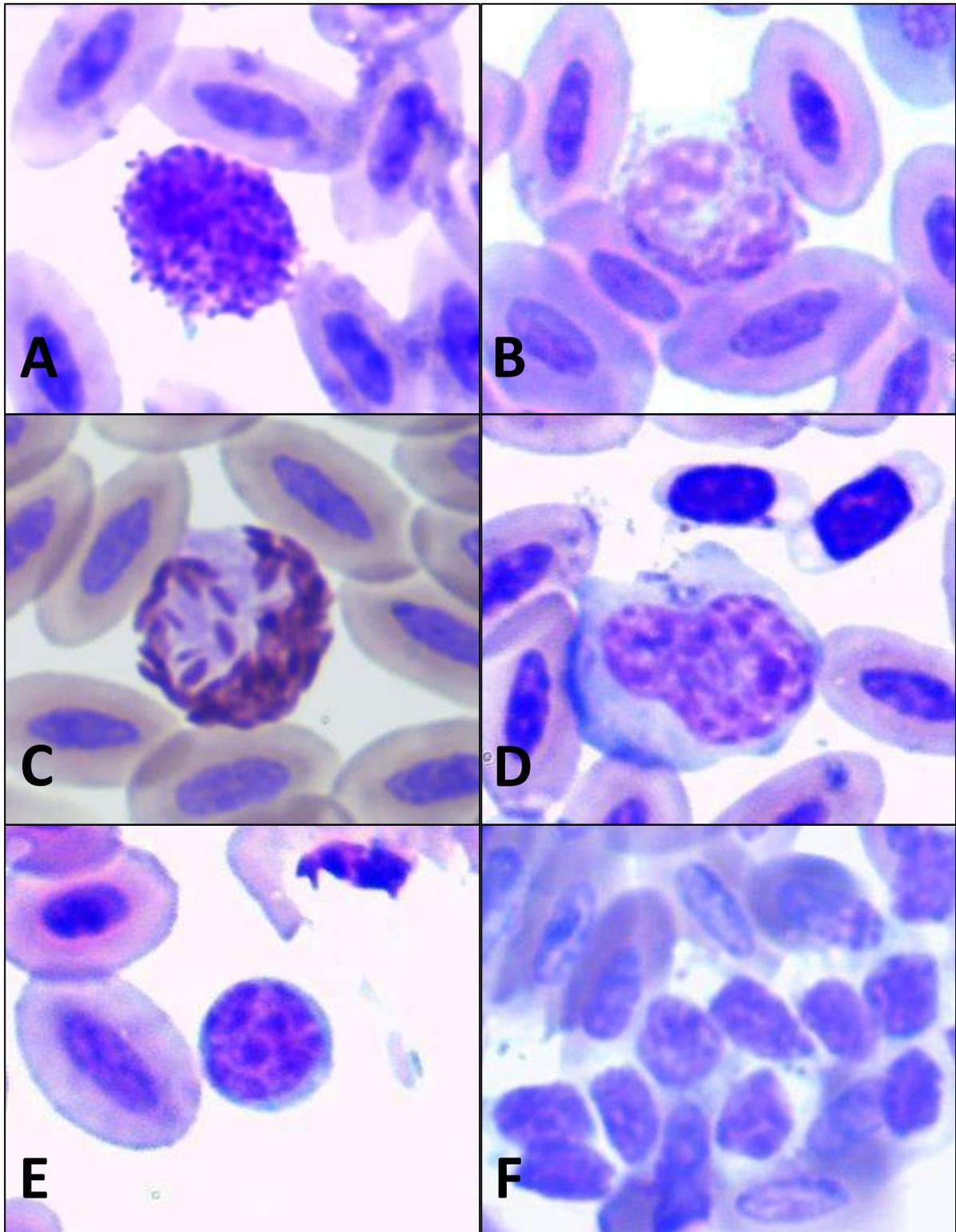
### DESCRIPCIÓN DEL PERFIL LEUCOCITARIO

En general, se encontró una variación alta en las proporciones de los leucocitos en la sangre del Cernícalo americano. La proporción entre los heterófilos y los linfocitos no varió mucho pero fue en gran medida superior a las proporciones de los basófilos, eosinófilos y monocitos, los cuales tampoco presentaron mucha variación entre sí, siendo los linfocitos los más abundantes ( $45.99 \pm 2.03$ ) y los monocitos los más escasos ( $2.46 \pm 0.25$ ) (Cuadro 14, Fig. 15).

**Cuadro 14.** Promedios  $\pm$  Error estándar, proporción y rango en general de los tipos de leucocitos contabilizados en las muestras del Cernícalo americano.

Tipo de Leucocitos	Promedio $\pm$ EE	Proporción (%)	Rango
<b>Basófilos</b>	$3.15 \pm 0.35$	3.15	0 - 12
<b>Eosinófilos</b>	$2.60 \pm 0.33$	2.60	0 - 10
<b>Monocitos</b>	$2.46 \pm 0.25$	2.46	0 - 6.5
<b>Linfocitos</b>	$45.99 \pm 2.03$	45.99	21 - 74
<b>Heterófilos</b>	$45.80 \pm 2.07$	45.80	19.5 - 73.5

Los heterófilos tuvieron una porción significativamente mayor en los cernícalos de los campos mixtos ( $P = 0.02$ ), mientras que los monocitos ( $P = 0.01$ ) y linfocitos ( $P = 0.04$ ) presentaron proporciones significativamente mayores en los de los sitios de agricultura de riego (Cuadro 15); por sexo, los heterófilos fueron mayores en las hembras ( $P = 0.02$ ) mientras que los linfocitos fueron mayores en los machos ( $P = 0.04$ ) (Cuadro 16). Los eosinófilos y basófilos no mostraron tendencias significativas ente sitios ni entre sexos.



**Figura 15.** Morfología de los leucocitos en el Cernícalo americano. A) **Basófilo**, B) **Eosinófilo**, C) **Heterófilo**, D) **Monocito** con dos trombocitos, E) **Linfocito** y F) trombocitos. Fotografías del autor.

**Cuadro 15.** Proporciones promedio de leucocitos en campos mixtos y agricultura de riego en hembras del Cernícalo americano (ANOVA-univariado,  $P < 0.05$ , JMP 6).

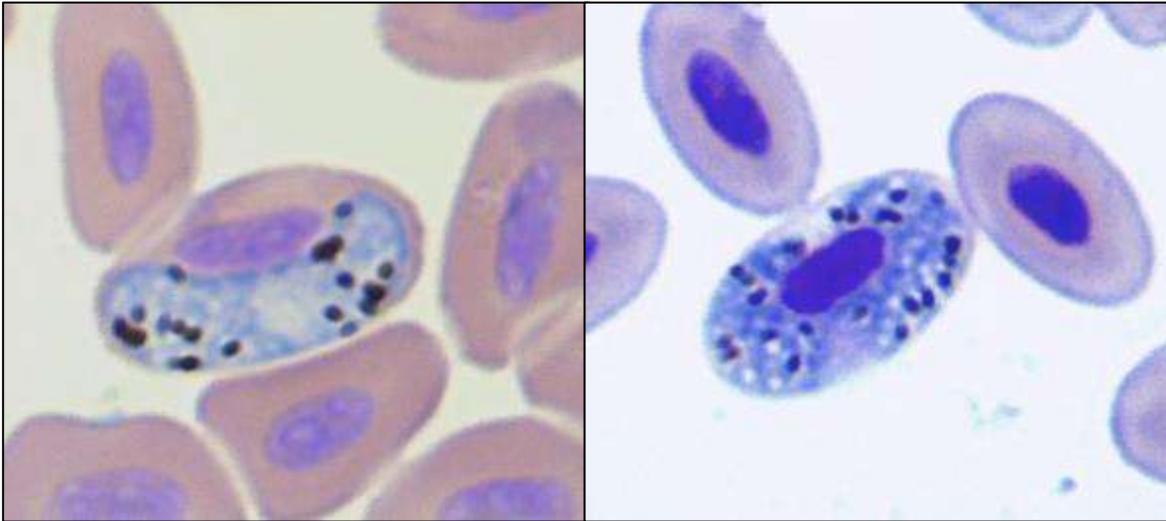
Tipo de Leucocitos	Campos mixtos (n=12)	Agricultura de Riego (n=21)	F	P
	Promedio $\pm$ EE	Promedio $\pm$ EE		
Basófilos	2.88 $\pm$ 0.67	2.90 $\pm$ 0.51	0.0012	0.97
Eosinófilos	2.29 $\pm$ 0.49	2.48 $\pm$ 0.37	0.0911	0.76
Monocitos	1.71 $\pm$ 0.44	<b>3.10 <math>\pm</math> 0.33</b>	6.2343	<b>0.01*</b>
Linfocitos	38.79 $\pm$ 3.71	<b>48.60 <math>\pm</math> 2.80</b>	4.4489	<b>0.04*</b>
Heterófilos	<b>54.33 <math>\pm</math> 3.71</b>	42.93 $\pm$ 2.80	6.0123	<b>0.02*</b>

**Cuadro 16.** Proporciones promedio de los tipos de leucocitos entre machos y hembras habitando los campos mixtos (ANOVA-univariado,  $P < 0.05$ , JMP 6).

Tipo de Leucocito	Hembras (n=12)	Machos (n=9)	F	P
	Promedio $\pm$ EE	Promedio $\pm$ EE		
Basófilos	2.88 $\pm$ 0.63	4.11 $\pm$ 1.96	1.6598	0.21
Eosinófilos	2.29 $\pm$ 0.66	3.28 $\pm$ 0.77	0.9428	0.34
Monocitos	1.71 $\pm$ 0.39	2.00 $\pm$ 0.45	2.2394	0.63
Linfocitos	38.79 $\pm$ 3.32	<b>49.50 <math>\pm</math> 3.83</b>	4.4681	<b>0.04*</b>
Heterofilos	<b>54.33 <math>\pm</math> 3.51</b>	41.11 $\pm$ 4.05	6.0836	<b>0.02*</b>

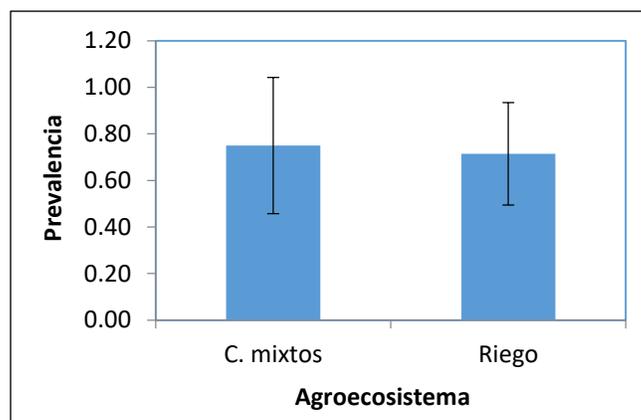
#### PREVALENCIA DE HEMOPARÁSITOS

El único hemosporidio encontrado en los frotis sanguíneos analizados fue *Haemoproteus tinnunculi* (Fig. 16), identificado siguiendo la guía de Valkiunas (2004). Su prevalencia en general fue del 76.2% (0.76, IC = 0.61 - 0.87), encontrándose en 32 de los 42 Cernícalos capturados.

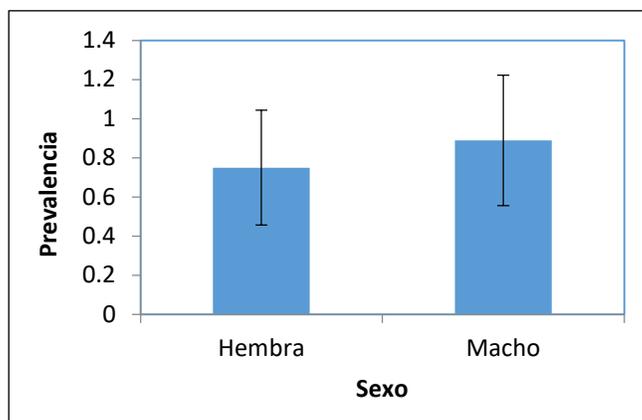


**Figura 16.** *Haemoproteus tinnunculi* encontrados parasitando eritrocitos del Cernícalo americano.

La prevalencia resultó prácticamente igual entre los sitios de agricultura de riego (0.71, IC = 0.49 - 0.87) y los campos mixtos (0.75, IC = 0.46 - 0.93; Fig. 17) ( $P = 1$ ); comparando por sexo, la prevalencia fue estadísticamente igual entre machos (0.89; CI = 0.56 - 0.99) y hembras (0.75, IC = 0.46 - 0.93; Fig. 18) ( $P = 1$ ).



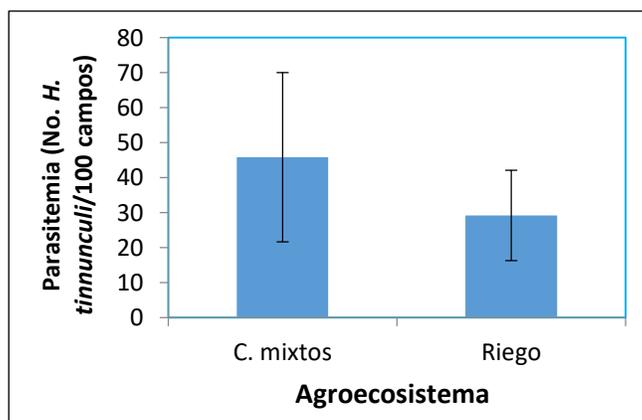
**Figura 17.** Prevalencia de *H. tinnunculi* en las hembras entre ambos tipos de agroecosistemas. Las barras de error representan los intervalos de confianza.



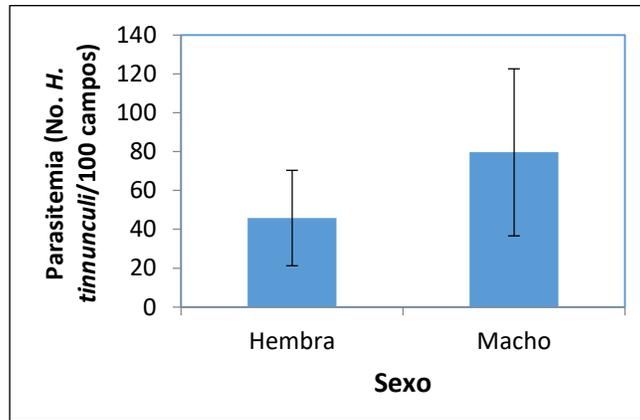
**Figura 18.** Prevalencia de *H. tinnunculi* entre machos y hembras en los campos mixtos. Las barras de error representan los intervalos de confianza.

## PARASITEMIA

La parasitemia resultó estadísticamente similar entre las aves procedentes de los campos mixtos ( $\bar{X} = 45.83$ , IC = 21.67 - 99.75) y las de los sitios de agricultura de riego ( $\bar{X} = 29.19$ , IC = 16.29 - 46.43; Fig. 19) ( $t = 0.830$ ,  $P = 0.42$ ); por sexo, la parasitemia se aprecia mayor en machos ( $\bar{X} = 79.67$ , CI = 36.78 - 119.89) que en hembras ( $\bar{X} = 45.83$ , CI = 21.25 - 100.50; Fig. 20), aunque la diferencia no fue significativa ( $t = -1.176$ ,  $P = 0.25$ ).



**Figura 19.** Parasitemia de las hembras entre ambos tipos de agroecosistemas. Las barras de error representan los intervalos de confianza.

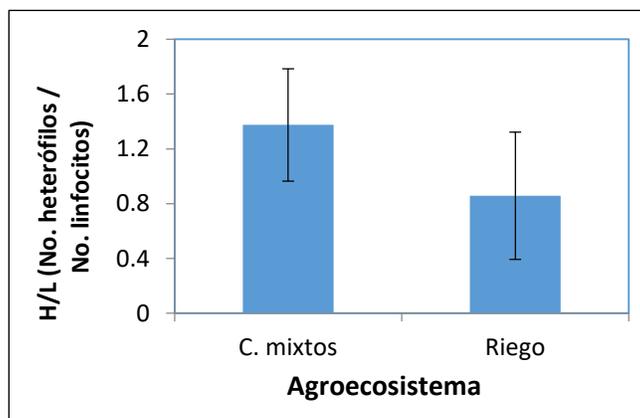


**Figura 20.** Parasitemia entre machos y hembras en los campos mixtos. Las barras de error representan los intervalos de confianza.

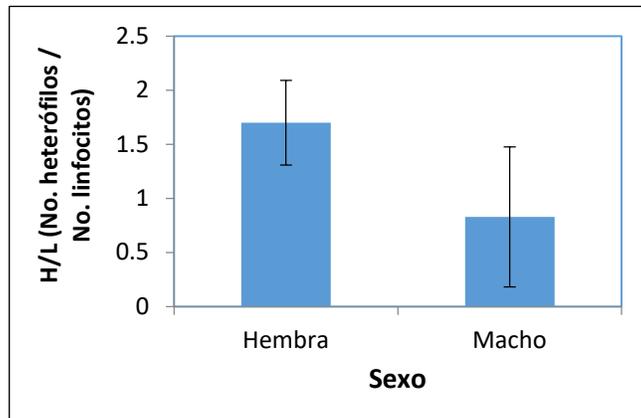
## INDICADORES DE DESEMPEÑO FISIOLÓGICO EN RELACIÓN CON LAS CONCENTRACIONES DE LOS ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS

### ÍNDICE HETERÓFILOS/LINFOCITOS (HL)

El índice H/L resultó mayor en los cernícalos de los campos mixtos ( $\bar{X} = 1.37$ , IC = 0.96 - 1.96) que en los de los sitios de agricultura de riego ( $\bar{X} = 0.86$ , IC = 0.39 - 1.87; Fig. 21) ( $P = 0.03$ ); y por sexo, el índice H/L fue más alto en hembras ( $\bar{X} = 1.70$ ; IC = 1.31 - 2.10) que en machos ( $\bar{X} = 0.83$ , IC = 0.18 - 1.84; Fig. 22) ( $P = 0.009$ ).



**Figura 21.** Índice H/L de las hembras entre los dos tipos de agroecosistemas. Las barras de error representan los intervalos de confianza.



**Figura 22.** Índice H/L entre machos y hembras dentro de campos mixtos. Las barras de error representan los intervalos de confianza.

El modelo global se ajustó a los datos correctamente al transformarlos a logaritmo natural y normalizarlos ( $W = 0.98$ ,  $P = 0.69$ ). El factor (tipo de agroecosistema) en combinación con el clordano, fierro y manganeso representó el modelo que mejor explica la variación en el índice H/L en las hembras del Cernícalo americano en el Bajío Michoacano (Cuadro 17). Las variables aluminio y parasitemia también estuvieron presentes en los mejores modelos con un delta AIC < 2.

De acuerdo con los valores de los parámetros promediados, el manganeso representa el CPT con mayor nivel de importancia relativa, aunque otras variables como el tipo de agroecosistema, fierro y clordano también presentaron valores de importancia elevados (Cuadro 18), siendo estas las variable que mejor explican la variación en el estrés fisiológico en los cernícalos. Contrario a lo que se esperaba, en las hembras, a medida que incrementan las concentraciones de manganeso, fierro y clordano, disminuye el índice H/L (Fig. 23), lo cual sugiere que los individuos con mayores niveles de estos tres compuestos presentan un menor nivel de estrés fisiológico.

**Cuadro 17.** Mejores modelos globales que explican la relación de los compuestos potencialmente tóxicos y la parasitemia en la variación del Índice H/L en las hembras de Cernícalo americano en el Bajío Michoacano.

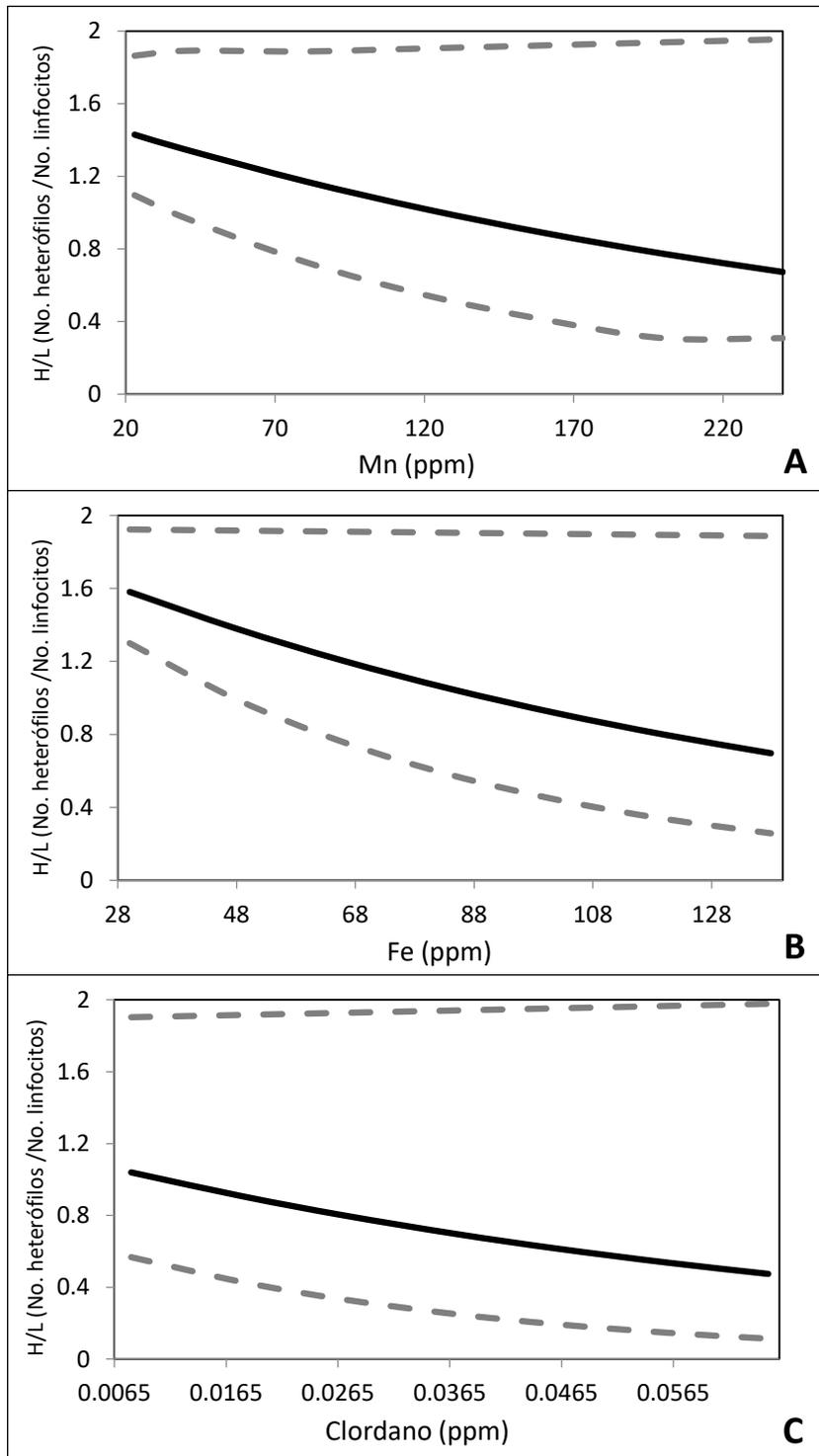
Modelo	K	AIC <sub>c</sub>	ΔAIC	w <sub>i</sub>
Agro.+Clordano+Fe+Mn	4	61.14	0	0.16
Agro.+Clordano+Fe	3	61.36	0.21	0.14
Agro.+Al+Clordano+Fe+Mn	5	62.01	0.87	0.1
Agro.+Mn	2	62.02	0.88	0.1
Agro.+Fe+Mn	3	62.08	0.94	0.1
Fe+Mn	2	62.72	1.57	0.07
Agro.+Al+Clordano+Fe	4	62.8	1.66	0.07
Agro+Clordano	2	63.02	1.88	0.06
Agro+Clordano+Mn	3	63.08	1.93	0.06
Agro+Mn+Parasitemia	3	63.1	1.95	0.06
Agro.	1	63.12	1.98	0.06

Agro. = Agroecosistema (factor); k = número de parámetros en cada modelo, AIC<sub>c</sub> = criterio de información de Akaike, ΔAIC = diferencias de los valores de akaike, y w<sub>i</sub> = pesos de Akaike.

**Cuadro 18.** Resumen de los parámetros promediados, error estándar, límites de confianza e importancia relativa para la variable H/L en las hembras.

Parámetro	Estimado*	Error estándar	IC inferior	IC superior	Importancia Relativa	P
(Intercepto)	0.3183	0.1811	-0.036656	0.673256		0.0898
Tipo de agroecosistema - Riego(1)	-0.4715	0.2169	-0.896624	-0.046376	0.69	0.0371
Mn	-0.3833	0.2079	-0.790784	0.024184	0.66	0.0731
Fe	-0.4337	0.2162	-0.857452	-0.009948	0.65	0.0546
Clordano	-0.4157	0.2225	-0.8518	0.0204	0.6	0.0773
Al	0.2682	0.2028	-0.129288	0.665688	0.17	0.2068
Parasitemia	0.2611	0.2081	-0.146776	0.668976	0.06	0.2299

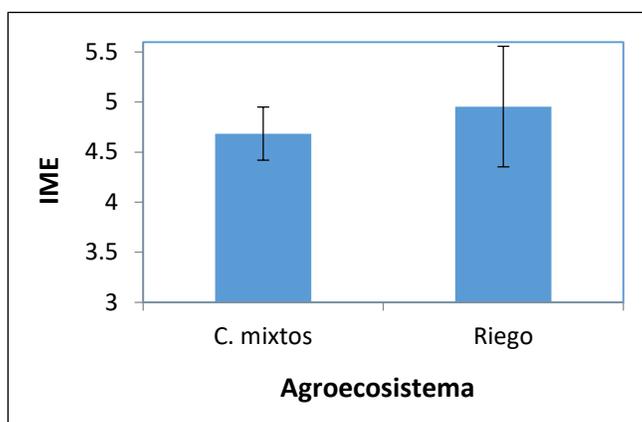
\*Las magnitudes de los efectos se estandarizaron en dos desviaciones estándar de acuerdo a Gleman (2008).  
(1) Los Campos mixtos son la categoría de referencia.



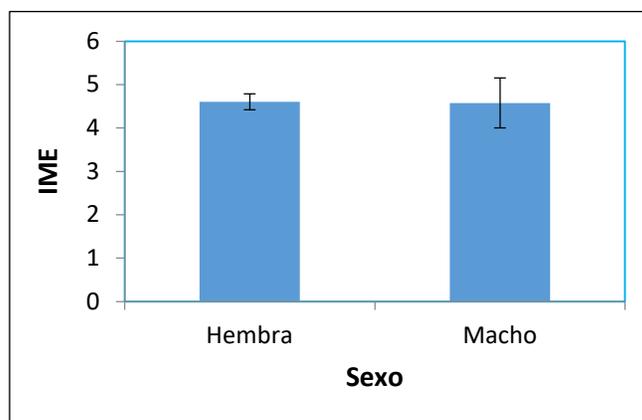
**Figura 23.** Relación del manganeso (A), hierro (B) y clordano (C) con la variación del índice H/L en el Cernícalo americano. Las líneas punteadas representan los intervalos de confianza.

## ÍNDICE DE MASA ESCALADO (IME)

El índice de masa escalado (IME) se aprecia mayor en los individuos de los sitios de agricultura de riego ( $\bar{X} = 4.95$ , IC = 4.35 - 5.56) que en los de los campos mixtos ( $\bar{X} = 4.68$ , IC = 4.42 - 4.95; Fig. 24), pero sin diferencias estadísticas ( $P = 0.13$ ). Por sexos, IME resultó prácticamente igual entre las hembras ( $\bar{X} = 4.6$ , IC = 4.42 - 4.78) y los machos ( $\bar{X} = 4.57$ , LCI = 3.99 - 5.15; Fig. 25) ( $P = 0.89$ ).



**Figura 24.** Índice de masa escalado (IME) de las hembras entre los dos tipos de agroecosistemas. Las barras de error representan los intervalos de confianza.



**Figura 25.** Índice de masa escalado (IME) entre machos y hembras en los campos mixtos. Las barras de error representan los intervalos de confianza.

De acuerdo a la prueba de Shapiro-Wilk, los residuales del IME presentaron distribución normal ( $P = 0.79$ ), por lo que el modelo global se ajusta favorablemente a los datos. El modelo con mayor soporte incluye únicamente al endosulfán, el cual representa la variable que mejor explica la variación en el índice de masa escalado en las hembras del Cernícalo americano (Cuadro 19). Las variables tipo de agroecosistema, fierro y manganeso también aparecen en los mejores modelos con un delta AIC < 2.

**Cuadro 19.** Mejores modelos que explican la relación de los compuestos potencialmente tóxicos en la condición corporal de las hembras del Cernícalo americano.

Modelo	$K$	$AIC_c$	$\Delta AIC$	$w_i$
Endosulfán	1	46.75	0	0.29
Agro.+Endosulfán	2	47.06	0.31	0.25
Agro.+Endosulfán+Fe	3	47.8	1.05	0.17
Endosulfan+Mn	2	47.99	1.24	0.16
Endosulfán+Fe	2	48.35	1.6	0.13

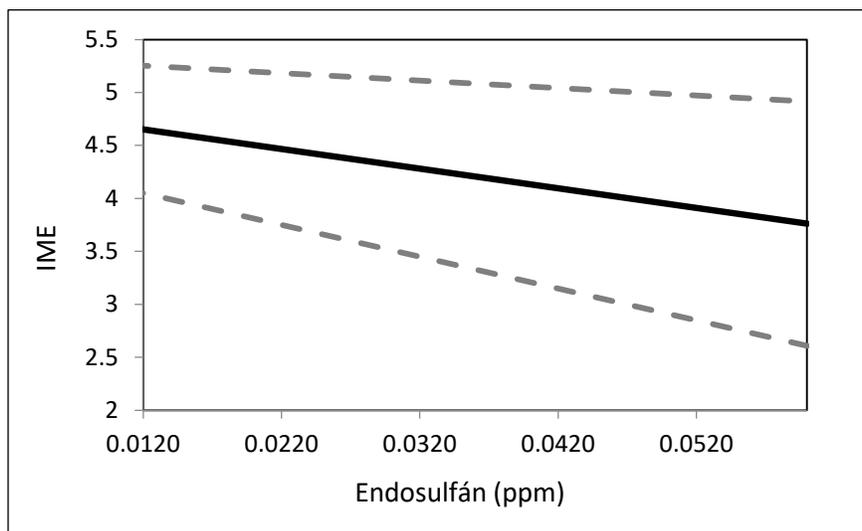
$k$  = número de parámetros en cada modelo,  $AIC_c$  = criterio de información de Akaike para tamaños de muestra pequeños,  $\Delta AIC$  = diferencias de los valores de akaike, y  $w_i$  = pesos de Akaike.

De acuerdo a los modelos de predicción de variables, el endosulfán tiene el mayor nivel de importancia relativa (aunque el tipo de agroecosistema también presenta un valor de importancia relativamente elevado, Cuadro 20), siendo la variable que más se repite en los mejores modelos. En las hembras, a medida que incrementa el endosulfán, disminuye el índice de masa escalado y sus intervalos de confianza (Fig. 26), lo cual sugiere que aquellos individuos con mayor concentración de endosulfán presentan una menor condición corporal en el Bajío Michoacano.

**Cuadro 20.** Resumen de los parámetros promediados, error estándar, límites de confianza e importancia relativa para la variable índice de masa escalado (IME) en las hembras.

Parámetro	Estimado*	Error estándar	IC inferior	IC superior	Importancia Relativa	P
(Intercepto)	4.6842	0.1358	4.418032	4.950368		<0.01
Endosulfán	-0.5351	0.1694	-0.867124	-0.203076	1	0.0024
Tipo de agroecosistema - Riego(1)	0.2703	0.1715	-0.06584	0.60644	0.42	0.1309
Fe	-0.2011	0.1708	-0.535868	0.133668	0.3	0.2589
Manganeso	0.1897	0.1674	-0.138404	0.517804	0.16	0.2777

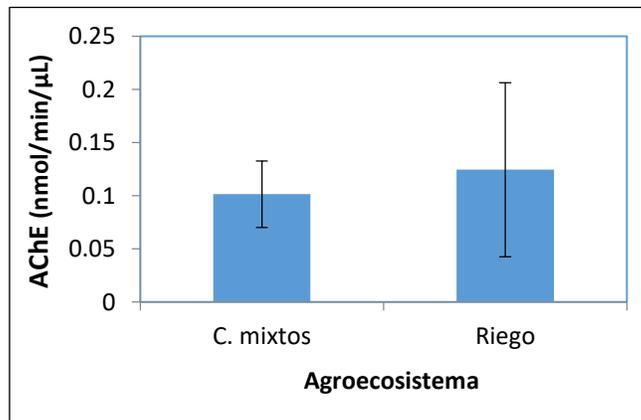
\*Las magnitudes de los efectos se estandarizaron en dos Desviaciones estándar de acuerdo a Gleman (2008).  
(1) Los Campos mixtos son la categoría de referencia.



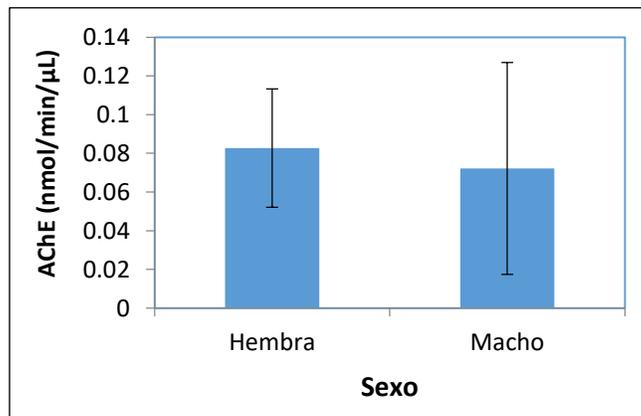
**Figura 26.** Relación del Endosulfán con la variación del índice de masa escalado (IME) en el Cernicalo americano. Las líneas punteadas representan los intervalos de confianza.

## ACTIVIDAD DE LA ENZIMA ACETILCOLINESTERASA (AChE)

La actividad de la AChE fue ligeramente mayor en los cernícalos de los sitios de agricultura de riego ( $\bar{X} = 0.12$ , IC = 0.04 - 0.36) que en los de los campos mixtos ( $\bar{X} = 0.11$ , IC = 0.07 - 0.15; Fig. 27), aunque la diferencia no resultó significativa ( $P = 0.58$ ). Comparando por sexos, la actividad de la AChE fue similar entre las hembras ( $\bar{X} = 0.08$ , IC = 0.05 - 0.13) y los machos ( $\bar{X} = 0.07$ , IC = 0.02 - 0.30; Fig. 28) ( $P = 0.79$ ).



**Figura 27.** Actividad de la AChE de las hembras entre los dos tipos de agroecosistemas. Las barras de error representan los intervalos de confianza.



**Figura 28.** Actividad de la AChE entre machos y hembras en los campos mixtos. Las barras de error representan los intervalos de confianza.

De acuerdo a la prueba de Shapiro-Wilk los residuales de la actividad de la AChE no presentaron normalidad, sin embargo con una transformación logarítmica natural se ajustaron favorablemente a los datos ( $P = 0.90$ ). El modelo con mayor soporte incluye únicamente al manganeso, el cual representa la variable que mejor explica la variación en la actividad de la AChE en las hembras del Cernícalo americano (Cuadro 21). Las variables hierro, endosulfán, parasitemia, clordano, tipo de agroecosistema, zinc y aluminio también aparecen en los mejores modelos con un delta AIC < 2.

**Cuadro 21.** Mejores modelos globales que explican la relación de los compuestos potencialmente tóxicos y parasitemia en la actividad de la enzima AChE de las hembras del Cernícalo americano.

Modelo	$K$	$AIC_c$	$\Delta AIC$	$w_i$
Mn	1	82.42	0	0.29
Fe+Mn	2	83.66	1.24	0.16
Endosulfan+Mn	2	84.29	1.88	0.11
Mn+Parasitemia	2	84.57	2.15	0.1
Clordano+Mn	2	84.76	2.34	0.09
Agro.+Mn	2	84.76	2.35	0.09
Mn+Zn	2	85.1	2.68	0.08
Al+Mn	2	85.12	2.71	0.08

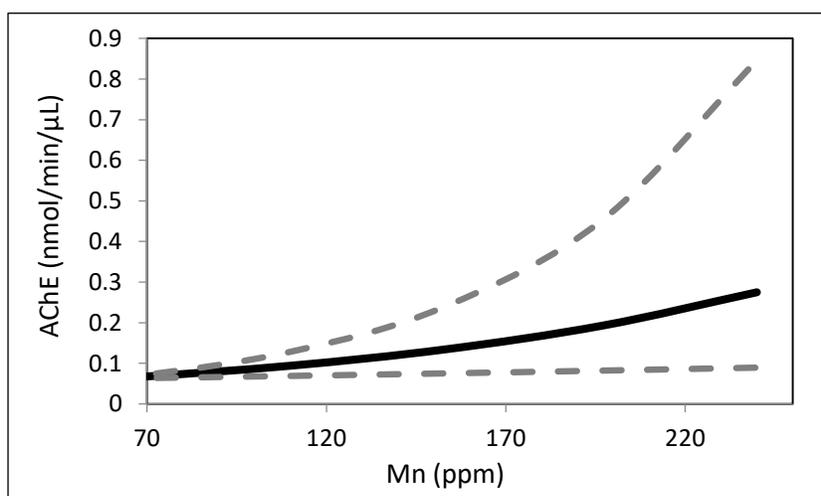
$k$  = número de parámetros en cada modelo,  $AIC_c$  = criterio de información de Akaike para tamaños de muestra pequeños,  $\Delta AIC$  = diferencias de los valores de akaike, y  $w_i$  = pesos de Akaike.

De acuerdo con los modelos de predicción de variables, el manganeso tiene el mayor nivel de importancia relativa (Cuadro 22), siendo la variable que más se repite en los mejores modelos. Aquellas hembras con mayor concentración de manganeso presentan una mayor actividad de la AChE y mayores intervalos de confianza (Fig. 29), lo cual sugiere que el incremento en la concentración del manganeso no inhibe la enzima.

**Cuadro 22.** Resumen de los parámetros promediados, error estándar, límites de confianza e importancia relativa para la actividad de la enzima acetilcolinesterasa (AChE) en las hembras del Cernícalo americano.

Parámetro	Estimado*	Error estándar	IC inferior	IC superior	Importancia Relativa	P
(Intercepto)	-2.2873	0.1881	-2.655976	-1.918624		<0.01
<b>Mn</b>	0.9107	0.352	0.22078	1.60062	1	0.013
Fe	0.4026	0.3468	-0.277128	1.082328	0.16	0.268
Endosulfán	-0.3059	0.3522	-0.996212	0.384412	0.11	0.408
Parasitemia	0.2506	0.3524	-0.440104	0.941304	0.1	0.498
Clordano	-0.2051	0.3576	-0.905996	0.495796	0.09	0.584
Tipo de agroecosistema - Riego(1)	0.204	0.3577	-0.497092	0.905092	0.09	0.587
Zn	-0.0523	0.3557	-0.749472	0.644872	0.08	0.889
Al	0.0103	0.3568	-0.689028	0.709628	0.08	0.978

\*Las magnitudes de los efectos se estandarizaron en dos Desviaciones estándar de acuerdo a Gleman (2008).  
(1) Los Campos mixtos son la categoría de referencia.



**Figura 29.** Relación del manganeso con la variación la actividad de la AChE en el Cernícalo americano. Las líneas punteadas representan los intervalos de confianza.

## DISCUSIÓN

En el primer capítulo de este trabajo se realizó una revisión exhaustiva de la presencia de compuestos potencialmente tóxicos (CPT) en los individuos invernantes del Cernícalo americano (*Falco sparverius*) en agroecosistemas del Bajío Michoacano, incluyendo los plaguicidas organoclorados u OCs y metales pesados u EPT (elementos potencialmente tóxicos), así como diferencias en la actividad de la enzima acetilcolinesterasa, asociada a la presencia de plaguicidas organofosforados y carbámicos. Este capítulo se enfoca hacia el entendimiento de la relación de algunos de dichos compuestos con lo que se denomina “la salud” de los individuos mediante la medición de indicadores de desempeño fisiológico a nivel individual, comparando entre tipos de agroecosistemas y entre sexos, permitiendo de esta forma generar conocimiento más integral de la ecofisiología de la especie en sus sitios de invernación en México.

### PERFIL LEUCOCITARIO

En los vertebrados de vida silvestre, el estudio de parámetros hematológicos, incluyendo los conteos de las células sanguíneas (tanto los eritrocitos como los leucocitos), ha permitido establecer una clara relación con su estado de salud, fisiología y capacidad de adaptación (Hernández *et al.* 1991, Stein *et al.* 1998, Mazerolle y Hobson 2002, Nadolski *et al.* 2006, Quillfeldt *et al.* 2008, Masello *et al.* 2009). Son varios los autores que han sugerido al estudio de los parámetros hematológicos como una herramienta importante en la biología de la conservación para determinar las causas de las reducciones poblacionales que enfrentan los organismos (Cooper 1989, Artacho *et al.* 2007, Vázquez y Guerrero 2007). En este sentido, la medición de dichos parámetros en el Cernícalo americano aporta evidencia sobre su estado de salud en una región del centro de México, generando bases para contribuir a entender el rol que tienen las áreas de invernación sobre sus tendencias poblacionales, al presentar la especie disminuciones preocupantes en décadas recientes en Norteamérica (Farmer y Smith 2009).

A pesar de que el Cernícalo americano es el halcón más ampliamente distribuido en las Américas, hasta ahora sólo se contaba con un estudio sobre leucocitos realizado por Stein *et al.* (1998), quienes contabilizaron las concentraciones celulares por unidad de volumen (1µl) en una población invernante en California. Sin embargo para la especie se han estudiado en buena medida otros aspectos de la hematología clínica, como son el hematocrito (Rehder *et al.* 1982, Rehder y Bird 1983, Dawson y Bortolotti 1997a y 1997c), la actividad de enzimas plasmáticas como la LDH, AP, ALT, AST, CK, ChE, AChE y BChE, la concentración de constituyentes del plasma sanguíneo como son la albúmina, globulina, colesterol, nitrógeno ureico, ácido úrico, glucosa y los iones Na, K, Ca y P (Stein *et al.* 1998), la concentración total de las proteínas plasmáticas (Dawson y Bortolotti 1997b), además de las afectaciones relacionadas con la presencia y concentración de hemoparásitos (Dawson y Bortolotti 1999, 2000). Esta investigación representa el primer trabajo que reporta el perfil leucocitario de una población invernante en agroecosistemas del centro de México, incluyendo comparaciones entre tipos de hábitat y sexos.

Las proporciones de los leucocitos aquí determinadas en general coinciden con las proporciones reportadas para otras especies de aves (Hernández *et al.* 1990, Puerta *et al.* 1990, Averbeck 1992, Polo *et al.* 1992, 1998, Powers *et al.* 1994, García-Montijano *et al.* 2002, Davis *et al.* 2004, Quillfeldt *et al.* 2008), teniendo que los linfocitos y los heterófilos son las células más numerosas, seguidas por los basófilos, eosinófilos y monocitos. Estas últimas tres células se encuentran en proporciones muy bajas y su variación entre las especies ha sido asociada a la respuesta individual a diferentes desafíos inmunológicos en diferentes etapas de respuesta. La importancia del conocimiento de los números normales de las células sanguíneas radica en que las alteraciones críticas en sus proporciones indican una anormalidad funcional, pudiendo ser la única señal evidente de una enfermedad (Campbell y Dein 1984, En: Stein *et al.* 1998) o de una respuesta a un agente estresor (Gross y Siegel 1983). A diferencia de las proporciones leucocitarias de los cernícalos analizados en este trabajo, en California los heterófilos fueron las células más numerosas y no los linfocitos, sugiriendo que esas poblaciones enfrentan mayores presiones de estrés al incrementar las proporciones de los heterófilos sobre los linfocitos.

Resulta interesante que en otras rapaces como el Busardo ratonero (*Buteo buteo*; Hernández *et al.* 1990), el Águila imperial (*Aquila adalberti*; García-Montijano *et al.* 2002), el Águila real (*Aquila chrysaetos*), el Buitre egipcio (*Neophron percnopterus*) y el Buitre leonado (*Gyps fulvus*) (Polo *et al.* 1992), mantenidas en cautiverio, los números de los basófilos son muy bajos (inexistentes en algunos casos), por debajo del 1% de las proporciones respecto a las otras células. En los cernícalos invernantes aquí analizados el número de basófilos fue más alto que en estas rapaces, encontrándose en una proporción superior al 3% de la carga leucocitaria. De acuerdo a García-Montijano *et al.* (2002), los basófilos son células muy raras cuyos números se incrementan en respuesta a parásitos intestinales, envenenamiento por plomo u otras infecciones, siendo probable que en los cernícalos aquí analizados, al tratarse de individuos de vida libre, estén expuestos a infecciones continuas por parásitos y por las interacciones que se dan con otros organismos de manera natural, tanto en sus sitios de reproducción como en los de invernación en el Bajío Michoacano, incrementando así sus números. En general, las variaciones en las proporciones leucocitarias entre los dos tipos de agroecosistemas y entre sexos podrían reflejar diferencias en su desempeño inmunitario debido a las presiones propias del hábitat de los sitios que habitan (Artacho *et al.* 2007), no obstante otros estudios con rapaces no han encontrado diferencias en las proporciones leucocitarias entre machos y hembras (Powers *et al.* 1994, Stein *et al.* 1998).

#### PREVALENCIA Y PARASITEMIA

Se determinó una prevalencia general del 76.2%, teniendo la presencia de eritrocitos parasitados por el hemosporidio *Haemoproteus tinnunculi* en 32 de los 42 Cernícalos analizados. Este porcentaje es relativamente alto si se compara con otros estudios. Stein *et al.* (1998) por ejemplo, encontraron una prevalencia del 45% para una población invernante en California. Se sabe que ciertos factores dentro de una misma latitud como son las diferencias de hábitats, la presencia o ausencia de sitios de reproducción de vectores e incluso la altura de los nidos podrían influir en la probabilidad de transmisión de los hemoparásitos (Garvin y Ramsen 1997, Waldenström *et al.* 2002, Shurulinkov e

llieva 2009). Cabe señalar que Stein y colaboradores determinaron mayor incidencia de *Haemoproteus sp.* (42.2%) y menor de *Leucozytozoon* (4.4%), mientras que en el Bajío Michoacano únicamente se registró la presencia de *Haemoproteus tinnunculi*. De igual forma, Wiehn *et al.* (1997) sólo detectaron la presencia de *H. tinnunculi* en una muestra de 40 hembras y 27 machos en Pensilvania, Estados Unidos, durante el periodo reproductivo; en otro estudio en Pensilvania se reporta una prevalencia del 74% por el mismo hemosporidio (Apanius y Kirkpatrick 1988). Es probable que debido al pequeño tamaño de muestra analizado no se haya registrado la presencia de otros hemoparásitos, pues en Canadá ya se han reportado infecciones por otros géneros como *Plasmodium*, *Hepatozoon* y *Trypanosoma* con una alta prevalencia del 75 al 94% (Dawson y Bortolotti 1999). Anteriormente se creía que en las especies migratorias las infecciones por hemoparásitos ocurrían en los sitios de reproducción (Beaudoin *et al.* 1971), sin embargo Waldenström *et al.* (2002) evidenciaron mediante técnicas moleculares en aves paserinas migratorias europeas que las transmisiones de linajes de *Haemoproteus* y *Plasmodium* ocurren en sus terrenos de invernación en África; igualmente se ha sugerido la transmisión de hemosporidios en ambas regiones (reproducción e invernación; Rintamäki y Ojanen 1998). En el presente estudio no se cuenta con evidencia para conocer el origen de las infecciones.

Comparando entre los individuos de los dos agroecosistemas, la prevalencia resultó igual en ambos sitios, lo que indica que probablemente no hay diferencias en la abundancia de los vectores transmisores de hemoparásitos en ambos tipos de agroecosistemas (en caso de que los hemosporidios hayan sido adquiridos en esta región) o que la capacidad de combatir las infecciones sea similar en los individuos de ambos sitios. Al comparar por sexo, la prevalencia fue ligeramente mayor en los machos que en las hembras, patrón que coincide con lo reportado por Wiehn *et al.* (1997) para una población reproductora en Pensilvania; de acuerdo a los autores, la prevalencia de los machos fue del 74% mientras que en las hembras del 53%. En otro estudio, Schultz *et al.* (2010) observaron que las hembras de *Ploceus capensis* en Sudáfrica presentan una menor prevalencia debido a que pasan mayor tiempo incubando a los huevos en nidos en

forma de túnel que les proveen protección contra los vectores. A diferencia de estos estudios, en el Bajío Michoacano los cernícalos se analizaron durante el invierno, por lo que las diferencias en los roles del cuidado parental que pudieran influir en el porcentaje diferencial del parasitismo durante la reproducción en Pensilvania y en Sudáfrica (en el caso de *Ploceus capensis*) no ocurriría en el Bajío Michoacano, teniendo como una explicación alterna que en los campos mixtos los machos se encuentran en micro-hábitats con mayor cantidad de vectores o que ya vienen con una carga diferente de sus sitios de reproducción y migración.

En el caso de la parasitemia, ésta resultó ligeramente mayor en los campos mixtos y marcadamente mayor en los machos. De igual forma, posibles diferencias en la calidad del hábitat, el nivel de estrés fisiológico, la condición física, la presencia de compuestos tóxicos y la etapa del ciclo de infección en el que se encontraban los individuos al momento de ser capturado son claves en la explicación de estas tendencias. Sin embargo no se cuenta con evidencia para saber cuál es el factor/variable causante o de respuesta; es decir, no se sabe si la alta parasitemia (producto de las condiciones ambientales y la mayor abundancia de vectores) ocasionen disminuciones en la salud (mayor estrés y menor condición corporal), o si la disminución en la salud (producto de otros factores externos o a la acción negativa de los COPs) predispone a los individuos a una mayor susceptibilidad a ser parasitados por *H. tinnunculi*. Al comparar entre agroecosistemas, la mayor parasitemia de los individuos (hembras) en los campos mixtos coincide con un incremento significativo en el índice H/L y una disminución en la condición corporal en estos sitios; sin embargo al comparar por sexos (en los campos mixtos) se observa una tendencia contraria, pues a pesar de que los machos presentan mayor parasitemia, su nivel de estrés fisiológico es menor y su condición corporal es igual al de las hembras, evidenciando en estos un rendimiento fisiológico más eficiente a pesar de presentar una mayor intensidad de parasitismo. Dawson y Bortolotti (1999) no encontraron diferencias en la intensidad de parasitismo del Cernícalo americano entre sexos en Canadá, por lo tanto no se descarta la posibilidad de que las diferencias en la parasitemia de la población

invernante en el Bajío Michoacano se deban a una variación normal que ocurre en la naturaleza y no al efecto particular del ambiente o de la fisiología de los cernícalos.

### ÍNDICE H/L COMO INICADOR DE ESTRÉS FISIOLÓGICO

Para el Cernícalo americano, Stein *et al.* (1998) determinaron un índice H/L de 2.3 en una población invernante en California, el cual es mayor al valor general de 1.18 encontrado en el Bajío Michoacano, si bien en dos individuos se registraron medidas del índice superiores a 3. Se sugiere que en California ciertos factores locales podrían influir en la respuesta inmunológica más elevada en esos cernícalos. Son diversos los estudios con aves que han demostrado un incremento en el índice H/L en función de una o varias condiciones estresantes o factores de estrés como enfermedades, heridas, infecciones por parásitos e intoxicación por metales pesados, etc. (Davis *et al.* 2004, Artacho *et al.* 2007). En relación con la exposición a compuestos potencialmente tóxicos, Blanco *et al.* (2004) encontraron que en volantones del Milano negro (*Milvus migrans*) expuestos a las emisiones de un incinerador de residuos sólidos en España, el incremento en los niveles de cadmio se relacionó con un incremento en el índice H/L y una disminución en su condición nutricional; por su parte, Clark (1975) encontró que bajo condiciones de estrés crónico los individuos del Tordo sargento (*Agelaius phoeniceus*) acumularon mayores cantidades de dieldrín en el cerebro y murieron en un menor tiempo en comparación con los individuos no estresados, evidenciando que los tordos sujetos a mayores niveles de estrés son más susceptibles a la adquisición de dieldrín, provocando una disminución en sus niveles de grasa corporal y acelerando el tiempo de muerte. En el presente estudio no se tomó en cuenta al cadmio ni al dieldrín para los análisis de predicción de variables e inferencia multimodelos, ya que sus concentraciones se encontraron en pocos individuos (baja frecuencia) o en concentraciones muy bajas. Es probable que el incremento en el índice H/L en los cernícalos no se deba a la presencia de los metales tóxicos o los plaguicidas organoclorados en sí, sino a una estrategia del sistema inmune para combatir las enfermedades producto del estrés que dichos compuestos potencialmente tóxicos u otros factores les pudieran ocasionar (Blanco *et al.* 2004).

A escala regional, comparando por tipo de agroecosistema, el índice H/L resultó significativamente mayor en los cernicalos de los campos mixtos respecto a los de los sitios de agricultura de riego, lo cual apoya la hipótesis inicialmente planteada de que los individuos de los campos mixtos se encuentran sometidos a un mayor nivel de estrés fisiológico, pues al carecer de un sistema de riego constante, la disponibilidad de artrópodos disminuye (siendo este el alimento que más frecuentemente consumen; Ortega-Guzmán 2015), sobre todo al final del periodo invernal (obs. pers.), sugiriendo en estos un mayor nivel de estrés al reducir sus niveles de energía y verse obligados a buscar alimento constantemente. Se ha demostrado en experimentos de laboratorio que cuando las aves se someten a un ayuno prolongado o la privación del alimento como presión de estrés crónico, el índice H/L incrementa (Jones 1989). Esta diferencia en el índice H/L en el Cernícalo americano pudiera tomarse como un parámetro indicador de diferencias en la calidad de hábitat, siendo el caso, se sugeriría que la segregación sexual de hábitat durante el periodo invernal parece tener un efecto importante sobre la manifestación del nivel de estrés fisiológico, lo que potencialmente podría tener implicaciones demográficas con efectos sinérgicos llevados a los sitios de crianza (Marra y Holberton 1998).

Al comparar por sexos, el nivel de H/L resultó significativamente mayor en las hembras que en los machos, lo cual contradice lo esperado, ya que al encontrarse en sitios aparentemente más desfavorables, se esperaría que los machos se encontraran sometidos a un mayor nivel de estrés fisiológico. Probablemente la preferencia diferencial por hábitats de acuerdo a las necesidades de cada sexo les provean a los machos condiciones más óptimas de subsistencia y un mejor desempeño inmunológico que a las hembras que habitan estos mismos sitios (campos mixtos), sin embargo estas diferencias igualmente podrían atribuirse a que las hembras incrementan la proporción H/L como una respuesta fisiológica debida al inicio próximo de la temporada de reproducción o que sea un legado de los procesos diferenciales que pudieron haber sucedido durante la etapa reproductiva anterior. Lo anterior exhibe la necesidad de estudios más detallados sobre la calidad de hábitat en los sitios de invernación y las implicaciones fisiológicas de los roles de cada sexo durante la reproducción.

Al analizar la relación entre la concentración de los CPTs con el índice H/L, el manganeso en asociación con el tipo de agroecosistema, el clordano, y el fierro se incluyeron como el mejor modelo explicativo de la variación en el índice H/L. Al ser el manganeso el único elemento que sobrepasa los niveles reportados en la literatura, se esperaba que influyera negativamente en la respuesta inmune de los cernícalos; sin embargo se observó lo contrario, pues a medida que incrementa su concentración disminuye el índice H/L, disminuyendo así el nivel de estrés y mejorando su desempeño inmunológico. El mismo patrón ocurrió con el fierro y el clordano, ambos considerados, junto con el manganeso, como las variables de mayor importancia para el índice H/L. El manganeso es un elemento esencial en los seres vivos poco conocido respecto a sus propiedades tóxicas (Burger *et al.* 1993). Si bien ya se ha reportado que a altas dosis podría ocasionar anomalías conductuales (Burger y Gochfeld 1995), reproductivas (Liu *et al.* 2013), alimentarias e inmunes (Sunder *et al.* 2006), no queda del todo claro el mecanismo fisiológico por medio del cual influye en una disminución del índice H/L. De acuerdo a Sunder *et al.* (2006), aunque a dosis superiores a los 1600 ppm, el  $\text{NaCl}_2$  indujo un aumento en el índice H/L en las aves de engorda, a dosis más bajas (100 ppm) el compuesto mejoró la retención de calcio, fósforo y zinc en los huesos. En el Cernícalo americano probablemente las concentraciones no son tan altas como para incrementar el índice H/L pero sí se encuentra en el umbral de beneficio, pudiendo propiciar la retención de otros elementos esenciales. En lo referente a su interacción con los elementos no esenciales, no se descarta la posibilidad de que sus concentraciones tengan una función de neutralización y desintoxicación de metales pesados tóxicos como el cadmio o el plomo a través de su asociación con las Metalotioneínas, cuya acción ya se ha demostrado la realiza el zinc (Debacker *et al.* 2001, Blanco *et al.* 2004); sin embargo no se cuenta con la evidencia ni con antecedentes para confirmarlo en el caso del manganeso. Respecto al fierro y el clordano, ambos se encontraron por debajo de los niveles promedio reportado en otras especies y por debajo de los niveles clínicos, por lo que la relación aparentemente benéfica encontrada con el índice H/L podría deberse a otros factores y no a su efecto directo sobre las alteraciones en las proporciones celulares.

## CONDICIÓN FÍSICA

En el cernícalo americano, la mayor condición corporal (IME) en los sitios de agricultura de riego se sugiere podría estar relacionada con una mayor disponibilidad de alimento, pues en estos se tienen sistemas de riego que proveen de materia vegetal constante a lo largo del periodo invernal, misma que aprovechan los artrópodos, su principal fuente de alimento en la región (Ortega-Guzmán 2015), a pesar de tener un uso más intensivo de plaguicidas organofosforados y carbamatos en estos sitios (Capítulo I). En los campos mixtos se observó que a inicios del periodo invernal, entre septiembre y noviembre, hay abundancia de saltamontes, sin embargo, a medida que transcurre el tiempo las condiciones se vuelven más drásticas y la abundancia de saltamontes se reduce (obs. pers.), siendo probable que dicha limitación en la disponibilidad de alimento contribuya a una reducción en la condición física de los individuos que allí habitan.

Ahora bien, en los campos mixtos la condición corporal fue prácticamente igual entre sexos, por lo que las condiciones aparentemente “más drásticas” afectan a machos y hembras por igual. No obstante, debido a que los machos presentan mayores niveles de prevalencia y de parasitemia, se esperaría que su condición física fuera menor, lo que sugiere que los machos tienen una mayor capacidad de adecuación y un mejor rendimiento fisiológico en estos sitios aparentemente más desfavorables, ya que, además de tener condición física similar a las hembras, su nivel de estrés fisiológico es menor. En Pensilvania, Ardia (2002) encontró que durante el invierno los machos del Cernícalo americano se encuentran en menor condición física que las hembras, y que a medida que transcurre el invierno ésta disminuye en los machos mientras que en las hembras se mantiene constante, llegando a la conclusión de que las hembras al tener mayores requerimientos energéticos ocupan los mejores hábitats, relegando a los machos a los hábitats menos favorables. En el Bajío Michoacano, si bien se tiene documentada la segregación sexual (Ortega-Guzmán 2015), los sitios utilizados por ambos sexos no parecen influir en su condición física, sugiriendo que la segregación ocurre por un proceso de selección diferencial de hábitat y no por exclusión competitiva de las hembras sobre los

machos, aunque esto requiere ser confirmado mediante estudios experimentales que pudieran implicar la remoción de individuos territoriales.

De acuerdo a los análisis de predicción de variables e inferencia multimodelos, el endosulfán representa el modelo que mejor explica la variación en el IME y es al mismo tiempo la variable de mayor importancia relativa, presentándose una tendencia en la que, a medida que incrementa la concentración de endosulfán en los individuos, disminuye su condición corporal. Sin embargo no queda claro de qué manera ocurre esta interacción, sobre todo por el hecho de que a pesar de su alta toxicidad, las concentraciones cuantificadas en los cernícalos en el Bajío Michoacano se encuentran en el promedio respecto a los reportes de otras especies y no sobrepasan los niveles clínicos de toxicidad. Más aún, a diferencia de otros vertebrados como los peces, en donde se sabe que el endosulfán es altamente perjudicial y afecta el sistema inmune (Tellez-Bañuelos *et al.* 2010), para las aves la información disponible respecto a sus propiedades tóxicas es escasa. En estudios con otros grupos taxonómicos (incluyendo a los humanos) se ha demostrado que el endosulfán es un disruptor endócrino que ocasiona alteraciones en la actividad antioxidante de enzimas endógenas (Bebe y Panemangalore 2003), daño celular hepático (El-Shenawy 2010), malformación de los embriones en las hembras gestantes (Singh *et al.* 2007), retraso en la madurez sexual y la síntesis de hormonas sexuales en los machos (Saiyed *et al.* 2003) y mortalidad (Jones *et al.* 2009). Por lo tanto no se descarta la posibilidad de que este compuesto influya en la actividad enzimática y hormonal en los cernícalos, afectando la condición física de aquellos que presentan mayores concentraciones, sin embargo se requiere de estudios experimentales bajo condiciones controladas de laboratorio que corroboren o refuten este supuesto.

Independientemente de la contribución del endosulfán en la disminución de la condición física de los cernícalos, no se tiene una idea de las repercusiones reales en su salud y sobrevivencia a nivel poblacional. Artacho *et al.* (2007) reportan que en Chile, los Cisnes cuellinegros (*Cygnus melancoryphus*) exhiben una reducción en la masa corporal del 30% a lo largo del periodo reproductivo debido a la disminución de su fuente principal de alimento y a la presencia de metales pesados en el cuerpo de agua que habitan,

teniendo implicaciones en su estado de salud (malnutrición), estrés (incremento del índice H/L), desempeño inmunológico (reducción de los parámetros hematológicos) y sobrevivencia. Si bien se sabe que algunas especies presentan fluctuaciones drásticas en su masa corporal debido al gasto energético que representa el proceso de la reproducción (Vleck y Vleck 2002), y en otras para emprender el proceso migratorio (Scott *et al.* 1994), en el presente estudio la mayoría de los individuos fueron capturados hacia el final del periodo invernal y sólo se tomó una muestra por individuo, por lo que no fue posible hacer una comparación temporal de este tipo. Aunque se conocen los valores del IME en el Cernícalo americano hacia la parte final del periodo invernal en el Bajío Michoacano, resultaría interesante conocer su condición al momento de llegada, por lo que se sugiere la realización de un estudio adicional en el cual se capture a los cernícalos al momento de su llegada y al momento de partida hacia los sitios de reproducción.

#### ACTIVIDAD DE LA ENZIMA ACETILCOLINESTERAZA (AChE)

En el primer capítulo de este trabajo se discuten las implicaciones de las diferencias en la actividad de la AChE entre tipos de agroecosistemas y entre sexos, llegando a la conclusión que los cernícalos de ambos tipos de agroecosistemas se ven afectados por igual. De acuerdo con los métodos de inferencia multimodelos utilizados en este segundo capítulo, que se basan en la premisa de máxima verosimilitud, se determinó que la actividad de la AChE es ligeramente mayor en los cernícalos de los sitios de agricultura de riego que en los de los campos mixtos (comparando por tipos de agroecosistemas) y ligeramente mayor en las hembras que en los machos (comparando por sexo), aunque sin diferencias estadísticas, lo que coincide con las pruebas de ANOVA utilizadas en el primer capítulo para la comparación por tipo de agroecosistemas y por sexo, corroborando así los patrones inicialmente encontrados. En adición a lo anterior, la menor actividad de la AChE en las hembras de los campos mixtos coincide con una menor condición física y un incremento en la parasitemia y en el nivel de estrés fisiológico de las mismas, evidenciando que estas presentan un menor desempeño fisiológico.

El manganeso representa la variable que mejor explica la variación de la actividad de la AChE, observándose una relación positiva entre la concentración del manganeso con la actividad de la AChE, de tal manera que las hembras con mayor concentración del manganeso realizan la actividad de la AChE de manera más eficiente. Sin embargo, debido a que no es posible que la actividad de la AChE incremente, sino que disminuye a causa de la exposición de ciertos compuestos como los plaguicidas organofosforados y carbámicos (Lionetto *et al.* 2011, Colovic *et al.* 2013), e incluso debido a compuestos a base del mismo manganeso como el MnCl<sub>2</sub> (Seth *et al.* 1977, Santos *et al.* 2012), esta relación positiva entre ambas variables no tiene una explicación biológica válida, pues el incremento en la concentración de manganeso no “mejora” su actividad y evidentemente tampoco la inhibe. Anteriormente ya se mencionó que las concentraciones del manganeso detectadas en las plumas de los cernícalos, a pesar de ser superiores a las reportadas en la literatura, no parecen tener un efecto negativo relacionado con en el estrés fisiológico de la especie, y con la actividad de la enzima acetilcolinesterasa tampoco se observa un efecto perjudicial. Se sugiere que no hay una relación entre los contaminantes determinados en las plumas de los cernícalos y la inhibición de la actividad de la AChE.

A pesar de las tendencias encontradas respecto a la variación de los indicadores de desempeño fisiológico en función del incremento en las concentraciones de algunos compuestos potencialmente tóxicos aquí determinados (manganeso, fierro, clordano y endosulfán), no se tiene la certeza de que los CPTs afecten la salud de los cernícalos, ya que, para el caso del estrés fisiológico y la actividad de la AChE, contrario a lo que se esperaba, las tendencias resultaron ser benéficas y no perjudiciales, siendo igualmente probable que otros factores tanto internos como externos influyan en la variación de los indicadores de rendimiento fisiológico de la especie. Se requiere de estudios adicionales para comprender de manera precisa el efecto potencial de los compuestos tóxicos en la capacidad de adecuación y sobrevivencia de los cernícalos en esta región de invernación y a lo largo del ciclo anual. Queda claro que aún se tiene mucho por investigar respecto a la ecofisiología del Cernícalo americano tanto en sus áreas de invernación como en aquellas de reproducción.

## CONCLUSIONES

Las proporciones de los leucocitos determinadas en los cernícalos del Bajío Michoacano en general coinciden con las proporciones reportadas para otras especies de aves, teniendo que los linfocitos y los heterófilos son las células más numerosas, seguidas por los basófilos, eosinófilos y monocitos. Aunque se presentaron diferencias en las proporciones de algunos linfocitos entre ambos tipos de agroecosistemas y sexos, no se sabe si estas diferencias se deban a factores ambientales, a diferencias en su estado de salud, o a la variación natural entre individuos, sugiriendo al estrés fisiológico como la variable que mejor las explica.

La alta prevalencia por *Haemoproteus tinnunculi* (el único hemoparásito registrado en los cernícalos), sugiere una alta abundancia de vectores a lo largo de su rango de distribución, sobre todo en sus sitios de reproducción, ya que la prevalencia resultó igual entre ambos tipos de agroecosistemas y entre sexos.

Como se esperaba, el índice H/L y la parasitemia resultaron mayores en los campos mixtos, donde las condiciones hacia el final del periodo invernal se aprecian más drásticas (escasez de alimento), coincidiendo además con una disminución en la condición corporal y una menor actividad de la AChE de los cernícalos (hembras) invernando en estos sitios. Por el contrario, en los machos, a pesar de que presentaron una mayor parasitemia y una reducción en la actividad de la AChE respecto a las hembras, la disminución en el nivel de estrés fisiológico y su condición física prácticamente igual a la de las hembras sugieren que éstos presentan un mejor desempeño fisiológico, evidenciando una mayor capacidad de adecuación a los sitios aparentemente menos óptimos.

El manganeso, el endosulfán, el fierro y el clordano representan los compuestos potencialmente tóxicos de mayor importancia que explicaron las variaciones en los indicadores de desempeño fisiológico en los individuos invernantes del Cernícalo americano en el Bajío Michoacano. El manganeso, el fierro y el clordano parecen tener un efecto positivo o benéfico al observarse que el nivel de estrés (índice H/L) disminuye

conforme incrementan sus niveles; teniendo de igual forma una relación positiva del manganeso con la actividad de la AChE, aunque este patrón carece de un fundamento biológico válido. Contrario a esto, el endosulfán presenta un efecto negativo en los cernícalos, ya que se relaciona con una disminución en la condición corporal conforme su concentración aumenta.

La presencia y concentración de los plaguicidas organoclorados y metales pesados al parecer no tienen un efecto determinante en la disminución de su desempeño fisiológico, pues estos se presentaron en pocas muestras (sobre todo los OCs) y en la mayoría de ellos en bajas concentraciones, además de que en algunos casos las relaciones con los indicadores de desempeño fisiológico resultaron contrarias a las esperadas. Se requiere de estudios adicionales para comprender de manera más clara la variación de los indicadores de rendimiento fisiológico de los cernícalos en función de las concentraciones de los compuestos tóxicos a los que se encuentran expuestos, ya sea en el Bajío Michoacano o en sus sitios de reproducción en el Norte.

## LITERATURA CITADA

- Altan, Ö., A. Altan, M. Çabuk y H. Bayraktar. 2000. Effects of Heat Stress on Some Blood Parameters in Broilers. *Turkish Journal of Veterinary and Animal Sciences*. 24: 145-148.
- Anderson, D. R., y K. P. Burnham. 2002. Avoiding pitfalls when using information-theoretic methods. *The Journal of Wildlife Management*. 66:912-918.
- Anteau, M. J., A. D. Afton, C. M. Custer y T. W. Custer. 2007. Relationships of cadmium, mercury, and selenium with nutrient reserves of female lesser scaup (*Aythya affinis*) during winter and spring migration. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 26: 515-520.
- Apanius, V. y C. E. Kirkpatrick. 1988. Preliminary report of *Haemoproteus tinnunculi* infection in a breeding population of American kestrels (*Falco sparverius*). *Journal of Wildlife Diseases*. 24: 150-153.
- Apanius, V., N. Yorinks, E. Bermingham y R. E. Ricklefs. 2000. Island and taxon effects in parasitism and resistance of Lesser Antillean birds. *Ecology*, 81: 1959-1969.
- Ardia, D. R. 2002. Energetic consequences of sex-related habitat segregation in wintering American kestrels (*Falco sparverius*). *Canadian journal of Zoology*. 80: 516-523.
- Artacho, P., M. Soto-Gamboa, C. Verdugo y R. F. Nespolo. 2007. Using haematological parameters to infer the health and nutritional status of an endangered black-necked swan population. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*. 147: 1060-1066.
- Averbeck, C. 1992. 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.
- Beaudoin, R. L., J. E. Applegate, D. E. Davis y R. G. McLean. 1971. A model for the ecology of avian malaria. *Journal of Wildlife Diseases*. 7: 5-13.
- Bebe, F. N. y M. Panemangalore. 2003. Exposure to low doses of endosulfan and chlorpyrifos modifies endogenous antioxidants in tissues of rats. *Journal of Environmental Science and Health, Part B*. 38: 349-363.
- Bedáňová, I., E. Voslářová, E. V. Večerek, V. Pištěková y P. Chloupek. 2007. Haematological profile of broiler chickens under acute stress due to shackling. *Acta Veterinaria Brno*. 76: 129-135.
- Bennett, G. F., J. R. Caines y M. A. Bishop. 1988. Influence of blood parasites on the body mass of passeriform birds. *Journal of Wildlife Diseases*. 24: 339-343.
- Booth, C. E. y P. F. Elliott. 2002. Hematological responses to hematozoa in North American and neotropical songbirds. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*. 133: 451-467.
- Blanco, G., B. Jimenez, O. Frí, J. Millan y J. A. Davila. 2004. Contamination with nonessential metals from a solid-waste incinerator correlates with nutritional and immunological stress in pre fledgling black kites (*Milvus migrans*). *Environmental Research*. 94: 94-101.
- Burger, J. y M. Gochfeld. 1995. Growth and behavioral effects of early postnatal chromium and manganese exposure in herring gull (*Larus argentatus*) chicks. *Pharmacology Biochemistry and Behavior*. 50: 607-612.

- Burger, J., S. Seyboldt, N. Morganstein y K. Clark. 1993. Heavy metals and selenium in feathers of three shorebird species from Delaware Bay. *Environmental Monitoring and Assessment*. 28: 189-198.
- Campbell, T. W. 1995. *Avian hematology and cytology*. No. Ed. 2. Iowa State University Press.
- Canfield, P. J. 1998. Comparative cell morphology in the peripheral blood film from exotic and native animals. *Australian veterinary journal*. 12: 793-800.
- Charmandari, E., C. Tsigos, C y G. Chrousos. 2005. Endocrinology of the stress response. *Annual review of physiology*. 67: 259.
- Clark, D. R. 1975. Effect of stress on dieldrin toxicity to male redwinged blackbirds (*Agelaius phoeniceus*). *Bulletin of environmental contamination and toxicology*. 14: 250-256.
- Colovic, M. B., D. Z. Krstic, T. D. Lazarevic-Pasti, A. M. Bondzic y V. M. Vasic. 2013. Acetylcholinesterase inhibitors: pharmacology and toxicology. *Current neuropharmacology*. 11: 315-335.
- Cooper, J. E. 1989. The importance of health monitoring of migrating raptors. pp. 39-42. *En: Raptors in the modern world: proceedings of the III world conference on birds of prey and owls*. World Working Group on Birds of Prey and Owls, London.
- Davis, A. K. 2005. Effect of handling time and repeated sampling on avian white blood cell counts. *Journal of Field Ornithology*. 76: 334-338.
- Davis, A. K., K. C. Cook y S. Altizer. 2004. Leukocyte profiles in wild 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.
- Dawson, R. D. y G. R. Bortolotti. 1997a. Are avian hematocrits indicative of condition? American kestrels as a model. *The Journal of wildlife management*. 61: 1297-1306.
- Dawson, R. D. y G. R. Bortolotti. 1997b. Total plasma protein level as an indicator of condition in wild American kestrels (*Falco sparverius*). *Canadian Journal of Zoology*. 75: 680-686.
- Dawson, R. D. y G. R. Bortolotti. 1997c. Variation in hematocrit and total plasma proteins of nestling American kestrels (*Falco sparverius*) in the wild. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology*. 117: 383-390.
- Dawson, R. D. y G. R. Bortolotti. 1999. Prevalence and intensity of hematozoan infections in a population of American kestrels. *Canadian Journal of Zoology*. 77: 162-170.
- Dawson, R. D. y G. R. Bortolotti. 2000. Effects of hematozoan parasites on condition and return rates of American kestrels. *The Auk*. 117: 373-380.
- Debacker, V., L. S. Schiettecatte, T. Jauniaux y J. M. Bouqueneau. 2001. Influence of age, sex and body condition on zinc, copper, cadmium and metallothioneins in common guillemots (*Uria aalge*) stranded at the Belgian coast. *Marine environmental research*. 52: 427-444.
- Delgado-V, C. A. y K. French, K. 2012. Parasite–bird interactions in urban areas: Current evidence and emerging questions. *Landscape and urban planning*. 105: 5-14.
- Dhabhar, F. S. 2002. A hassle a day may keep the doctor away: stress and the augmentation of immune function. *Integrative and Comparative Biology*. 42: 556-564.

- Dhabhar, F. S., y B. S. 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.
- El-Lethey, H., B. Huber-Eicher y T. W. Jungi. 2003. Exploration of stress-induced immunosuppression in chickens reveals both stress-resistant and stress-susceptible antigen responses. *Veterinary immunology and immunopathology*. 95: 91-101.
- El-Shenawy, N. S. 2010. Effects of insecticides fenitrothion, endosulfan and abamectin on antioxidant parameters of isolated rat hepatocytes. *Toxicology in Vitro*. 24: 1148-1157.
- Farmer, C. J. y J. P. Smith. 2009. Migration monitoring indicates widespread declines of American kestrels (*Falco sparverius*) in North America. *Journal of Raptor Research*. 43: 263-273.
- Fokidis, H. B., E. C. Greiner y P. Deviche. 2008. Interspecific variation in avian blood parasites and haematology associated with urbanization in a desert habitat. *Journal of Avian Biology*. 39: 300-310.
- García-Montijano, M., A. García, J. A. Lemus, A. Montesinos, R. Canales, I. Luaces y P. Pereira. 2002. Blood chemistry, protein electrophoresis, and hematologic values of captive Spanish imperial eagles (*Aquila adalberti*). *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*. 33: 112-117.
- Garvin, M. C. J. V. Remsen Jr. 1997. An alternative hypothesis for heavier parasite loads of brightly colored birds: exposure at the nest. *The Auk*. 114: 179-191.
- Gleman, A. 2008. Scaling regression inputs by dividing by two standard deviations. *Statistics in medicine*. 27: 2865-2873.
- Glabach, A., D. J. Gladbach y P. Quillfeldt. 2010. Variations in leucocyte profiles and plasma biochemistry are related to different aspects of parental investment in male and female Upland geese *Chloephaga picta leucoptera*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*. 156: 269-277.
- Gosler, A. G., J. 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.
- Green, A. J. 2001. Mass/length residuals: measures of body condition or generators of spurious results?. *Ecology*. 82: 1473-1483.
- Gross, W. B. y H. S. Siegel. 1983. Evaluation of the Heterophyl/Lymphocyte ratio as a measure of stress in chickens. *Avian diseases*. 27:972-979.
- Grueber, C. E., S. Nakagawa, R. J. Laws e I. G. Jamieson. 2011. Multimodel inference in ecology and evolution: challenges and solutions. *Journal of evolutionary biology*. 24: 699-711.
- Herman, C. M. 1944. The blood protozoa of North American birds. *Bird-banding*. 15: 89-112.
- Hernández, M., S. Martin y P. Fores, P. 1990. Clinical hematology and blood chemistry values for the Common Buzzard. *Journal of Raptor Research*. 24: 113-119.
- Hernández, M., C. Sunyer y A. Peraita. 1991. Hematología y bioquímica sanguínea del quebrantahuesos: Datos sobre los valores comparativos de los pollos. Ministerio de Cultura Pesca y Alimentación. 91-98.
- JMP®, Version 6.0. SAS Institute Inc., Cary, NC. 1989-2007.

- Jones, R. B. 1989. Chronic stressors, tonic immobility and Leucocytic responses in the domestic fowl. *Physiology and Behaviour*. 46: 439-442.
- Jones, D. K., J. I. Hammond y R. A. Relyea. 2009. Very highly toxic effects of endosulfan across nine species of tadpoles: Lag effects and family-level sensitivity. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 28: 1939-1945.
- Kilgas, P., V. Tilgar y R. Mänd. 2006. Hematological health state indices predict local survival in a small passerine bird, the great tit (*Parus major*). *Physiological and Biochemical Zoology*. 79: 565-572.
- Knol, B. W. 1991. Stress and the endocrine hypothalamus-pituitary-testis system. A review. *Veterinary Quarterly*. 13: 104-114.
- Krams, I., J. Vrublevska, D. Cirule, I. Kivleniece, T. Krama, M. J. Rantala, E. Sild y P. Hõrak. 2012. Heterophil/lymphocyte ratios predict the magnitude of humoral immune response to a novel antigen in great tits (*Parus major*). *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*. 161: 422-428.
- Labocha, M. K., H. Schutz y J. P. Hayes. 2014. Which body condition index is best?. *Oikos*. 123: 111-119.
- Lemus-Ramírez, K. I. 2016. Efecto remanente de la industria minera en comunidades de aves de bosque templado del estado de Michoacán, México. Tesis de Maestría. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.
- Lionetto, M. G., R. Caricato, A. Calisi y T. Schettino. 2011. Acetylcholinesterase inhibition as a relevant biomarker in environmental biomonitoring: new insights and perspectives. *En: Ecotoxicology around the globe*. 87-115.
- Liu, X. F., L. M. Zhang, H. N. Guan, Z. W. Zhang y S. W. Xu. 2013. Effects of oxidative stress on apoptosis in manganese-induced testicular toxicity in cocks. *Food and chemical toxicology*. 60: 168-176.
- Marra, P. P. y R. L. Holberton. 1998. Corticosterone levels as indicators of habitat quality: effects of habitat segregation in a migratory bird during the non-breeding season. *Oecologia*. 116: 284-292.
- Masello, J. F., R. G. Choconi, M. Helmer, T. Kremberg, T. Lubjuhn y P. Quillfeldt. 2009. Do leucocytes reflect condition in nestling burrowing parrots *Cyanoliseus patagonus* in the wild?. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*. 152: 176-181.
- Mata, N. E. y O. A. Rodríguez. 2001. Hemoparásitos aviares (Avian Haematozoa). *Acta Biológica Colombiana*. 6: 27.
- Mazerolle, D. F. y K. A. Hobson. 2002. Physiological ramifications of habitat selection in territorial male ovenbirds: consequences of landscape fragmentation. *Oecologia*. 130: 356-363.
- McFarlane, J. M. y S. E. Curtis. 1989. Multiple concurrent stressors in chicks. 3. Effects on plasma corticosterone and the heterophil: lymphocyte ratio. *Poultry Science*. 68: 522-527.
- Moreno, J., S. Merino, J. Martínez, J. J. Sanz y E. Arriero. 2002. Heterophil/lymphocyte ratios and heat/shock protein levels are related to growth in nesting birds. *Ecoscience*. 9: 434-439.

- Müller, C., S. Jenni-Eiermann y L. Jenni. 2011. Heterophils/Lymphocytes-ratio and circulating corticosterone do not indicate the same stress imposed on Eurasian kestrel nestlings. *Functional Ecology*. 25: 566-576.
- Nadolski, J., J. Skwarska, A. Kaliński, M. Bańbura, R. Śniegula y J. Bańbura. 2006. Blood parameters as consistent predictors of nestling performance in great tits (*Parus major*) in the wild. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*. 143: 50-54.
- Ochs, C. L. y R. D. Dawson. 2008. Patterns of variation in leucocyte counts of female tree swallows, *Tachycineta bicolor*: repeatability over time and relationships with condition and costs of reproduction. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*. 150: 326-331.
- Ortega-Guzmán, L. 2015. Ecología invernal del Cernícalo americano (*Falco sparverius*): Determinación de su cronología migratoria, segregación de hábitat por sexo y conducta de forrajeo en el Bajío Michoacano. Tesis de Maestría. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.
- Ots, I., A. Murumägi y P. Hõrak. 1998. Haematological health state indices of reproducing great tits: methodology and sources of natural variation. *Functional Ecology*. 12: 700-707.
- Ots, I. y P. Hõrak. 1998. Health impact of blood parasites in breeding great tits. *Oecologia*. 116: 441-448.
- Peig, J. y A. J. Green. 2009. New perspectives for estimating body condition from mass/length data: the scaled mass index as an alternative method. *Oikos*. 118: 1883-1891.
- Peig, J. y A. J. Green. 2010. The paradigm of body condition: a critical reappraisal of current methods based on mass and length. *Functional Ecology*. 24: 1323-1332.
- Polo, F. J., J. F. Celdran, V. I. Peinado, G. Viscor y J. Palomeque. 1992. Hematological values for four species of birds of prey. *The condor*. 94: 1007-1013.
- Polo, F. J., V. I. Peinado, G. Viscor y J. Palomeque. 1998. Hematologic and plasma chemistry values in captive psittacine birds. *Avian diseases*. 42: 523-535.
- Powers, L. V., M. Pokras, K. Rio, C. Viverette y L. Goodrich. 1994. Hematology and occurrence of hemoparasites in migrating sharp-shinned hawks. *Journal of Raptor Research*. 28: 178-185.
- Puerta, M. L., J. C. Alonso, V. Huecas, J. A. Alonso, M. Abelenda y R. Munoz-Pulido. 1990. Hematology and blood chemistry of wintering Common Cranes. *The Condor*. 92: 210-214.
- Quillfeldt, P., G. Ruiz, M. A. Rivera y J. F. Masello. 2008. Variability in leucocyte profiles in thin-billed prions *Pachyptila belcheri*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*. 150: 26-31.
- R Core Team 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>
- Rehder, N. B., D. M. Bird y P. C. Laguë. 1982. Variations in blood packed cell volume of captive American Kestrels. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology*. 72: 105-109.
- Rehder, N. B. y D. M. Bird. 1983. Annual profiles of blood packed cell volumes of captive American kestrels. *Canadian journal of zoology*. 61: 2550-2555.

- Reiczigel J. y L. Rózsa. 2005. *Quantitative Parasitology 3.0*. Budapest. Distribuido por los autores.
- Rintamäki, P. T., M. Ojanen, H. Pakkala y M. Tynjälä. 1998. Blood parasites of migrating Willow Warblers (*phylloscopus trochilus*) at a stopover site. *Canadian Journal of Zoology*. 76: 984-988.
- Rózsa, L., J. Reiczigel y G. Majoros. 2000. Quantifying parasites in samples of hosts. *Journal of Parasitology*. 86: 228-232.
- Saiyed, H., A. Dewan, V. Bhatnagar, U. Shenoy, R. Shenoy, H. Rajmohan, K. Patel, r. Kashyap, P. Kulkarni, B. Rajan y B. Lakkad. 2003. Effect of Endosulfan on male reproductive development. *Environmental Health Perspectives*. 111: 1958-1962.
- Santos, D., D. Milatovic, V. Andrade, M. C. Batoreu, M. Aschner y A. M. Dos Santos. 2012. The inhibitory effect of manganese on acetylcholinesterase activity enhances oxidative stress and neuroinflammation in the rat brain. *Toxicology*. 292: 90-98.
- Schulte-Hostedde, A. I., B. Zinner, J. S. Millar y G. J. Hickling. 2005. Restitution of mass–size residuals: validating body condition indices. *Ecology*. 86: 155-163.
- Schultz, A., L. G. Underhill, R. A. Earlé y G. Underhill. 2010. Infection prevalence and absence of positive correlation between avian haemosporidian parasites, mass and body condition in the Cape Weaver *Ploceus capensis*. *Ostrich*. 81: 69-76.
- Scott, I., P. I. Mitchell y P. R. Evans. 1994. Seasonal changes in body mass, body composition and food requirements in wild migratory birds. *Proceedings of the Nutrition Society*. 53: 521-531.
- Seth, P. K., R. Husain, M. Mushtaq y S. V. Chandra. 1977. Effect of manganese on neonatal rat: manganese concentration and enzymatic alterations in brain. *Basic & Clinical Pharmacology & Toxicology*. 40: 553-560.
- Shurulinkov, P. y M. Ilieva. 2009. Spatial and temporal differences in the blood parasite fauna of passerine birds during the spring migration in Bulgaria. *Parasitology research*. 104: 1453.
- Singh, N. D., A. K. Sharma, P. Dwivedi, R. D. Patil y M. Kumar. 2007. Citrinin and endosulfan induced maternal toxicity in pregnant Wistar rats: pathomorphological study. *Journal of Applied Toxicology*. 27: 589-601.
- Smith, R. B., E. C. Greiner y B. O. Wolf. 2004. Migratory movements of Sharp-shinned Hawks (*Accipiter striatus*) captured in New Mexico in relation to prevalence, intensity, and biogeography of avian hematozoa. *The Auk*. 121: 837-846.
- 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.
- Stein, R. W., J. T. Yamamoto, D. M. Fry y B. W. Wilson. 1998. Comparative hematology and plasma biochemistry of red-tailed hawks and American kestrels wintering in California. *Journal of Raptor Research*. 32: 163-169.
- Stevenson, R. D. y W. A. Woods. 2006. Condition indices for conservation: new uses for evolving tools. *Integrative and comparative biology*. 46: 1169-1190.
- Stjernman, M., L. Råberg y J. A. Nilsson. 2008. Long-term effects of nestling condition on blood parasite resistance in blue tits (*Cyanistes caeruleus*). *Canadian Journal of Zoology*. 86: 937-946.

- Sunder, G. S., A. K. Panda, N. C. Gopinath, M. V. Raju, S. V. R. Rao y C. V. Kumar. 2006. Effect of supplemental manganese on mineral uptake by tissues and immune response in broiler chickens. *The Journal of Poultry Science*. 43: 371-377.
- Tellez-Bañuelos, M. C., A. Santerre, J. Casas-Solis y G. Zaitseva. 2010. Endosulfan increases seric interleukin-2 like (IL-2L) factor and immunoglobulin M (IgM) of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) challenged with *Aeromonas hydrophila*. *Fish & shellfish immunology*. 28: 401-405.
- Tradeau, S., P. Mineau, G. Sans Cartier, G. Fitzgerald, L. Wilson, C. Wheler y L. D. Knopper. 2007. Using dried blood spots stored on filter paper to measure cholinesterase activity in wild avian species. *Biomarkers*. 12: 145-154.
- Valkiunas, G. 2004. Avian malaria parasites and other haemosporidia. CRC press.
- Vázquez, G. R. y G. A. Guerrero. 2007. Characterization of blood cells and hematological parameters in *Cichlasoma dimerus* (Teleostei, Perciformes). *Tissue and cell*. 39: 151-160.
- Villaseñor, J. F. 2006. Habitat use and the effects of disturbance on wintering birds using riparian habitats in Sonora, Mexico. PhD dissertation. University of Montana.
- Vleck, C. M., N. Vertalino, D. Vleck y T. L. Bucher. 2000. Stress, Corticosterone, and Heterophil to Lymphocyte Ratios in Free-living Adélie Penguins. *The Condor*. 102: 392-400.
- Vleck, C. M. y D. Vleck. 2002. Physiological Condition and Reproductive Consequences in Adélie Penguins. *Integrative and Comparative Biology*. 42: 76-83.
- Waldenström, J., S. Bensch, S. Kiboi, D. Hasselquist y U. Ottosson. 2002. Cross-species infection of blood parasites between resident and migratory songbirds in Africa. *Molecular Ecology*. 11: 1545-1554.
- Weiss, D. J., y K. J. Wardrop (Eds.). 2011. Schalm's veterinary hematology. John Wiley & Sons. Iowa, USA.
- Wiehn, J., E. Korpimáki, K. L. Bildstein y J. Sorjonen. 1997. Mate choice and reproductive success in the American Kestrel: A role for blood parasites?. *Ethology*. 103: 304-317.
- Wingfield, J. C. y L. M. Romero. 2001. Adrenocortical responses to stress and their modulation in free-living vertebrates. *Comprehensive Physiology*.
- Wuana, R. A., y F. E. Okieimen. 2011. Heavy metals in contaminated soils: a review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. *Isrn Ecology*.

## ANEXOS

**ANEXO-I.** Concentración de los 19 plaguicidas organoclorados en partes por millón (ppm) detectados para 41 muestras de plumas del Cernícalo americano (*Falco sparverius*) en los dos tipos de agroecosistemas en el Bajío Michoacano.

ID	Agro.	Sexo	ppm (mg/kg) en peso seco																		
			$\alpha$ -HCH	$\gamma$ -HCH	$\delta$ -HCH	Hep.	Hep. e.	Aldrin	Diel.	End.	End. al.	End. ce.	pp-DDE	pp-DDD	pp-DDT	Es. I	Es. II	Es. s.	Trans.	Cisc.	Metox.
MX01	C. mix.	H	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.
MX02	Riego	H	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.
MX03	C. mix.	M	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	0.0157	n. d.	0.0127	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.
MX04	C. mix.	H	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	0.0100	0.0255	n. d.	n. d.	0.0106	n. d.	n. d.	0.0236	0.0235
MX05	C. mix.	H	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	0.0065	n. d.	0.0092	n. d.					
MX06	C. mix.	M	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	0.0082	0.0244	n. d.	n. d.	0.0115	n. d.
MX07	C. mix.	H	n. d.	n. d.	n. d.	0.0121	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	0.0389	n. d.	n. d.	0.0154	n. d.	0.0120	n. d.	n. d.
MX08	Riego	H	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	0.0360	n. d.	0.0121	n. d.	0.0104	n. d.	0.0162	n. d.
MX09	Riego	H	n. d.	n. d.	n. d.	0.0169	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	0.0268	n. d.	n. d.	0.0217	n. d.	n. d.	0.0188	n. d.
MX10	Riego	H	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	0.0107	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	0.0121	0.0081	n. d.	0.0081	n. d.
MX11	Riego	H	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	0.0098	0.0212	n. d.	n. d.	0.0096	0.0064	n. d.	0.0104	n. d.
MX12	Riego	H	Sin muestra																		
MX13	C. mix.	H	0.0200	0.0197	n. d.	0.0788	n. d.	0.0031	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	0.0481	n. d.	n. d.	0.0427	0.0224	0.0775
MX14	C. mix.	M	n. d.	n. d.	n. d.	0.0178	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	0.0333	n. d.	n. d.	n. d.	0.0116	n. d.	n. d.	0.0943
MX15	C. mix.	M	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	0.0443	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	0.0156	n. d.	n. d.	0.0262	n. d.
MX16	C. mix.	M	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	0.0423	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	0.0176	n. d.	n. d.
MX17	C. mix.	H	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	0.0347	n. d.	0.0097	0.0108	n. d.					
MX18	Riego	H	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	0.0087	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	0.0141	n. d.	0.0098	n. d.	n. d.	n. d.
MX19	Riego	H	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	0.0196	n. d.	0.0390	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	0.0161	n. d.	n. d.
MX20	Riego	H	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	0.0115	n. d.				
MX21	Riego	H	n. d.	n. d.	n. d.	0.0174	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.

MX22	Riego	H	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.
MX23	Riego	H	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	0.0120	n. d.	n. d.	0.0192	n. d.	0.0442	n. d.	n. d.	n. d.						
MX24	Riego	H	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	0.1232	n. d.	n. d.	n. d.
MX25	Riego	H	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.
MX26	C. mix.	M	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	0.0064	n. d.	n. d.	0.0149	n. d.	0.0216	n. d.						
MX27	C. mix.	M	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.
MX28	C. mix.	H	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.
MX29	C. mix.	M	n. d.	n. d.	0.00669	n. d.	0.0149	n. d.													
MX30	C. mix.	H	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	0.0108	n. d.	0.0147	n. d.								
MX31	C. mix.	H	0.0488	0.0314	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	0.1109	n. d.	n. d.	n. d.	0.0131	n. d.	n. d.	n. d.
MX32	Riego	H	n. d.	0.0009	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.
MX33	Riego	H	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.
MX34	Riego	H	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.
MX35	Riego	H	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	0.0248	n. d.								
MX36	C. mix.	H	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.
MX37	C. mix.	H	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.
MX38	C. mix.	M	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	0.0154	0.0280	n. d.	0.0223									
MX39	C. mix.	H	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	0.0232	n. d.	0.0126	n. d.	n. d.	n. d.						
MX40	Riego	H	0.0873	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	0.0523	n. d.	n. d.	n. d.
MX41	Riego	H	0.0121	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	0.0129	n. d.	n. d.	n. d.
MX42	Riego	H	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	0.0293	n. d.	n. d.	n. d.	0.0106	n. d.					
<b>Concentración total</b>			0.1682	0.0520	0.0067	0.1429	0.0819	0.0031	0.0305	0.1127	0.0108	0.1234	0.0262	0.2425	0.1266	0.1046	0.1367	0.2137	0.1890	0.1572	0.2176
<b>Promedio</b>			0.0420	0.0173	0.0067	0.0286	0.0205	0.0031	0.0102	0.0282	0.0108	0.0247	0.0087	0.0303	0.0633	0.0174	0.0152	0.0305	0.0210	0.0157	0.0544
<b>Muestras con OCs</b>			4	3	1	5	4	1	3	4	1	5	3	8	2	6	9	7	9	10	4

Agro. = Agroecosistema, C. mix. = Campos mixtos, H = Hembra, M = Macho, Hep = Heptacloro, Hep. e. = Heptacloro epóxido, Diel. = Dieldrín, End. = Endrín, End. al. = Endrín aldehído, End. ce. = Endrín cetona, Es I = Endosulfán I, End. II = Endosulfán II, End. s. = Endosulfán sulfato, Trans. = Transclordano, Cisc. = Cisclordano, Metox. = Metoxicloro, n. d. = no determinado.

**ANEXO-II. Concentración de los 11 elementos químicos en partes por millón (ppm) detectados para 41 muestras de plumas del Cernícalo americano (*Falco sparverius*) en los dos tipos de agroecosistemas en el Bajío Michoacano.**

ID	SEXO	AGROECOSISTEMA	ppm (mg/kg) en peso seco										
			Zn	Cd	Pb	Cu	Fe	Al	As	Hg	V	Mn	Cr
MX1	Hembra	C. mixtos	119.7151	n. d.	1.0054	4.5056	56.6898	42.6239	0.0151	0.0008	0.0076	89.4387	1.9942
MX2	Hembra	Riego	55.6856	n. d.	n. d.	8.1272	118.1839	88.8601	0.0160	0.0008	0.0077	149.5305	5.8137
MX3	Macho	C. mixtos	46.5174	n. d.	n. d.	10.7417	91.4760	68.7789	0.0134	0.0007	0.0065	91.9615	2.2300
MX4	Hembra	C. mixtos	51.2147	n. d.	n. d.	4.6853	61.8159	46.4781	0.0107	0.0005	0.0034	130.1601	2.3013
MX5	Hembra	C. mixtos	25.1079	n. d.	n. d.	12.3989	41.4040	31.1308	0.0112	0.0006	0.0040	95.3072	0.9581
MX6	Macho	C. mixtos	81.6662	n. d.	n. d.	12.7666	33.4198	25.1277	0.0118	0.0006	0.0048	90.0918	0.9208
MX7	Hembra	C. mixtos	17.4085	n. d.	n. d.	13.5249	45.7796	34.4207	0.0131	0.0007	0.0033	47.9330	1.3012
MX8	Hembra	Riego	16.3275	n. d.	n. d.	11.7418	71.8786	54.0441	0.0121	0.0006	0.0034	140.4597	1.5372
MX9	Hembra	Riego	124.8234	n. d.	n. d.	17.1515	104.8858	78.8615	0.0169	0.0008	0.0044	146.8384	2.8247
MX10	Hembra	Riego	54.9252	n. d.	n. d.	12.4502	91.7558	68.9893	0.0141	0.0007	0.0034	70.9952	2.1582
MX11	Hembra	Riego	39.8472	n. d.	n. d.	8.0118	53.8410	40.4820	0.0099	0.0005	0.0035	70.1161	1.4630
MX12	Hembra	Riego	Sin muestra										
MX13	Hembra	C. mixtos	54.2139	n. d.	n. d.	15.5167	75.5586	56.8110	0.0147	0.0007	0.0043	146.9556	2.2917
MX14	Macho	C. mixtos	24.8278	n. d.	n. d.	11.1015	62.2514	46.8056	0.0154	0.0008	0.0042	98.0872	2.0616
MX15	Macho	C. mixtos	54.4672	n. d.	n. d.	8.9898	75.3029	56.6187	0.0166	0.0008	0.0043	48.7317	1.9711
MX16	Macho	C. mixtos	18.6334	n. d.	n. d.	30.3643	41.9818	63.9368	0.0162	0.0008	0.0031	49.2517	2.3379
MX17	Hembra	C. mixtos	33.0902	n. d.	n. d.	14.0923	115.6930	68.0076	0.0162	0.0008	0.0044	240.0353	3.3628
MX18	Hembra	Riego	35.8906	n. d.	n. d.	14.3299	65.6923	51.6139	0.0156	0.0008	0.0056	213.6694	4.5000
MX19	Hembra	Riego	40.6156	n. d.	n. d.	15.3969	74.7269	28.8609	0.0166	0.0008	0.0063	180.9150	1.5733
MX20	Hembra	Riego	39.9757	n. d.	n. d.	13.9295	30.8063	21.5209	0.0162	0.0008	0.0040	214.6188	0.9345
MX21	Hembra	Riego	38.3155	n. d.	n. d.	14.1446	116.3178	68.4037	0.0144	0.0007	0.0030	111.8147	0.8565
MX22	Hembra	Riego	39.7199	n. d.	n. d.	16.5304	122.1927	53.9275	0.0138	0.0007	0.0032	141.7720	0.9238
MX23	Hembra	Riego	56.6218	1.7005	n. d.	11.0505	101.4025	75.2985	0.0156	0.0008	0.0030	98.1937	1.4434
MX24	Hembra	Riego	10.6800	n. d.	n. d.	7.3836	83.2616	50.2974	0.0158	0.0008	0.0033	69.1802	2.1067

MX25	Hembra	Riego	10.5783	n. d.	n. d.	4.7824	69.4444	84.1433	0.0127	0.0006	0.0030	93.5680	1.7833
MX26	Macho	C. mixtos	36.3499	n. d.	n. d.	2.2199	109.6512	10.7253	0.0112	0.0006	0.0028	87.2276	1.4971
MX27	Macho	C. mixtos	44.6050	1.1050	n. d.	6.7077	102.6056	18.3619	0.0122	0.0006	0.0037	17.9886	1.6320
MX28	Hembra	C. mixtos	18.9299	n. d.	n. d.	4.4685	99.0273	13.7659	0.0109	0.0005	0.0035	30.7820	1.2767
MX29	Macho	C. mixtos	45.2908	n. d.	n. d.	6.7176	109.1793	34.6813	0.0110	0.0005	0.0035	83.6032	1.1800
MX30	Hembra	C. mixtos	34.3856	n. d.	n. d.	9.6814	114.9981	21.1750	0.0125	0.0006	0.0048	78.0518	0.6816
MX31	Hembra	C. mixtos	44.7501	n. d.	n. d.	3.7745	105.7019	56.6666	0.0110	0.0006	0.0046	84.4222	0.6301
MX32	Hembra	Riego	113.9495	n. d.	n. d.	4.9990	115.4129	19.8391	0.0130	0.0007	0.0065	104.7716	0.8654
MX33	Hembra	Riego	58.8745	n. d.	n. d.	6.1768	101.9060	24.5939	0.0125	0.0006	0.0059	22.7534	0.6159
MX34	Hembra	Riego	63.8060	n. d.	n. d.	9.3044	129.4781	38.4271	0.0148	0.0007	0.0071	56.3993	1.6314
MX35	Hembra	Riego	46.1504	0.9613	n. d.	9.0496	138.4730	18.7102	0.0150	0.0008	0.0077	93.7332	1.2973
MX36	Hembra	C. mixtos	19.3202	n. d.	3.5825	4.5207	103.2317	41.1305	0.0126	0.0006	0.0045	196.9282	1.1007
MX37	Hembra	C. mixtos	32.5317	n. d.	n. d.	8.5109	84.3343	17.1745	0.0128	0.0006	0.0054	117.5072	0.9805
MX38	Macho	C. mixtos	37.8555	n. d.	n. d.	11.7075	98.1357	26.1969	0.0149	0.0007	0.0048	140.5634	1.3293
MX39	Hembra	C. mixtos	40.2682	n. d.	n. d.	9.5484	54.3757	15.3364	0.0133	0.0007	0.0040	86.1291	1.2584
MX40	Hembra	Riego	34.6785	n. d.	n. d.	9.7175	47.6788	14.2970	0.0135	0.0007	0.0077	133.0147	1.4278
MX41	Hembra	Riego	71.2055	n. d.	n. d.	5.2519	91.4091	13.8807	0.0148	0.0007	0.0074	170.1111	0.7772
MX42	Hembra	Riego	73.5617	n. d.	n. d.	4.6181	105.4200	22.2369	0.0131	0.0007	0.0092	188.7829	0.7062
<b>Concentración total</b>			1907.38	3.77	4.59	410.69	3516.78	1713.24	0.56	0.03	0.20	4522.40	68.54
<b>Promedio</b>			46.52	0.09	0.11	10.02	85.78	41.79	0.0137	0.0007	0.0048	110.30	1.67
<b>Muestras con EPTs</b>			41	3	2	41	41	41	41	41	41	41	41

*n. d. = no determinado, C. mixtos = Campos mixtos*

## DISCUSIÓN GENERAL

Resulta difícil establecer una relación causa-efecto de los compuestos potencialmente tóxicos encontrados sobre la variación del desempeño fisiológico de los cernícalos, puesto que dicha respuesta es variable entre individuos y no se tiene evidencia en la literatura de una relación lineal universal “dosis/concentración - efectos en la salud”. Si bien los CPTs o la combinación de algunos de estos, explican en alguna medida el incremento o decremento de los indicadores de desempeño fisiológico de los cernícalos, no es posible asegurar que éstas sean las causas reales de dichas variaciones, puesto que no conocemos la efectividad del potencial fisiológico-hormonal de los individuos en respuesta a las concentraciones de los diferentes CPTs acumulados en sus organismos a nivel individual. Además, resulta aún más difícil determinar si las diferencias encontradas entre sexos y entre tipos de agroecosistema se deben a los CPTs, o a un producto de la variación individual que de manera estocástica resulta en dichas diferencias.

En relación a los parámetros hematológicos y la actividad de la enzima acetilcolinesterasa, al mismo tiempo que representan una alternativa no destructiva para conocer el desempeño fisiológico y consecuentemente la salud de los cernícalos, también representan una limitante al no conocer los niveles basales o de referencia de dichos parámetros en las diferentes regiones donde habitan, lo cual se logrará a medida que vean la luz nuevos estudios con enfoques bien definidos respecto al efecto de factores ambientales y antropogénicos (como es la presencia de compuestos tóxicos) en la variación de los parámetros clínicos y bioquímicos cuantificables en la sangre. En este sentido, el objetivo del presente estudio cumple contribuyendo al conocimiento de la ecofisiología hemática del Cernícalo americano en una región de invernación en el centro de México. Si bien unos patrones son poco claros, dan la pauta para continuar su estudio considerando otras alternativas metodológicas que procuren un mejor control de las variables para poder realizar inferencias de manera más clara y precisa, sea cual sea la pregunta que se busca responder.

Otra cuestión que igualmente genera incertidumbre respecto a los resultados generados es el hecho de no tener certeza del sitio de origen de la muda de las plumas de los cernícalos, desconociendo a ciencia cierta los lugares (y las edades) donde estuvieron expuestos. Para este estudio se sugiere que al menos una porción fue adquirida en estos sitios de invernación durante su etapa adulta o juvenil de primer año, como se discute en el primer capítulo. No obstante, independientemente de estas dificultades, tampoco se pueden ignorar los hallazgos y patrones aquí encontrados, entre los que destacan:

1. La presencia de residuos de 19 plaguicidas organoclorados ( $\alpha$ -HCH,  $\gamma$ -HCH,  $\delta$ -HCH, heptacloro, heptacloro epóxido, aldrín, dieldrín, endrín, endrín aldehído, endrín cetona, pp-DDE, pp-DDD, pp-DDT, endosulfán I, endosulfán II, endosulfán sulfato, trans-clordano, cis-clordano y Metoxicloro) y de 11 metales pesados (Zn, Cd, Pb, Cu, Fe, Al, As, Hg, V, Mn y Cr) en las plumas de los Cernícalos.
2. La detección de una alta concentración de manganeso (2.5 veces mayor a al valor más alto reportado en la literatura).
3. La detección de *Haemoproteus tinnunculi* con una alta prevalencia del 76.2%.
4. La determinación de una mayor parasitemia en los machos que en las hembras; un mayor nivel de estrés fisiológico en los cernícalos de los campos mixtos que en los de los sitios de riego, y mayor en las hembras que en los machos; una mayor condición física en los cernícalos invernando en los sitios de agricultura de riego que en los de los campos mixtos; y una disminución de la actividad de la enzima acetilcolinesterasa (AChE) en los individuos de los campos mixtos.
5. La relación del manganeso con una disminución en el nivel de estrés fisiológico y del endosulfán con una disminución en la condición física.

Los hallazgos aquí determinados representan una pauta para continuar e incentivar la investigación sobre los efectos de los contaminantes ambientales producto de las actividades antropogénicas sobre la fauna de la región, en especial de aquellas especies amenazadas o cuyas poblaciones enfrentan disminuciones preocupantes, como es el caso del Cernícalo americano.