



La conservación de las aves más allá de las áreas naturales protegidas: el caso de la avifauna del Rancho Santa Elena, Hidalgo

Miguel Angel Martínez-Morales,^{1*} Verónica Mendiola Islas,² Iriana Zuria,³ Martha Cecilia Chávez Peón Hoffmann-Pinther⁴ y Roberto Gabriel Campuzano Velasco.⁴

¹El Colegio de la Frontera Sur, unidad Campeche. Avenida Rancho Polígono 2-A, Ciudad Industrial Lerma, Campeche, Campeche, 24500, México. Correo electrónico: *mmartinez@ecosur.mx.

²Licenciatura en Biología, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Apartado Postal 69-1, Plaza Juárez, Pachuca, Hidalgo, 42001, México. Correo electrónico: vemeis@yahoo.com.mx.

³Laboratorio de Interacciones Biológicas, Centro de Investigaciones Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Apartado Postal 69-1, Plaza Juárez, Pachuca, Hidalgo, 42001, México. Correo electrónico: izuria@uaeh.edu.mx.

⁴Rancho Santa Elena. Domicilio conocido, Huasca de Ocampo, Hidalgo, 43500, México. Correo electrónico: ranchosantaelena@yahoo.com.

Resumen

La conservación de la biodiversidad dentro de las áreas naturales protegidas (ANP) no siempre es eficiente y suficiente, no obstante sus logros como uno de los instrumentos más consolidados de conservación. En este trabajo discutimos la pertinencia de considerar la información generada más allá de un ANP para elaborar e implementar su programa de manejo con una perspectiva de conservación regional; esto, a través de un ejercicio de comparación de la información generada sobre la avifauna dentro y fuera del ANP. En este marco, presentamos los avances en el conocimiento de la diversidad de aves en el bosque templado del Rancho Santa Elena (RSE), un conjunto predial ubicado en la Sierra de las Navajas, próximo al Parque Nacional El Chico (PNEC), en el estado de Hidalgo, México. Desde 2005 a la fecha hemos registrado 90 especies de aves a partir de muestreos con redes de niebla, del recorrido no sistemático de senderos y de observaciones incidentales. Estimamos que esta riqueza de especies representa aproximadamente el 70% de la riqueza esperada en el sitio. En contraste, en el PNEC se han registrado 74 especies desde 1974, de las cuales al menos ocho representan registros incorrectos o probablemente incorrectos. Asimismo, en el RSE hemos registrado una mayor diversidad de gremios trófico-conductuales y de especies endémicas a México que las registradas en el PNEC. Los inventarios y la generación de conocimiento más allá de las ANP pueden ser insumos importantes en la definición e implementación de sus estrategias de manejo, las cuales deben tener una perspectiva de conservación regional.

Palabras clave: biodiversidad, bosque templado, Sierra de Pachuca, Sierra de las Navajas, Parque Nacional El Chico.

Bird diversity beyond natural protected areas: the case of the avifauna of the Rancho Santa Elena, Hidalgo

Abstract

Biodiversity conservation within natural protected areas (NPAs) is not always efficient and sufficient, despite its achievements as one of the most consolidated conservation tools. In this work, we discuss the pertinence to consider information produced beyond a NPA for the design and implementation of its management programme with a regional conservation perspective. We do this through a comparative exercise of the information produced on the avifauna within and outside the NPA. Within this framework, we present advances in our knowledge of bird diversity in a temperate forest at the Rancho Santa Elena (RSE), a private property in the Sierra de las Navajas, next to El Chico National Park (ECNP), in the state of Hidalgo, Mexico. Since 2005, we have recorded 90 bird species from mist net sampling, non-systematic transect sampling, and incidental observations. We estimate that this species richness represents approximately 70% of the expected species richness. In contrast, in ECNP 74 species have been recorded since 1974, of which at least eight are incorrect or probably incorrect. Additionally, in the RSE we have recorded a larger diversity of trophic-behavioural guilds and Mexican endemic species than in ECNP. Inventories and the production of knowledge beyond NPAs can be important inputs for the definition and implementation of their management strategies, which must have a regional conservation perspective.



Key words: biodiversity, temperate forest, Sierra de Pachuca, Sierra de las Navajas, El Chico National Park.

HUITZIL (2013) 14(2):87-100

Introducción

El conocimiento de la biodiversidad regional es un prerequisite fundamental para su valoración y el consecuente interés en su conservación. La realización de inventarios biológicos y en particular de estudios avifaunísticos pueden, en sí mismos, no ser relevantes dentro del contexto del avance conceptual del conocimiento científico. Sin embargo, éstos permiten dar lugar al planteamiento de estudios concretos que efectivamente generen conocimiento científico (Rojas-Soto y Oliveras de Ita 2005), así como para definir programas de monitoreo formales que conduzcan a un manejo adecuado de la biodiversidad. Adicionalmente, la información derivada de inventarios biológicos a nivel local puede ser de gran importancia como un insumo básico en un contexto más amplio de manejo regional del capital natural que permita su conservación y aprovechamiento sustentable.

En México, las áreas naturales protegidas (ANP) se han constituido en el instrumento de política pública más consolidado para la conservación del capital natural (pero ver Toledo 2005, Gaston *et al.* 2008, Durand y Vázquez 2011, Mora y Sale 2011). En las últimas décadas, ha habido un incremento notable en el número y superficie de las ANP decretadas en el país. Actualmente, tan sólo a nivel federal, la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas administra 176 ANP que comprenden casi 25.4 millones de hectáreas, el 12.9% del territorio nacional (CONANP 2012). Varias de estas ANP cuentan con un programa de manejo, el cual incluye listados de las especies que albergan; sin embargo, estos listados tienen diferente grado de completitud y calidad, a pesar de que esta información es básica para entender la relevancia del ANP, cuando menos en el contexto de la conservación de la diversidad de especies.

La conservación del capital natural dentro de las ANP no siempre es eficiente y suficiente, incluso en aquellas ANP que han sido bien diseñadas y son bien manejadas. Existen factores adversos que se originan más allá de las ANP que inciden en ellas; por ejemplo, la generación de una matriz paisajística hostil (que inhibe la dispersión de especies y altera procesos), la contaminación, el cambio climático, entre otros (Radeloff *et al.* 2010, Barber *et al.* 2011, Mora y Sale 2011). En este sentido, es indispensable que la conservación de la biodiversidad dentro de las ANP sea complementada con la generación de conocimiento, estrategias y acciones llevadas a cabo fuera de ellas (Primack 1993, Sepúlveda *et al.* 1997, Toledo 2005, Porter-Bolland *et al.* 2012).

Un caso ilustrativo de lo anterior es el de la Sierra de Pachuca, en el estado de Hidalgo, México. En esta región se ubica el ANP Parque Nacional El Chico (PNEC) que cuenta con una superficie de 2,739 ha, la mayor parte con una cobertura boscosa. En la porción sur de esta misma sierra se encuentra la Sierra de las Navajas que cuenta con una extensión boscosa de más de 16,000 ha, principalmente en un régimen de propiedad ejidal. La forma de tenencia de la tierra de este sistema montañoso hace evidente que el manejo del capital natural deba tener una perspectiva más allá del ANP si se pretende lograr la conservación de la biodiversidad a nivel regional.

En este trabajo presentamos los avances en el conocimiento de la diversidad de aves en el Rancho Santa Elena (RSE), un conjunto predial ubicado en la Sierra de las Navajas, y discutimos su relevancia en la conservación de las aves en un contexto regional (Sierra de Pachuca), a través de un ejercicio de comparación con información análoga generada en el PNEC.

Métodos

Área de estudio

El RSE es un conjunto predial de poco más de mil hectáreas ubicado al este de la Sierra de las Navajas, en el estado de Hidalgo (Figura 1). La variación altitudinal va de los 2240 a los 2980 m snm. Prácticamente la totalidad del RSE está cubierto por bosques de pino-encino y encino nativos, siendo las principales especies arbóreas *Pinus patula*, *P. teocote*, *P. pseudostrobus*, *P. ayacahuite*, *P. montezumae*, *P. greggii*, *P. rudis*, *Quercus crassifolia*, *Q. laurina*, *Q. rugosa*, *Quercus* spp., *Arbutus xalapensis*, *A. glandulosa*, *Juniperus flaccida* y *Juniperus* spp. También están presentes algunos manchones de oyamel, *Abies religiosa*, en las partes más altas, y el aile, *Alnus jorullensis*, ocurre en la vegetación ribereña. Existe vegetación nativa arbustiva y herbácea asociada a sitios con suelos someros o con roca expuesta o bien, a sitios en algún estado sucesional después de la remoción del bosque. Adicionalmente, existen poco menos de 50 ha de plantaciones o reforestaciones con especies nativas de pino. Están presentes tres embalses, siendo el más importante la presa San Carlos; así como dos corrientes de agua anteriormente permanentes que se originan de manantiales. Desde 2009 está vigente un programa de aprovechamiento forestal a 10 años que incluye el aprovechamiento de rodales de bosque nativo y de plantaciones sobre una superficie de 300 ha. En 2012, este aprovechamiento forestal fue evaluado satisfactoriamente mediante una auditoría técnica, como un paso previo a su certificación. También, desde 2009, y

por 5 años, se han destinado 190 ha a la provisión de servicios ambientales hidrológicos dentro del programa ProÁrbol de la Comisión Nacional Forestal. El RSE está registrado como una unidad de manejo para la conservación de la vida silvestre (UMA extensiva) para el aprovechamiento sustentable de algunos de sus recursos forestales no maderables, aunque a la fecha no se ha realizado ningún tipo de aprovechamiento extractivo. Las principales actividades productivas que se llevan a cabo, además del aprovechamiento forestal, son el ecoturismo, la educación ambiental, el deporte de aventura, la conservación y la investigación y docencia. En 2011, se firmó un convenio con la Universidad Nacional Autónoma de México para desarrollar

investigación y realizar actividades de docencia en el RSE.

El PNEC está a una distancia euclidiana de aproximadamente 18 km del RSE; tiene un rango altitudinal que va de los 2320 a los 3090 m snm. El tipo de vegetación predominante es el bosque de oyamel (62.9% de la superficie) en donde los géneros de las principales especies arbóreas son *Abies* y *Pseudotsuga*; otros tipos de vegetación en esta ANP los constituyen diferentes asociaciones de oyamel y encino. Otras especies arbóreas que se encuentran en estas asociaciones de vegetación o que conforman otras asociaciones menos extensas son varias especies de *Pinus*, *Cupressus*, *Juniperus* y *Arbutus* principalmente (CONANP 2005).

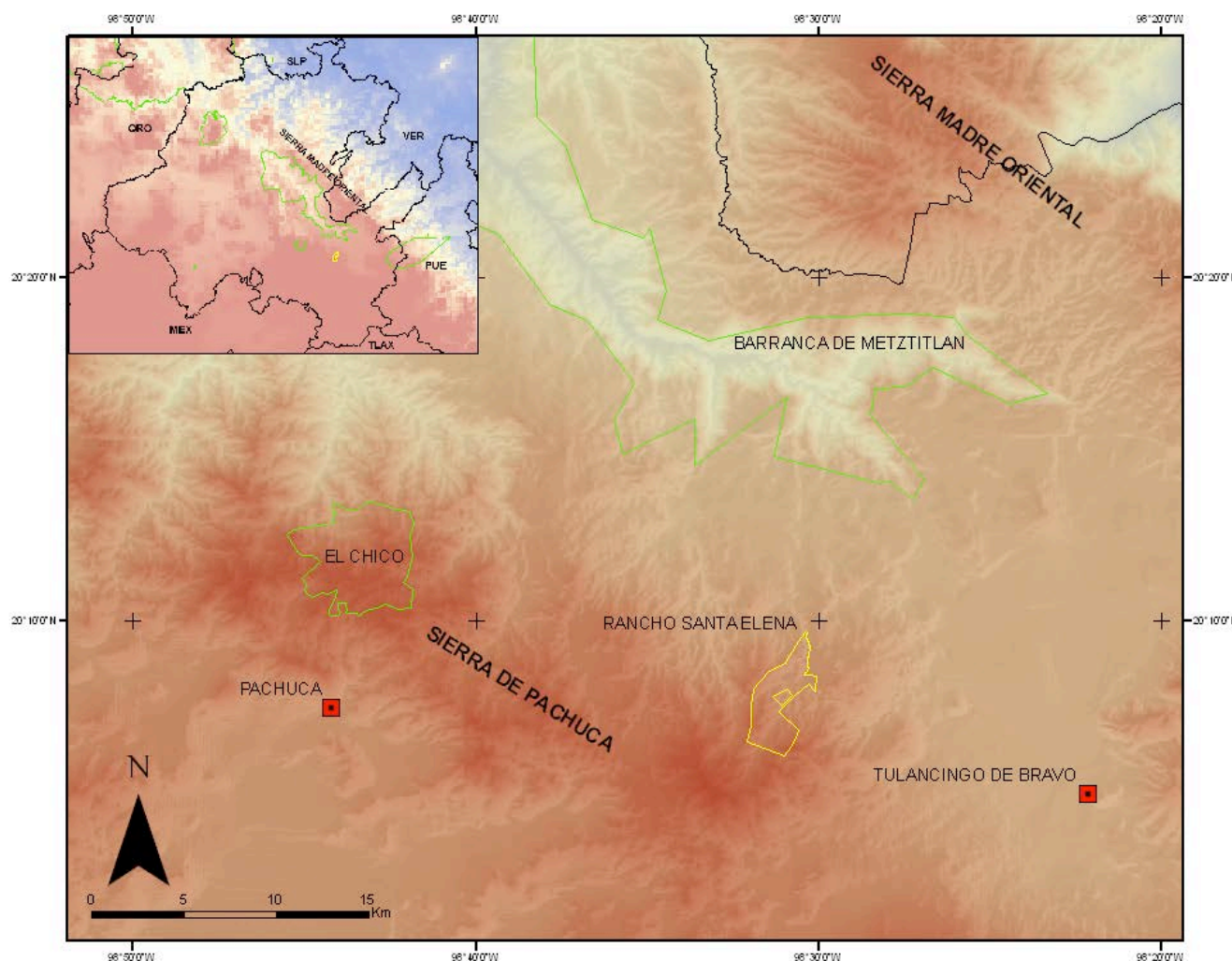


Figura 1. Ubicación del Rancho Santa Elena (polígono amarillo) en la Sierra de las Navajas, al sur de la Sierra de Pachuca, Hidalgo. Los polígonos verdes delimitan el Parque Nacional El Chico y la Reserva de la Biosfera Barranca de Metztitlán. Los cuadros rojos muestran la ubicación del centro de las principales ciudades más próximas.

Inventario de especies de aves

En el RSE, de febrero de 2006 a mayo de 2007, realizamos muestreos mensuales por dos días de la diversidad de aves que utilizan el sotobosque. En los muestreos empleamos redes de niebla de 12 m de largo, 2.5 m de altura y una luz de malla de 32 mm. Dispusimos las redes en diferentes sitios con el fin de incluir la heterogeneidad del RSE en términos de vegetación y topografías. En cada sesión de muestreo empleamos de 6 a 10 redes simultáneamente colocadas a intervalos de 50 a 100 m de distancia. En promedio, operamos las redes desde 30 min antes de la salida del sol hasta por 7 h, y desde 2.5 h antes de la puesta del sol hasta 1 h después de la puesta. Esto representó un esfuerzo de muestreo de poco más de 49,000 horas-red. Los individuos capturados los identificamos con el apoyo de guías de campo (Howell y Webb 1995, Pyle 1997, National Geographic 2002) y definimos su sexo y edad cuando esto fue posible. Adicionalmente tomamos datos de peso, longitud del ala, cola y tarso, así como de la osificación del cráneo, protuberancia cloacal, parche de anidación, grasa corporal, muda corporal, muda de vuelo y desgaste del plumaje (datos no presentados). También hicimos anotaciones sobre la presencia de ectoparásitos, lesiones y otras observaciones que consideramos relevantes. Posterior a la toma de datos, liberábamos las aves en el mismo sitio de captura.

Con el fin de evaluar la suficiencia en el muestreo sistemático con redes construimos curvas de acumulación de especies con el programa EstimateS (Colwell 2011). En la construcción de estas curvas, definimos el esfuerzo de muestreo como el número de

individuos capturados. Empleamos el estimador Chao con corrección de sesgos, bajo el supuesto de que las especies raras contienen la mayor parte de la información con respecto al número de especies faltantes (Chao 1984).

Adicional al muestreo sistemático con redes, desde julio de 2005 hemos realizado registros de aves derivados tanto de observaciones incidentales como del recorrido no sistemático de senderos y de la colocación de redes en sitios específicos.

En este estudio, nos basamos en la AOU (2013) y sus actualizaciones para la nomenclatura y orden taxonómico de las especies de aves. Los gremios trófico-conductuales los definimos y adecuamos con base en los descritos en Martínez-Morales (2005).

Resultados

En el muestreo sistemático con redes capturamos 345 individuos de 42 especies y de los registros no sistemáticos acumulamos 48 especies adicionales para una riqueza total en el RSE de 90 especies de aves registradas (Anexo 1). Como es evidente, no nos fue posible hacer una estimación adecuada de la riqueza de especies esperada para el RSE, sino sólo para el caso del muestreo sistemático con redes, de donde estimamos una riqueza esperada de 60 especies (Figura 2). Así, las especies registradas representaron el 70% de la riqueza esperada de especies con este método de muestreo. Haciendo una estimación libre, esta proporción podría sugerir que la riqueza de especies en el RSE sería de alrededor de 120 especies.

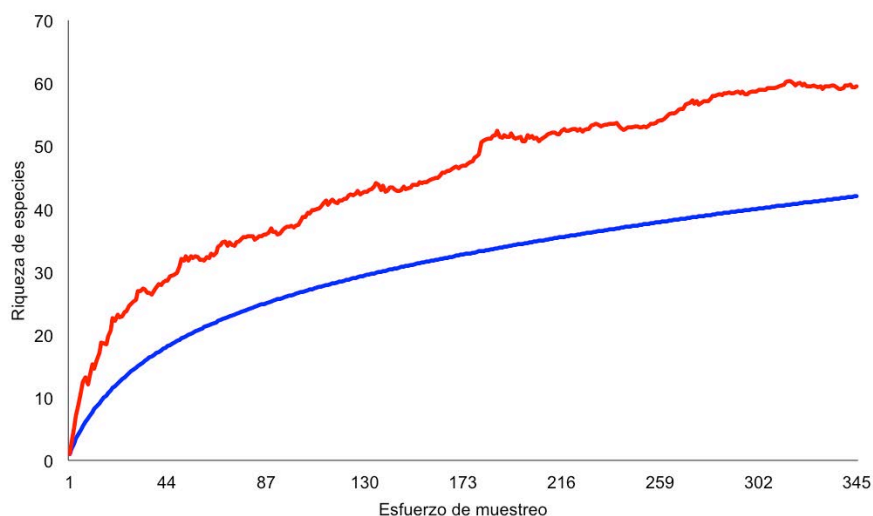


Figura 2. Riqueza de especies en el Rancho Santa Elena, Hidalgo, derivada del muestreo sistemático con redes de niebla. La línea azul representa la riqueza de especies observada y la línea roja la esperada con base en la media del estimador Chao 2 en EstimateS (Colwell 2011). El esfuerzo de muestreo está representado por el número de individuos capturados.

A la fecha, hemos registrado seis especies endémicas a México en el RSE: *Catharus occidentalis*, *Ridgwayia pinicola*, *Geothlypis nelsoni*, *Cardellina rubra*, *Atlapetes pileatus* y *Oriturus superciliosus*. De éstas, sólo *C. occidentalis* fue capturada y detectada de manera relativamente frecuente (11.6% de las capturas). A excepción de esta especie y de *A. pileatus*, el resto de estas especies endémicas sólo las registramos fuera del muestreo sistemático con redes. Hemos obtenido un único registro de un macho adulto de *R. pinicola*, en noviembre de 2005, lo que sugiere una muy baja abundancia en la zona. Sólo hemos observado a *C. rubra* en los meses de enero a marzo, generalmente asociada a parvadas mixtas junto con otras especies de parúlidos. Es probable que el hecho de sólo observarla en ese periodo pueda deberse a una mayor probabilidad de detección al formar parte de parvadas mixtas; sin embargo, es importante indagar sobre sus patrones de ocurrencia temporal y de movimiento. *Oriturus superciliosus* es una especie que puede ser fácilmente detectable debido a que usa zonas abiertas y bordes de bosque; así, es probable que se haya visto favorecida por el incremento histórico de la frontera agropecuaria.

Con base en la información derivada del muestreo sistemático con redes, encontramos que los individuos juveniles de especies de colibríes ocurren principalmente en marzo, particularmente de *Hylocharis leucotis*, la especie con la frecuencia de captura más alta (24.6% de las capturas). Sin embargo, en el caso de *Lampornis clemenciae* detectamos la presencia de juveniles de mayo a septiembre. En mayo capturamos juveniles de *Glaucidium gnoma*, *Empidonax occidentalis* y *Troglodytes aedon*. De julio a septiembre capturamos juveniles de *Cyanocitta stelleri*, *Myadestes occidentalis*, *Turdus migratorius*, *Peucedramus taeniatus*, *Basileuterus belli*, *Atlapetes pileatus*, *Pipilo maculatus* y *Junco phaeonotus*. En el caso de *Catharus occidentalis*, su periodo reproductivo parece ser extenso ya que detectamos la presencia de juveniles de febrero a octubre. Esta información, derivada de la presencia de individuos juveniles, podría sugerir una cierta cronología en la temporada reproductiva de la comunidad de aves en el RSE.

Detectamos la presencia de especies migratorias desde finales de agosto hasta principios de mayo, pero el periodo de mayor abundancia y diversidad de especies fue de noviembre a abril. *Regulus calendula* fue la especie migratoria con la frecuencia más alta de captura (6.1%) y la más comúnmente observada. Por otra parte, en diciembre de 2007, observamos concentraciones de aproximadamente 700 individuos de *Anas crecca* en la presa San Carlos, la mayor registrada a la fecha.

Describimos 28 gremios trófico-conductuales en la comunidad de aves del RSE, de los cuales los insectívoros estuvieron representados por una mayor

proporción de especies, particularmente los gremios de los insectívoros arborícolas de follaje (20.0%) y el de los insectívoros arborícolas que atrapan al vuelo (7.8%). El resto de los gremios tuvieron una representación de especies de entre el 1.1 y el 5.6% (Figura 3).

Discusión

Si bien el inventario de aves en el RSE aún está incompleto, hemos registrado un mayor número de especies que las registradas en el PNEC, cuyo inventario también está incompleto. Los estudios y listados realizados en esta ANP (Gallina *et al.* 1974, García y Ortiz-Pulido 2007, Ortiz-Pulido *et al.* 2008, aVerAves 2012), así como su programa de manejo (CONANP 2005) acumulan 74 especies, de las cuales al menos ocho representan registros incorrectos o probablemente incorrectos (Anexo 1) ya sea porque las especies están notablemente fuera de su distribución conocida, los ambientes presentes en el PNEC no corresponden a su tipo de hábitat o por cambios nomenclaturales que han ocurrido en los últimos años. De manera análoga, existen menos gremios trófico-conductuales en el PNEC (23) en comparación con los descritos en el RSE (28); sin embargo, en términos generales, la proporción de especies en los gremios es similar (Figura 3). Las principales excepciones corresponden a los gremios de los nectarívoros-insectívoros, los frugívoros-arborícolas y los omnívoros planeadores, en donde la proporción es notablemente mayor en el PNEC que en el RSE. En el caso de los nectarívoros-insectívoros, esta diferencia es atribuible a un inventario orientado a colibríes realizado en esta ANP (Ortiz-Pulido *et al.* 2008).

En el RSE registramos 45 especies de aves que no han sido reportadas en el PNEC, de las cuales tres están sujetas a protección especial (SEMARNAT 2010) y tres cuentan con alguna categoría de endemismo (*sensu* González-García y Gómez de Silva 2003; Anexo 1). Independientemente de que el inventario de aves en el PNEC aún esté incompleto, esto es un ejemplo de que las ANP no necesariamente son suficientes para conocer y conservar la biodiversidad regional (Brooks *et al.* 2004, Halffter 2005, Toledo 2005). Lo anterior pone en evidencia, por un lado, la urgente necesidad de que las ANP cuenten con inventarios de especies completos, actualizados y correctos en sus programas de manejo (*e. g.*, Molina *et al.* 2012) y por otro, que los inventarios más allá de las ANP pueden ser un insumo importante para evaluar y complementar el conocimiento que se tiene de la biodiversidad dentro de un ANP, y viceversa. Por ejemplo, en el caso de las especies endémicas, en el PNEC no se han registrado dos especies que probablemente estén presentes (*Ridgwayia pinicola* y *Geothlypis nelsoni*), pero sí se ha registrado a *Melanotis caerulescens* que podría estar presente en el RSE.

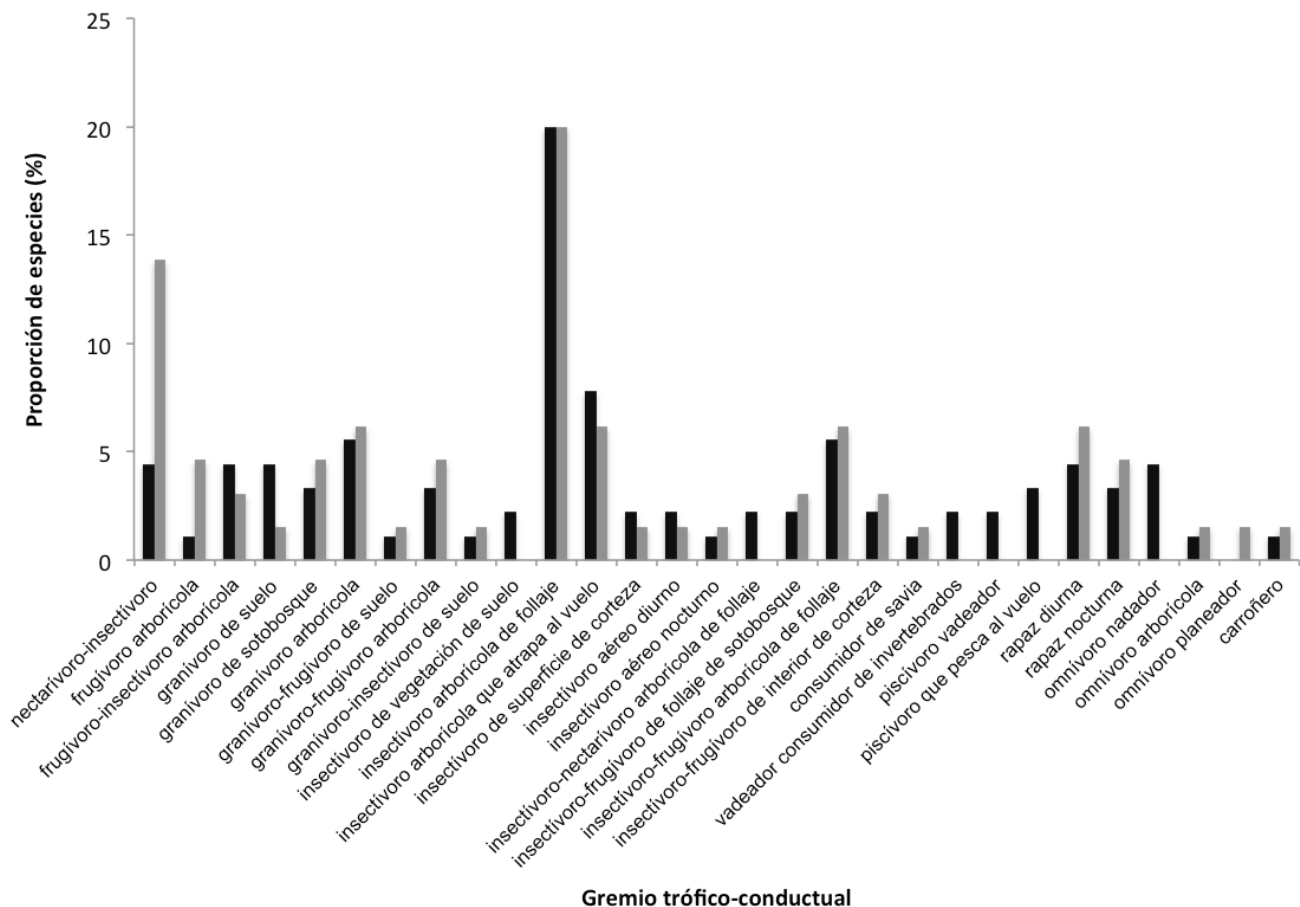


Figura 3. Proporción de especies en los diferentes gremios trófico-conductuales para las comunidades de aves del Rancho Santa Elena (columnas en negro) y del Parque Nacional El Chico (columnas en gris). Las especies con registros incorrectos o probablemente incorrectos no están incluidas (Anexo 1). Los gremios los definimos y adecuamos con base en los descritos en Martínez-Morales (2005).

Este inventario de las aves presentes en el RSE constituye un primer peldaño para el planteamiento de proyectos de investigación que contribuyan tanto a la generación de conocimiento como al manejo del capital natural, no sólo en el RSE sino también a nivel regional en la Sierra de Pachuca. Por ejemplo, a partir de la información de este inventario y en el contexto del programa de manejo forestal en marcha dentro del RSE existe una veta fértil para el planteamiento de estudios para evaluar, a largo plazo, la incidencia de las actividades forestales sobre especies particulares o la comunidad de aves en su conjunto. Esta información podría ser relevante para documentar y entender las consecuencias de los programas de manejo forestal regionales sobre la biodiversidad a diferentes escalas espaciales y temporales (*e. g.*, Archaux y Bakkaus 2007, Ellis y Betts 2011) y en general, las consecuencias de los procesos de perturbación del hábitat de las especies, así como los procesos de regeneración o restauración (*e. g.*, Lindenmayer *et al.* 2010, MacGregor-Fors *et al.* 2010).

La generación de esta información podría tener importantes implicaciones para el manejo del capital natural regional, incluyendo al PNEC.

Un probable indicativo de la integridad ecosistémica del bosque del RSE es la ausencia de especies de aves comensales al ser humano o exóticas invasoras como *Quiscalus mexicanus*, *Sturnus vulgaris* y *Passer domesticus*. Si bien estas especies están presentes en las zonas agropecuarias y poblados adyacentes, no se han observado dentro del bosque. Asimismo, el ensamble de especies o de los gremios trófico-conductuales también podría sugerir un relativo buen estado de conservación del sitio. Por ejemplo, considerando la ubicación geográfica y extensión del RSE, el tipo de vegetación y el intervalo de altitud, el gremio de las rapaces nocturnas parece estar bien representado (Valencia-Herverth *et al.* 2012), excepto por *Aegolius acadicus* que no ha sido registrada. Tampoco se ha registrado a *Otus flammeolus*, pero al ser una especie

migratoria o transitoria (Howell y Webb 1995) probablemente sea más difícil su detección.

Los inventarios biológicos también son útiles para hacer inferencias sobre las especies que hayan sido extirpadas localmente y así, considerar la implementación de estrategias de reintroducción. La reintroducción de estas especies puede ser una acción adecuada no sólo a nivel de la especie en cuestión, sino también a nivel de una estrategia más amplia de restauración ecológica y de generación de conocimiento (Sarrazin y Barbault 1996, Armstrong y Seddon 2008). Sin embargo, es fundamental que dicha estrategia sea abordada con base en la información científica más robusta de que se disponga y esté enmarcada dentro de un contexto de manejo regional integral para que sea adecuada y exitosa.

En conclusión, la información generada y las acciones de manejo llevadas a cabo en las áreas sociales y privadas más allá de las ANP pueden incidir en el conocimiento que se tiene de su biodiversidad y en su

conservación a nivel regional, y representan un insumo importante que es aconsejable que las ANP tomen en cuenta en la definición e implementación de sus programas de manejo. Esta información y las acciones de manejo, para ser útiles y adecuadas, deberán tener un marco de robusta calidad científica. Este planteamiento es aplicable no solo para la interacción entre el ANP y las áreas sociales y privadas que la circundan, sino en la interacción de todas estas áreas dentro de la región. Una comunicación y coordinación fluida y asertiva entre todos los que inciden en el manejo del capital natural regional es un prerrequisito fundamental para lograr su conservación a largo plazo.

Agradecimientos

A los varios voluntarios que participaron durante el trabajo de campo en el RSE, principalmente a H. Urueta y a P. Caballero. Agradecemos a los revisores de este manuscrito.

Literatura citada

- AOU (American Ornithologists' Union). 1998. Check-list of North American birds, 7a ed. American Ornithologists' Union. Washington, DC, EUA.
- AOU (American Ornithologists' Union) (en línea). 2013. Check-list of North American Birds. North American Classification Committee, American Ornithologists' Union. <checklist.aou.org> (consultado 24 de enero de 2013).
- Archaux, F. y N. Bakkaus. 2007. Relative impact of stand structure, tree composition and climate on mountain bird communities. *Forest Ecology and Management* 247:72-79.
- Armstrong, D.P. y P.J. Seddon. 2008. Directions in reintroduction biology. *Trends in Ecology and Evolution* 23:20-25.
- aVerAves (en línea). 2012. aVerAves. CONABIO, NABCI. <www.averaves.org/> (consultado 18 de septiembre de 2012).
- Barber, J.R., C.L. Burdett, S.E. Reed, K.A. Warner, C. Formichella, K.R. Crooks, D.M. Theobald y K.M. Fristrup. 2011. Anthropogenic noise exposure in protected natural areas: estimating the scale of ecological consequences. *Landscape Ecology* 26:1281-1295.
- Brooks, T.M., M.I. Bakarr, T. Bucher, G.A.B. DaFonseca, C. Hilton-Taylor, J.M. Hoekstra, T. Moritz, S. Olivieri, J. Parish, R.L. Pressey, A.S.L. Rodrigues, W. Sechrest, A. Stattersfield, W. Strahm y S.N. Stuart. 2004. Coverage provided by the global protected-area system: is it enough? *BioScience* 54:1081-1091.
- Chao, A. 1984. Nonparametric estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of Statistics* 11:265-270.
- Colwell, R.K. (en línea). 2011. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Versión 8.2. <viceroy.eeb.uconn.edu/EstimateS/index.html> (consultado 11 de septiembre de 2012).
- CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas). 2005. Programa de conservación y manejo Parque Nacional El Chico. CONANP. México, DF.
- CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas) (en línea). 2012. Áreas protegidas decretadas. CONANP, SEMARNAT. México. <www.conanp.gob.mx/que_hacemos/> (consultado 23 de abril de 2013).
- Durand, L. y L.B. Vázquez. 2011. Biodiversity conservation discourses. A case study on scientists and government authorities in Sierra de Huautla Biosphere Reserve, Mexico. *Land Use Policy* 28:76-82.
- Ellis, T.M. y M.G. Betts. 2011. Bird abundance and diversity across a hardwood gradient within early seral plantation forest. *Forest Ecology and Management* 261:1372-1381.

- Gallina Tessaro, M.P., A. González Romero, R.C. Moutal Fua y G. Tello Sandoval. 1974. Bases para la reestructuración del Parque Nacional "El Chico", Hidalgo, México. Tesis de licenciatura, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México, DF.
- García Paredes, I. y R. Ortiz-Pulido. 2007. Determinación de aves indicadoras de la calidad ambiental en bosque de encino (*Quercus* sp., Fagaceae) en las cercanías del Parque Nacional El Chico, Hidalgo, México. Pp. 17. In: G. Pulido-Flores y A.L. López-Escamilla (eds.). IV Foro de investigadores para la conservación y II Simposio de áreas naturales protegidas en el estado de Hidalgo. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Pachuca, Hidalgo, México.
- Gaston, K.J., S.E. Jackson, L. Cantú-Salazar y G. Cruz-Piñón. 2008. The ecological performance of protected areas. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 39:93-113.
- González-García, F. y H. Gómez de Silva Garza. 2003. Especies endémicas: riqueza, patrones de distribución y retos para su conservación. Pp. 150-194. In: H. Gómez de Silva y A. Oliveras de Ita (eds.). Conservación de aves. Experiencias en México. CIPAMEX, NFWF, CONABIO. México, DF.
- Halfiter, G. 2005. Towards a culture of biodiversity conservation. *Acta Zoológica Mexicana* 21:133-153.
- Howell, S.N.G. y S. Webb. 1995. A guide to the birds of Mexico and northern Central America. Oxford University Press. New York, EUA.
- Lindenmayer, D.B., E.J. Knight, M.J. Crane, R. Montague-Drake, D.R. Michael y C.I. MacGregor. 2010. What makes an effective restoration planting for woodland birds? *Biological Conservation* 143:289-301.
- MacGregor-Fors, I., A. Blanco-García y R. Lindig-Cisneros. 2010. Bird community shifts related to different forest restoration efforts: a case study from a managed habitat matrix in Mexico. *Ecological Engineering* 36:1492-1496.
- Martínez-Morales, M.A. 2005. Nested species assemblages as a tool to detect sensitivity to forest fragmentation: the case of cloud forest birds. *Oikos* 108: 634-642.
- Molina, D., J. Torres-Guerrero y M. L. Avelarde-Gómez. 2012. Riqueza de aves en el Área Natural Protegida Estero El Salado, Puerto Vallarta, Jalisco, México. *HUITZIL* 13:22-38.
- Mora, C. y P.F. Sale. 2011. Ongoing global biodiversity loss and the need to move beyond protected areas: a review of the technical and practical shortcomings of protected areas on land and sea. *Marine Ecology Progress Series* 434:251-266.
- National Geographic. 2002. Field guide to the birds of North America. 4a ed. National Geographic. Washington, DC, EUA.
- Ortiz-Pulido, R., E. Mauricio-López, V. Martínez-García y J. Bravo. 2008. ¿Sabes quién vive en el Parque Nacional El Chico? Colibríes. UAEH, SEP, Dirección del Parque Nacional El Chico. Pachuca, Hidalgo, México.
- Porter-Bolland, L., E.A. Ellis, M.R. Guariguata, I. Ruiz-Mallén, S. Negrete-Yankelevich y V. Reyes-García. 2012. Community managed forests and forest protected areas: an assessment of their conservation effectiveness across the tropics. *Forest Ecology and Management* 268:6-17.
- Primack, R.B. 1993. *Essentials of Conservation Biology*. Sinauer Associates Inc. Sunderland, Massachusetts, EUA.
- Pyle, P. 1997. Identification guide to North American birds. Part I Columbidae to Ploceidae. Slate Creek Press. Bolinas, California, EUA.
- Radeloff, V.C., S.I. Stewart, T.J. Hawbaker, U. Gimmi, A.M. Pidgeon, C.H. Flather, R.B. Hammer y D.P. Helmers. 2010. Housing growth in and near United States protected areas limits their conservation value. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107:940-945.
- Rojas-Soto, O.R. y A. Oliveras de Ita. 2005. Los inventarios avifaunísticos: reflexiones sobre su desarrollo en el Neotrópico. *Ornitología Neotropical* 16:441-445.
- Sarrazin, F. y R. Barbault. 1996. Reintroduction: challenges and lessons for basic ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 11:474-478.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Diario Oficial (segunda sección). 30 de diciembre de 2010. México, DF.
- Sepúlveda, C., A. Moreira y P. Villarreal. 1997. Conservación biológica fuera de las áreas silvestres protegidas. *Ambiente y Desarrollo* 13:48-58.

Toledo, V.M. 2005. Repensar la conservación: ¿áreas naturales protegidas o estrategia bioregional? *Gaceta Ecológica* 77:67-83.

Valencia-Herverth, J., R. Ortiz-Pulido y P.L. Enriquez. 2012. Riqueza y distribución espacial de rapaces nocturnas en Hidalgo, México. *HUITZIL* 13:116-129.

Valencia-Herverth, J., R. Valencia-Herverth, M.E. Mendiola-González, M. Sánchez-Cabrera y M.A. Martínez-Morales. 2011. Registros nuevos y sobresalientes de aves para el estado de Hidalgo, México. *Acta Zoológica Mexicana* (n.s.) 27:843-861.

Recibido: 25 de octubre de 2012. Revisión aceptada: 22 de julio de 2013.

Editor asociado: Borja Mila.

Anexo 1. Especies de aves registradas en el Rancho Santa Elena (RSE) y las reportadas en el Parque Nacional El Chico (PNEC; Gallina *et al.* 1974, CONANP 2005, García y Ortiz-Pulido 2007, Ortiz-Pulido *et al.* 2008, aVerAves 2012). La abundancia relativa en el RSE está expresada como el porcentaje de individuos capturados de la especie en relación con el total de capturas. Se especifica su nivel de endemismo (*sensu* González-García y Gómez de Silva 2003) en endémicas (E) y cuasiendémicas (Q), y su categoría dentro de la NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT 2010) como sujeta a protección especial (Pr) o amenazada (A). Las especies con asterisco (*) son registros incorrectos o probablemente incorrectos.

Especie	Abundancia relativa		PNEC	Endemismo	NOM-059	Gremio trófico-conductual
	RSE	RSE (redes)				
ANATIDAE						
<i>Anas crecca</i>	X					omnívoro nadador
<i>Aythya collaris</i>	X					omnívoro nadador
ODONTOPHORIDAE						
<i>Cyrtonyx montezumae</i>	X				Pr	granívoro de suelo
PODICIPEDIDAE						
<i>Podilymbus podiceps</i>	X					omnívoro nadador
ARDEIDAE						
<i>Ardea herodias</i>	X					piscívoro vadeador
<i>Butorides virescens</i>	X					piscívoro vadeador
CATHARTIDAE						
<i>Cathartes aura</i>	X		X			carroñero
PANDIONIDAE						
<i>Pandion haliaetus</i>	X					piscívoro que pesca al vuelo
ACCIPITRIDAE						
<i>Accipiter striatus</i>	X	0.29	X		Pr	rapaz diurna
<i>Accipiter cooperii</i>	X				Pr	rapaz diurna
<i>Buteo swainsoni</i>			X		Pr	rapaz diurna
<i>Buteo jamaicensis</i>	X					rapaz diurna
RALLIDAE						
<i>Fulica americana</i>	X					omnívoro nadador
SCOLOPACIDAE						
<i>Actitis macularia</i>	X					vadeador consumidor de invertebrados
<i>Gallinago delicata</i>	X					vadeador consumidor de invertebrados
COLUMBIDAE						
<i>Patagioenas fasciata</i>	X		X			granívoro-frugívoro arborícola
<i>Zenaida macroura</i>	X		X			granívoro-frugívoro arborícola
<i>Columbina inca</i>	X					granívoro de suelo
<i>Leptotila verreauxi</i>	X		X			granívoro-frugívoro de suelo
TYTONIDAE						
<i>Tyto alba</i>			X			rapaz nocturna
STRIGIDAE						
<i>Megascops trichopsis</i>	X	0.29	X			rapaz nocturna
<i>Bubo virginianus</i>	X		X			rapaz nocturna
<i>Glaucidium gnoma</i>	X	0.29				rapaz nocturna
CAPRIMULGIDAE						
<i>Antrostomus arizonae</i>	X	0.58	X			insectívoro aéreo nocturno

Especie	Abundancia relativa			NOM-059	Gremio trófico-conductual
	RSE	RSE (redes)	PNEC		
TROCHILIDAE					
<i>Colibri thalassinus</i>	X	0.87	X		nectarívoro-insectívoro
<i>Eugenes fulgens</i>	X	3.48	X		nectarívoro-insectívoro
<i>Lampornis clemenciae</i>	X	4.64	X		nectarívoro-insectívoro
<i>Calothorax lucifer</i>			X		nectarívoro-insectívoro
<i>Archilochus colubris</i>			X		nectarívoro-insectívoro
<i>Selasphorus platycercus</i>			X		nectarívoro-insectívoro
<i>Selasphorus rufus</i>			X		nectarívoro-insectívoro
<i>Cynanthus latirostris</i>			X		nectarívoro-insectívoro
<i>Hylocharis leucotis</i>	X	24.64	X		nectarívoro-insectívoro
TROGONIDAE					
<i>Trogon mexicanus</i>	X		X		frugívoro-insectívoro arborícola
ALCEDINIDAE					
<i>Megaceryle alcyon</i>	X				piscívoro que pesca al vuelo
<i>Chloroceryle americana</i>	X	0.29			piscívoro que pesca al vuelo
PICIDAE					
<i>Melanerpes formicivorus</i>	X		X		insectívoro-frugívoro de interior de corteza
<i>Colaptes auratus</i>	X	0.29	X		insectívoro-frugívoro de interior de corteza
<i>Sphyrapicus varius</i>	X	0.29	X		consumidor de savia
FALCONIDAE					
<i>Falco sparverius</i>	X		X		rapaz diurna
<i>Falco columbarius</i>			X		rapaz diurna
TYRANNIDAE					
<i>Poecilotriccus sylvia</i>			X* ¹		
<i>Mitrephanes phaeocercus</i>	X				insectívoro arborícola que atrapa al vuelo
<i>Contopus pertinax</i>	X	0.29			insectívoro arborícola que atrapa al vuelo
<i>Contopus sordidulus</i>			X		insectívoro arborícola que atrapa al vuelo
<i>Empidonax traillii</i>			X		insectívoro arborícola que atrapa al vuelo
<i>Empidonax hammondii</i>	X	0.29			insectívoro arborícola que atrapa al vuelo
<i>Empidonax affinis</i>	X	1.45	X	Q	insectívoro arborícola que atrapa al vuelo
<i>Empidonax difficilis</i>			X* ²		
<i>Empidonax occidentalis</i>	X	2.32			insectívoro arborícola que atrapa al vuelo
<i>Empidonax fulvifrons</i>	X	0.58	X		insectívoro arborícola que atrapa al vuelo
<i>Sayornis nigricans</i>	X				insectívoro arborícola que atrapa al vuelo
<i>Pitangus sulphuratus</i>			X* ³		
VIREONIDAE					
<i>Vireo cassinii</i>	X				insectívoro-frugívoro arborícola de follaje
<i>Vireo huttoni</i>	X	0.29	X		insectívoro-frugívoro arborícola de follaje

Especie	Abundancia relativa			Endemismo	NOM-059	Gremio trófico-conductual
	RSE	RSE (redes)	PNEC			
CORVIDAE						
<i>Cyanocitta stelleri</i>	X	0.58	X			omnívoro arborícola
<i>Corvus corax</i>			X			omnívoro planeador
HIRUNDINIDAE						
<i>Tachycineta thalassina</i>	X		X			insectívoro aéreo diurno
<i>Hirundo rustica</i>	X					insectívoro aéreo diurno
PARIDAE						
<i>Poecile sclateri</i>	X	0.87	X	Q		insectívoro arborícola de follaje
<i>Baeolophus wollweberi</i>			X			insectívoro arborícola de follaje
AEGITHALIDAE						
<i>Psaltiriparus minimus</i>	X					insectívoro arborícola de follaje
SITTIDAE						
<i>Sitta carolinensis</i>	X					insectívoro de superficie de corteza
CERTHIDAE						
<i>Certhia americana</i>	X	0.29	X			insectívoro de superficie de corteza
TROGLODYTIDAE						
<i>Troglodytes aedon</i>	X	1.74	X			insectívoro arborícola de follaje
<i>Troglodytes rufociliatus</i>			X* ⁴			
<i>Thryomanes bewickii</i>	X					insectívoro arborícola de follaje
POLIOPTILIDAE						
<i>Poliophtila caerulea</i>	X					insectívoro arborícola de follaje
REGULIDAE						
<i>Regulus satrapa</i>			X			insectívoro arborícola de follaje
<i>Regulus calendula</i>	X	6.09	X			insectívoro arborícola de follaje
TURDIDAE						
<i>Sialia mexicana</i>			X			insectívoro-frugívoro arborícola de follaje
<i>Myadestes occidentalis</i>	X	3.77	X		Pr	insectívoro-frugívoro arborícola de follaje
<i>Myadestes unicolor</i>			X* ⁵		A	
<i>Catharus occidentalis</i>	X	11.59	X	E		insectívoro-frugívoro de follaje de sotobosque
<i>Catharus fuscescens</i>			X* ⁶			
<i>Catharus guttatus</i>	X	0.58				insectívoro-frugívoro de follaje de sotobosque
<i>Turdus migratorius</i>	X	1.74	X			insectívoro-frugívoro arborícola de follaje
<i>Ridgwayia pinicola</i>	X			E	Pr	insectívoro-frugívoro arborícola de follaje
MIMIDAE						
<i>Melanotis caerulescens</i>			X	E		insectívoro-frugívoro de follaje de sotobosque
PTILOGONATIDAE						
<i>Ptilogonys cinereus</i>	X		X	Q		frugívoro-insectívoro arborícola
PEUCEDRAMIDAE						

Especie	Abundancia relativa		PNEC	Endemismo	NOM-059	Gremio trófico-conductual
	RSE	RSE (redes)				
<i>Peucedramus taeniatus</i>	X	0.29				insectívoro arborícola de follaje
PARULIDAE						
<i>Parkesia motacilla</i>	X					insectívoro de vegetación de suelo
<i>Parkesia noveboracensis</i>	X					insectívoro de vegetación de suelo
<i>Mniotilta varia</i>	X	0.29	X			insectívoro arborícola de follaje
<i>Oreothlypis superciliosa</i>	X					insectívoro-nectarívoro arborícola de follaje
<i>Oreothlypis celata</i>	X	0.29				insectívoro-nectarívoro arborícola de follaje
<i>Geothlypis nelsoni</i>	X			E		insectívoro arborícola de follaje
<i>Setophaga coronata</i>	X	2.03				insectívoro arborícola de follaje
<i>Setophaga townsendi</i>	X	1.45	X			insectívoro arborícola de follaje
<i>Setophaga occidentalis</i>	X	0.29	X			insectívoro arborícola de follaje
<i>Setophaga virens</i>			X			insectívoro arborícola de follaje
<i>Basileuterus rufifrons</i>	X			Q		insectívoro arborícola de follaje
<i>Basileuterus belli</i>	X	6.09	X			insectívoro arborícola de follaje
<i>Cardellina pusilla</i>	X	2.03				insectívoro arborícola de follaje
<i>Cardellina rubrifrons</i>			X			insectívoro arborícola de follaje
<i>Cardellina rubra</i>	X		X	E		insectívoro arborícola de follaje
<i>Myioborus pictus</i>	X	0.29	X			insectívoro arborícola de follaje
<i>Myioborus miniatus</i>	X	2.90				insectívoro arborícola de follaje
EMBERIZIDAE						
<i>Atlapetes pileatus</i>	X	3.19	X	E		granívoro de sotobosque
<i>Pipilo maculatus</i>	X	1.16	X			granívoro de sotobosque
<i>Aimophila ruficeps</i>			X			granívoro arborícola
<i>Melospiza fusca</i>	X		X			granívoro de sotobosque
<i>Oriturus superciliosus</i>	X		X	E		granívoro de suelo
<i>Spizella passerina</i>	X					granívoro de suelo
<i>Spizella pusilla</i>			X* ⁷			
<i>Junco phaeonotus</i>	X	6.96	X	Q		granívoro arborícola
CARDINALIDAE						
<i>Piranga flava</i>	X	0.58				frugívoro-insectívoro arborícola
<i>Piranga rubra</i>	X					frugívoro-insectívoro arborícola
<i>Habia rubica</i>			X* ⁸			
<i>Pheucticus melanocephalus</i>	X	2.90	X			granívoro-frugívoro arborícola
ICTERIDAE						
<i>Molothrus aeneus</i>			X			granívoro-insectívoro de suelo
<i>Molothrus ater</i>	X					granívoro-insectívoro de suelo
<i>Icterus bullockii</i>	X					frugívoro arborícola
<i>Icterus graduacauda</i>			X	Q		frugívoro arborícola
<i>Icterus parisorum</i>			X			frugívoro arborícola
FRINGILLIDAE						
<i>Euphonia elegantissima</i>			X			frugívoro arborícola
<i>Haemorhous mexicanus</i>	X		X			granívoro arborícola
<i>Loxia curvirostra</i>	X		X			granívoro arborícola
<i>Spinus pinus</i>	X					granívoro arborícola
<i>Spinus psaltria</i>	X	0.87				granívoro arborícola

¹ Su distribución geográfica y altitudinal conocidas (Howell y Webb 1995, AOU 1998) hacen improbable su presencia en el PNEC (CONANP 2005), por lo que se debe considerar como un registro incorrecto.

² Este error (CONANP 2005, García y Ortiz-Pulido 2007) puede deberse a una incorrecta identificación en campo o al hecho de que esta especie antes era considerada como una sola junto con *Empidonax occidentalis*, que sí debe estar presente en el PNEC (Howell y Webb 1995).

- ³ Por su distribución altitudinal conocida (Howell y Webb 1995, AOU 1998), es poco probable que esta especie esté presente en el PNEC (CONANP 2005), por lo que se debe considerar como un registro incorrecto.
- ⁴ La inclusión de esta especie en el PNEC (CONANP 2005) es un error evidente, pues la especie sólo se distribuye desde las montañas de Chiapas hacia el sur hasta el norte de Nicaragua (Howell y Webb 1995).
- ⁵ Es probable que se trate de un registro incorrecto en el PNEC (CONANP 2005). Con base en nuestra experiencia, en el PNEC, y en general en la Sierra de Pachuca, *M. unicolor* no está presente. Esta especie es fácilmente detectable auditivamente, pero podría ser confundida con *M. occidentalis* visualmente, siendo esta última una especie relativamente abundante en la Sierra de Pachuca. En Hidalgo, *M. unicolor* prácticamente se restringe a la vertiente del Golfo de la Sierra Madre Oriental (MAMM obs. pers.).
- ⁶ La distribución conocida de esta especie durante sus movimientos migratorios (Howell y Webb 1995) hace poco probable su presencia en el PNEC (CONANP 2005). Asimismo, esta especie puede ser fácilmente confundida con *C. occidentalis* (Howell y Webb 1995) que es una especie relativamente común en la Sierra de Pachuca. El único registro de *C. fuscescens* para Hidalgo, en el municipio de Tepehuacán de Guerrero (Valencia-Herverth et al. 2011), es en una localidad no cercana al PNEC y ecológicamente diferente.
- ⁷ La inclusión de esta especie (García y Ortiz-Pulido 2007) es un error evidente, pues no coincide su distribución geográfica, altitudinal y los ambientes que utiliza (Howell y Webb 1995) con los atributos del PNEC.
- ⁸ Su distribución geográfica y altitudinal conocidas (Howell y Webb 1995) hacen improbable su presencia en el PNEC (CONANP 2005), por lo que se debe considerar como un registro incorrecto.