



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO**  
**DOCTORADO EN CIENCIAS BIOMÉDICAS**  
**INSTITUTO DE ECOLOGÍA**  
**BIOLOGÍA DE LA CONSERVACIÓN**

**DISPONIBILIDAD DE SITIOS DE ANIDACIÓN PARA AVES DE LOS  
GÉNEROS *SITTA*, *TROGLODYTES*, *CERTHIA* Y *POECILE* EN UN BOSQUE  
JOVEN Y SU EFECTO SOBRE LA DIVERSIDAD DE ARTRÓPODOS**

## **T E S I S**

**QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:  
DOCTOR EN CIENCIAS**

**P R E S E N T A:**

**CECILIA CUATIANQUIZ LIMA**

**TUTOR DE TESIS:**

**DR. CONSTANTINO DE JESÚS MACIAS GARCÍA**  
**INSTITUTO DE ECOLOGÍA**

**MIEMBROS DEL COMITÉ TUTOR:**

**DR. CARLOS RAFAEL CORDERO MACEDO**  
**INSTITUTO DE ECOLOGÍA**

**DRA. MARGARITA MARTÍNEZ GÓMEZ**  
**INSTITUTO DE INVESTIGACIONES BIOMÉDICAS**

**CIUDAD UNIVERSITARIA, CD. MX**

**AGOSTO 2018**



Universidad Nacional  
Autónoma de México



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

## ÍNDICE

Resumen		3
Capítulo 1	Introducción general Objetivos Hipótesis Predicciones El Parque Nacional La Malinche Referencias	6
Capítulo 2	Pre and post manipulation assessments confirms the increase in number of birds due to the addition of nest boxes. <i>PeerJ, aceptado</i>	27
Capítulo 3	Does increasing the number of birds by adding nest boxes reduce the numbers tree-trunk arthropods in mature and managed temperate forest?	45
Capítulo 4	Discusión general y recomendaciones de manejo Referencias	73
Apéndice 1	¡De ese árbol no hagan leña!	93
	Agradecimientos	104

## Resumen

Muchas especies de aves forestales anidan en cavidades que ellas hacen, o que ocupan de manera secundaria. Se ha propuesto que esta estrategia de anidación aumenta el éxito de la nidada y reduce el riesgo de depredación. Sin embargo, este beneficio está disponible solamente en sitios donde hay árboles grandes, cuyo tamaño y vejez facilitan que las aves puedan horadar sus troncos y ramas, además de que proporcionan cavidades para otras especies. En un bosque forestal mexicano habitan aves que ocupan cavidades de manera secundaria, -también llamadas aves usuarias secundarias de cavidades (USC)-, las cuales pertenecen a los géneros *Sitta spp*, *Troglodytes spp*, *Certhia spp* y *Poecile spp*. Este grupo de aves es insectívoro y se alimentan de artrópodos que se encuentran sobre la corteza de los árboles. Por lo tanto, una escasa disponibilidad de sitios de anidación provocaría su ausencia y esto privaría principalmente a los bosques jóvenes y/o a las plantaciones forestales de los servicios ambientales que este grupo de aves ofrece, uno de ellos, la posible reducción del número de artrópodos que se encuentran sobre la corteza de los árboles. A partir de este planteamiento, en el 2009 evalué por nueve meses usando censos estandarizados, si las aves USC son más abundantes en un bosque maduro que en un bosque joven. Al siguiente año, por medio de la instalación de cajas nido, incrementé en ambos tipos de bosque la disponibilidad de sitios de anidación para determinar su efecto en la abundancia de aves USC. En un tercer año (2011) aumenté dos parcelas por tipo de bosque donde también realicé conteos de aves y sumé cajas nido. Al mismo tiempo durante los tres años evalué la densidad de artrópodos entre los dos tipos de bosque y determiné si la presencia de aves usuarias secundarias de cavidades tuvo un efecto sobre la abundancia de artrópodos que habitan sobre la corteza de los árboles, de los cuales

estas aves se alimentan. Mi estudio lo llevé a cabo en el Parque Nacional La Malinche, un volcán inactivo ubicado en el Eje Neovolcánico Transversal.

Antes de instalar las cajas nido, encontré que las aves USC fueron detectadas con mayor frecuencia en bosque maduro que en bosque joven. El número de árboles que tuvieron cavidades fue similar en ambos tipos de bosques, sin embargo, el bosque maduro tuvo un mayor número de cavidades y mayor porcentaje de ocupación con respecto al bosque joven, debido a que los árboles muertos en bosque maduro tenían varias cavidades a lo largo del tronco. Desafortunadamente, los pocos datos colectados sobre las características de las cavidades naturales no me permitieron determinar cuáles son las cavidades naturales “adecuadas” y por tanto su disponibilidad. Por otro lado, la densidad de artrópodos sobre la corteza de los árboles fue similar en ambos tipos de bosques.

Después de colocar las cajas nido, encontré un aumento significativo del avistamiento de aves USC en los puntos de muestreo con cajas nido en ambos tipos de bosque. Los conteos que realicé en 2011 con parcelas adicionales confirman un incremento del número de aves asociado a la adición de cajas nido. Hubo una mayor ocupación de cajas nido en el bosque joven (31.95%) en comparación con el bosque maduro (8.3%), la cual fue dada en gran medida por su ocupación por parte de *Sialia mexicana*, especie de ave que coloniza claros o bordes de bosque. De los diseños de cajas empleadas (forma cuadrada y de cono), solo las cajas cuadradas fueron ocupadas para anidar y las seis especies que las ocuparon tuvieron nidadas exitosas. Durante mi estudio, no registré eventos de depredación o usurpación de nidos dentro de las cajas nido.

En las parcelas monitoreadas por tres años, el primer año antes de colocar las cajas nido encontré similar densidad de artrópodos e insectos en bosque joven y

maduro. Al segundo año después de instalar las cajas nido hubo un aumento de artrópodos e insectos, sin embargo en el tercer año hubo una disminución solo en la densidad de insectos en el bosque joven. En las parcelas sumadas en mi experimento en el 2011 encontré menor densidad de artrópodos en el bosque maduro en puntos donde las cajas fueron añadidas. Al analizar solo la densidad de insectos, encontré menor densidad en el bosque joven y en puntos de bosque maduro con cajas nido añadidas.

Concluyo que mi estudio proporciona datos que proveen apoyo adicional a la hipótesis de que en bosques sujetos a manejo forestal o jóvenes, las poblaciones de aves USC están limitadas por la escases de cavidades y que una forma de mitigar este efecto es añadiendo cajas nido en estas zonas. Sin embargo, al no encontrar evidencia directa de que incrementar el número de aves USC a través de la instalación de cajas nido reduce la comunidad de artrópodos probablemente debido a una gran variación temporal en estas comunidades, es necesario dar seguimiento a estos estudios. Por tanto, prácticas de manejo forestal que promuevan la conservación de aves insectívoras (como las aves USC), son fundamentales para el mantenimiento de bosques productivos, a través del aumento de la riqueza de comunidades de aves y del posible control de comunidades de artrópodos.

# **Capítulo 1**

## **Introducción**

## **Capítulo 1. Introducción general**

La mitad de las órdenes de aves usan alguna forma de cavidad para anidar o como refugio para descansar y/o protegerse, por lo tanto, un porcentaje sustancial de las especies de aves terrestres en todo el mundo (26%) depende de cavidades en árboles para su sobrevivencia (Drent 1987, Newton 1994; 1998). La mayoría de las aves que anidan en cavidades seleccionan árboles altos y de gran diámetro para maximizar el espacio para la nidada y evitar depredadores terrestres (Nilsson 1984, Martin 1993), pero la probabilidad de que un ave encuentre un sitio adecuado para anidar depende de la disponibilidad del sustrato de nidificación. La disponibilidad, sin embargo, es influenciada por la abundancia y el acceso al sustrato preferido (Jones 2001). Por ejemplo, las aves forestales que anidan en cavidades típicamente prefieren árboles viejos o tocones, donde la mayoría de las cavidades están formadas (Newton 1994), y en muchos casos las poblaciones de aves pueden estar limitadas por la disponibilidad de este recurso (Martin y Li 1992, Newton 1994, Monterrubio-Rico y Escalante-Pliego 2006, Aitken y Martin 2008, Cornelius 2008 y Cornelius y cols. 2008). En consecuencia, los árboles viejos son un componente esencial en los bosques, ya que además de abastecer de dormideros y lugares para anidar, también abastecen de recursos alimenticios y de refugios. Además, no solo las aves que anidan en cavidades se benefician de este recurso, sino diversos animales de vertebrados (ej, mamíferos, anfibios y reptiles; Newton, 1994) y más de 39 taxones de invertebrados, principalmente avispas de papel y arañas (Mccomb y Noble, 1982), quienes también los utilizan para anidar y protegerse. Por tanto, los árboles viejos juegan un papel muy importante en los ecosistemas forestales (Sánchez y cols. 2007).



Las especies de aves forestales que anidan en cavidades han sido clasificadas en dos grupos: especies que anidan en cavidades primarias, aquellas que excavan su cavidad, también llamados “excavadores primarios”, y especies que anidan en cavidades pre-existentes llamados “usuarios secundarios de cavidades”, dichas cavidades fueron formadas de manera natural o fueron horadas por los excavadores primarios, generalmente los pájaros carpinteros (Swallow y cols. 1986, Brawn y Balda, 1988, Newton 1994, Martin y Eadie 1999, Martin y cols. 2004, Lohmus y Remm 2005, Remm y cols. 2006) o algunas especies de trogones para América (Monterrubio-Rico y Escalante-Pliego 2006); y en Europa por abejarucos europeos (Casas-Crivillé y Valera 2005). Ambos grupos de aves usuarias de cavidades difieren en diversas características importantes de historias de vida, incluyendo éxito de nidada, tamaño de puesta, periodo de anidación y sobrevivencia de los adultos (Martin y Li 1992, Eberhard, 1992, Martin y cols. 2004). Sin embargo, la disponibilidad y características adecuadas de cavidades para las especies usuarias secundarias de cavidades están parcialmente influenciadas por la actividad y abundancia de excavadores primarios, los cuales prefieren árboles con ciertas características como su tamaño y edad, arquitectura y dureza (van Balen y cols. 1982, Aitken y Martin 2007, Cornelius y cols. 2008, Lambrechts y cols. 2008, Cockle y cols. 2010, Lambrechts y cols. 2010), o bien de la actividad de otros grupos taxonómicos, tal como micro-organismos (incluyendo hongos), insectos, anfibios, reptiles y mamíferos. Aunque algunas especies usuarias secundarias de cavidades pueden modificar la cavidad para adecuarla a sus necesidades, esto dependerá de si la cavidad se encuentra en madera blanda (Newton 1994, Martin y cols. 2004, Martin y cols. 2006, Sánchez y cols. 2007, Lambrechts y cols. 2010). Por tanto, la probabilidad de encontrar una cavidad disponible o adecuada frecuentemente es baja, esto las convierte en un recurso limitante que puede controlar procesos poblacionales en las

especies que las usan, particularmente en aquellas que son usuarias secundarias de cavidades (Brawn y Balda 1988, Newton 1994, Martin y cols. 2004, Aitken y Martin 2012). Dado que las especies que anidan en cavidades frecuentemente tienen requerimientos específicos, las cavidades que son apropiadas para una especie puede no serlo para otras, lo que genera o incrementa la intensidad de competencia intra e interespecífica (Dhondt 2012).

Sin embargo, la probabilidad de que las aves usuarias secundarias de cavidades puedan encontrar una cavidad adecuada o disponible, no solo depende de los cavadores primarios y de la condición del bosque, también depende del impacto que las actividades humanas tengan sobre un bosque, ya que algunas actividades humanas pueden afectar la diversidad de un bosque y a su vez la estabilidad de un ecosistemas (Bengtsson y cols. 2000). La tala de bosques para la agricultura, la leña, la plantación de monocultivos y especies exóticas, el sobrepastoreo y una alta densidad poblacional son ejemplos de tales impactos humanos que promueven la perturbación de los bosques (Bengtsson y cols. 2000). En algunos estudios con aves usuarias secundarias de cavidades se ha demostrado una dependencia entre encontrar cavidades naturales adecuadas y la condición del bosque, la cual se hace más estrecha cuando un bosque está bajo manejo o se implementan medidas de tala después de un fuego, ya que con estas prácticas se remueven tocones, árboles muertos o viejos y la disponibilidad de cavidades naturales es casi nula (Holt y Martin 1997, Martin y Eadie, 1999, Martin y cols. 2004, Saab y cols. 2004, Sánchez y cols. 2007, Castro y cols. 2010). Estudios en zonas urbanas han encontrado que las cavidades cercanas a estas zonas son poco o nulamente usadas por las aves usuarias secundarias de cavidades (Remacha y Delgado 2009), además, resaltan la reducción de la abundancia y riqueza de estas aves en dichas zonas, resultado de que algunos individuos pueden ser forzados a dispersarse en

búsqueda de cavidades adecuadas para anidar o por usar cavidades de baja calidad. Los efectos de esta reducción son independientes de la temporada (reproductiva e invernal), debido a que las cavidades no solo son importantes como sitios de anidación, sino que fuera del periodo reproductor sirven como dormitorios o refugios (Johnson y Kermott 1994, Holt y Martin 1997, Martin y Eadie 1999, Martin y cols. 2004, Sánchez y cols. 2007, Castro y cols. 2010). De igual forma, la fragmentación del hábitat tiene efectos sobre la abundancia de las aves que anidan en cavidades debido a que se encuentran mas expuestas por lo que hay una alta depredación de nidos. Por ejemplo, en paisajes fragmentados la pérdida de nidos de *Certhia familiaris* es tres veces mayor que en los paisajes menos fragmentados, lo cual está relacionado con la proporción de bordes entre el bosque, la densidad de terrenos abiertos y la proporción de árboles jóvenes en una escala espacial de 500 m alrededor de un nido (Huhta y cols. 2004).

Actualmente, los bosques secundarios están sustituyendo rápidamente a los bosques primarios tanto en regiones templadas como tropicales. La mayoría de las prácticas forestales incluyen tala intensiva y selectiva de grandes árboles con valor comercial y la remoción de grandes tocones en pie como “procedimiento sanitario”. Sin embargo, los bosques secundarios no poseen las propiedades estructurales específicas requeridas para muchas de las especies que anidan en cavidades, debido a que la mayoría de los árboles en pie tienen dimensiones pequeñas para la formación de cavidades (Newton 1994). De tal forma que algunas comunidades de aves que anidan en cavidades, sobre todo las usuarias secundarias, principalmente dependen de cavidades que se encuentran en árboles en descomposición (Gibbons y cols. 2002, Remm y cols. 2006, Wesolowski 2007). Dado que la densidad de cavidades está positivamente relacionada con la densidad y edad de los árboles (van Balen y cols. 1982), las aves usuarias secundarias de cavidades pueden tener menos posibilidades de encontrar sitios

de anidación en bosques con manejo forestal donde a menudo se eliminan árboles viejos y muertos (Martin y Li 1992, Newton 1994, Holt y Martin 1997, Martin y Eadie 1999, Martin y cols. 2004, Saab y cols. 2004, Sánchez y cols. 2007, Cornelius 2008, Castro y cols. 2010, Goodenough y cols. 2009). También puede haber menos disponibilidad de cavidades adecuadas en bosques jóvenes que en bosque viejos, los cuales son estructuralmente más complejos y tienen más cavidades (Brawn y Balda 1988, Waters y cols. 1990). Para mitigar el efecto de la falta de sitios de anidación para las comunidades de aves, la instalación de cajas nidos en los bosques que se encuentran bajo manejo forestal ha sido una práctica favorable (Holt y Martin 1997, Martin y Eadie 1999, Martin y cols. 2004, Sánchez y cols. 2007, Castro y cols. 2010, Remacha y Delgado 2009). Muchos estudios reportan un aumento de las densidades de aves cavadoras en sitios donde se instalaron las cajas nido (Brush 1983, Brawn y Balda 1988, Waters y cols. 1990, Sánchez y cols. 2007, Miller 2010, Dhondt 2012).

A su vez, las aves que anidan en cavidades pueden producir un efecto sobre otras especies que habitan el bosque, como son los artrópodos (Martin y cols. 2006). Por lo que también juegan un papel importante en los ecosistemas forestales como depredadores de plagas forestales o artrópodos en general (Torgensen y cols. 1990, Adams y Morrison 1993, Fayt 1999, Weikel y Hayes 1999, Jäntti y cols. 2001, Fayt 2003, Fayt y cols. 2005, Martin y cols. 2006, Heyman y Gunnarsson 2011). Algunas poblaciones de artrópodos están disponibles solo sobre los troncos o ramas de los árboles (Morrison y cols. 1987) y algunas especies de aves se especializan en alimentarse de ese grupo (Adams y Morrison 1993). Cada vez hay más estudios que muestran que las aves insectívoras pueden tener efectos sobre la adecuación de las plantas, al reducir el número de insectos que se alimentan y están sobre ellas, los cuales podrían ser herbívoros (Marquis and Whelan 1994, Johnson y cols. 2010). Sin embargo,

la mayoría de los estudios relacionados a la disponibilidad de artrópodos para las aves, solo se enfocan a cuantificar la selección del hábitat para forrajear y describir la actividad de forrajeo en diferentes tipos de bosques (Franzreb 1985, Torgensen y cols. 1990, Adams y Morrison 1993, Fayt 1999, Weikel y Hayes, 1999, Fayt 2003, Martin y cols. 2006), pocos han estudiado el efecto que puede tener el ambiente sobre la disponibilidad de alimento, la abundancia y diversidad de aves.

Por mencionar algunos estudios, Sanz (2001) demostró experimentalmente que el aumento de aves insectívoras por medio de la adición de cajas nido deprime el número de orugas defoliadores y disminuye el daño a las hojas de *Quercus*. Martin y cols. (2006) encontraron que los brotes de insectos pueden tener efectos significativos sobre la diversidad de aves, de forma directa, al alterar la disponibilidad de alimento, o indirecta, al alterar el hábitat disponible para las aves. Las aves a su vez pueden moderar el ataque, distribución, duración o intensidad de brotes de escarabajos de pino. Eeva y cols. (1997) encontraron que la abundancia de insectos está correlacionada con el éxito reproductivo de aves insectívoras, entre menos disponibilidad de larvas de insectos menor éxito reproductivo en las aves. Sin embargo, son nulos los estudios que evalúan una posible interacción o efecto entre la ausencia de cavidades para aves usuarias secundarias de cavidades y la abundancia de artrópodos que habitan un área (principalmente de aquellos que se encuentran en la corteza de los árboles de los cuales se alimentan). Incluso poco se han evaluado sobre las ventajas o desventajas de la ausencia de aves usuarias secundarias de cavidades en un ecosistema, ya que su presencia puede atraer aves de otros gremios debido a que en temporada no reproductiva estas aves pueden formar parvadas heteroespecíficas que pueden alcanzar densidades extremadamente altas y adicionar servicios como son reducir el riesgo de

depredación en aves paseriformes, aumento en las aves dispersoras de semillas y mejor apreciación de la naturaleza (Whelan y cols. 2008, Wenny y cols. 2011).

En este estudio nos interesamos en: a) Determinar si la ausencia de sitios adecuados de anidación en una zona donde predominan árboles jóvenes evita que el gremio de aves usuarias secundarias de cavidades lo visite. b) De ser así, evaluar si la ausencia de este gremio se asocia con la densidad de artrópodos, para ello usamos una zona donde predominan árboles maduros, como zona control, ya que partimos del supuesto que en bosques maduros hay una mayor disponibilidad de cavidades y por tanto un mayor número de aves que anidan en cavidades. c) Por medio de la instalación de cajas nido atraer aves usuarias secundarias de cavidades, principalmente al bosque jóvenes. Finalmente, d) determinar si el establecimiento de poblaciones de aves usuarias secundarias de cavidades—de acuerdo a (c)—conduce a una reducción en la abundancia de artrópodos que se encuentran en los troncos de los árboles y de los cuales se alimentan.

### **Objetivo.**

Determinar si la ausencia de árboles viejos y, por tanto, la disponibilidad de sitios adecuados de anidación para los géneros *Sitta*, *Troglodytes*, *Certhia* y *Poecile* determinan una alta abundancia de artrópodos.

## **Hipótesis.**

- 1) La falta de disponibilidad de sitios adecuados de anidación en un bosque joven afecta negativamente la abundancia de aves usuarias secundarias de cavidades.
- 2) La abundancia de aves usuarias secundarias de cavidades afecta negativamente la abundancia de artrópodos.

## **Predicciones.**

### **H1:**

- a) En bosque joven habrá una menor abundancia de aves usuarias secundarias de cavidades en comparación con bosque maduro.
- b) El aumento experimental de la disponibilidad de sitios adecuados de anidación favorecerá principalmente, al bosque joven a través de un aumento en la abundancia de aves usuarias secundarias de cavidades.

### **H2:**

- c) La abundancia de artrópodos será mayor en un bosque joven en comparación con la de un bosque maduro.
- d) El aumento experimental de la abundancia de aves usuarias secundarias de cavidades disminuirá la abundancia de artrópodos.

## **El Parque Nacional La Malinche**

El Parque Nacional La Malinche (PNLM) o Matlalcuéyatl (*la de las faldas azules*) se ubica en la zona central oriente de México formando parte del Eje Neovolcánico Transversal; es considerada la montaña aislada más significativa del país y es la quinta montaña más alta de México (Fig. 1). Es además el onceavo parque con mayor extensión de los 67 Parques Nacionales decretados en el país. Fue declarado Parque Nacional el 6 de octubre de 1938 con un área protegida de 46 mil 112.241416 hectáreas. La mayor parte de esta superficie está cubierta por bosques de coníferas, en donde, habitan diversas especies de flora y fauna, que incluye 129 myxomycetes, 217 hongos macroscópicos, 404 plantas, 38 mamíferos, 112 aves, 14 reptiles y cinco anfibios. De las especies registradas destacan varias de ellas debido a que se encuentran en algún estatus de protección especial o en riesgo, además se consideran de gran importancia 19 taxa del Eje Neovolcánico y algunas solo han sido registradas en el Parque Nacional La Malinche (Fernández y López-Domínguez 2005, SEMARNAT 2013).





**Figura 1.** Vista del Parque Nacional La Malinche o Matlalcuéyatl, quinta montaña más alta de México y Área Natural Protegida. Foto: C. Cuatianquiz Lima.

Respecto a la ubicación geopolítica, el PNLN se localiza en los estados de Tlaxcala y Puebla, donde el número de municipios de ambas entidades muestran la siguiente distribución: En el estado de Tlaxcala, ejercen su jurisdicción un total de 12 municipios y para el estado de Puebla la poligonal del Área Natural Protegida (ANP) abarca 4 municipios. El volcán es sumamente importante en el abastecimiento de agua para la región, ya que aporta volúmenes considerables a las corrientes subterráneas, gracias a la cual subsiste la actividad agropecuaria. Además, este parque protege afluentes que alimentan al Río Zahuapan y Atoyolca, ya que forma parte de la Cuenca Hidrográfica del Río Atoyac-Zahuapan; por el lado de Puebla protege la Presa de Valsequillo. Además, presenta diversas corrientes temporales: el denominado Río Barranca de la Malinche, la cual se origina en el lado Este de la montaña, atravesando el

Municipio de Trinidad Sánchez; el Río Apizaco, al Noroeste; el Río San Juan, al Oeste; el Río Barranca Seca; el Río Barranca de la Soledad y el Río Barranca Huejotitla, al Suroeste. Pero sobre todo, el PNLM posee un alto valor biológico y sociocultural; la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), dada su importancia en bienes y servicios ambientales, la considera como una Región Terrestre Prioritaria para la Conservación (SEMARNAT 2013).

El PNLM alberga al menos seis especies de aves que anidan en cavidades secundarias, que pertenecen a diferentes familias, *Sitta pygmaea* (Saltapalos Enano), *Sitta carolinensis* (Saltapalos Pechiblanco), *Troglodytes aedon* (Saltaparedes, Chochín), *Certhia americana* (Trepador Americano), *Poecile sclateri* (Paro Mexicano) y *Sialia mexicana* (Azulejo; Corona-Vargas y Windfield 2000, Windfield 2005); taxonómicamente emparentadas y con poblaciones residentes (Howell y Webb 2005; Fig 2). Desafortunadamente, el 51% del parque (23,612 ha) está ocupado por campos agrícolas, asentamientos humanos y áreas sin cobertura vegetal aparente. La otra mitad del parque contiene predominantemente bosque de coníferas y latifoliadas (encinos) (Villers y López 2004). A pesar de ello, ninguna de las seis especies de aves que anidan en cavidades secundarias se encuentra en algún riesgo o protección especial, sin que ello implique que el bosque cuente con los requerimientos de anidación para este gremio de aves y que las poblaciones se encuentren estables, ya que más bien no existe conocimiento sobre estas especies y su uso del hábitat.



**Figura 2.** El PNLM alberga al menos seis especies de aves usuarias secundarias de cavidades, aquí muestro a) *Troglodytes aedon* (Saltaparedes, Chochín), b) *Sitta carolinensis* (Saltapalos Pechiblanco), c) *Certhia americana* (Trepador Americano) y d) *Sialia mexicana* (Azulejo). Fotos: C. Cuatianquiz Lima.

## Bibliografía

- **Adams EM, Morrison ML. 1993.** Effects of forest stand structure and composition on red-breasted nuthatches and brown creepers. *Journal of Wildlife Management* **57**: 616-629.
- **Aitken KEH, Martin K. 2007.** The importance of excavators in hole nesting communities: availability and use of natural tree holes in old mixes forest of Western Canada. *Journal of Ornithology*. **148** (Suppl. 2): S425-S434.
- **Aitken KEH, Martin K. 2008.** Resource selection plasticity and community responses to experimental reduction of a critical resource. *Ecology* **89**:971-980.
- **Aitken KEH, Martin K. 2012.** Experimental test of nest-site limitation in mature mixed forests of Central British Columbia, Canada. *Journal of Wildlife Management* **76**:557-565.
- **Bengtsson J, Nilsson SG, Franc A, Menozzi P. 2000.** Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *Forest Ecology and Management* **132**: 39-50.
- **Brawn JD, Balda RP. 1988.** Population biology of cavity nesters in Northern Arizona: do nest sites limit breeding densities? *Condor* **90**: 61-71.
- **Brush T. 1983.** Cavity use by secondary cavity-nesting birds and response to manipulations. *Condor* **85**: 461-466.
- **Casas-Crivillé A, Valera F. 2005.** The European bee-eater (*Merops apiaster*) as an ecosystem engineer in arid environments. *Journal of Arid Environments* **60**: 227-238.
- **Castro J, Moreno-Rueda G, Hódar JA. 2010.** Experimental test of postfire management in pine forests: Impact of salvage logging versus partial cutting and

- nonintervention on bird-species assemblages. *Conservation Biology* **24**: 810-819.
- **Cockle K, Martin K, Drever M. 2010.** Supply of tree-holes limits nest density of cavity nesting birds in primary and logged subtropical Atlantic forest. *Biological Conservation* **143**: 2851-2857.
  - **Corona-Vargas MC, Windfield JC. 2000.** *Evaluación del recurso faunístico en la región oriente del Parque Nacional La Malinche comunidad de Ixtenco, Tlaxcala. Departamento de Agrobiología. Universidad Autónoma de Tlaxcala. Tlaxcala. México y USFWS, USA.*
  - **Cornelius C. 2008.** Spatial variation in nest-site selection by a secondary cavity-nesting in a human-altered landscape. *Condor* **110**: 615-626.
  - **Cornelius C, Cockle K, Politi N, Berkunsky I, Sandoval VO, Rivera L, Hunter MJr, Martin K. 2008.** Cavity-nesting birds in neotropical forest: cavities as a potentially limiting resource. *Ornitologia Neotropical* **19**: 253-268.
  - **Dhondt AA. 2012.** *Interspecific Competition in Birds* (Vol. 2). Oxford: Oxford University Press..
  - **Drent PJ. 1987.** The importance of nestboxes for territory settlement, survival and density of the great tit. *Ardea*. **75**:59-71.
  - **Eberhard JR. 2002.** Cavity adoption and the evolution of coloniality in cavity-nesting birds. *Condor* **104**:240-247.
  - **Eeva T, Lehikoinen E, Pohjalainen T. 1997.** Pollution-related variation in food supply and breeding success in two hole-nesting passerines. *Ecology* **78**: 1120-1131.

- **Fayt P. 1999.** Available insect prey in bark patches selected by the Three-toed Woodpecker *Picoides tridactylus* prior to reproduction. *Ornis Fennica* **76**:135-140.
- **Fayt P. 2003.** Insect population changes in habitats with declining vs. stable three-toed woodpecker populations. *Ornis Fennica* **80**: 182-192.
- **Fayt P, Machmer MM, Steeger C. 2005.** Regulation of spruce bark beetles by woodpeckers – a literature review. *Forest Ecology and Management* **206**: 1-14.
- **Fernández FJA, López-Domínguez JC. 2005.** *Biodiversidad del Parque Nacional Malinche*, Tlaxcala: Coordinación General de Ecología de Tlaxcala, México.
- **Franzreb KE. 1985.** Foraging ecology of brown creepers in a mixed-coniferous forest. *Journal of Field Ornithology* **56**: 9-16.
- **Gibbons P, Lindenmayer DB, Barry SC, Tanton MT. 2002.** Hollow selection by vertebrate fauna in forests of southeastern Australia and implications for forest management. *Biological Conservation* **103**: 1-12.
- **Goodenough AE, Elliot SL, Hart AG. 2009.** Are nest sites actively chosen? Testing a common assumption for three non-resource limited birds. *Acta Oecologica* **35**: 598-602.
- **Heyman E, Gunnarsson B. 2011.** Management effect on bird and arthropod interaction in suburban woodlands. *BMC Ecology* **1**: 1-8
- **Holt RF, Martin K. 1997.** Landscape modification and patch selection: the demography of two secondary cavity nesters colonizing clearcuts. *Auk* **114**: 443-455.
- **Howell S, Webb S. 2005.** *A guide to the birds of Mexico and Northern Central America*. Oxford: Oxford University Press.

- **Huhta E, Aho T, Jantti A, Suorsa P, Kuitunen M, Nikula A, Hakkarainen H. 2004.** Forest fragmentation increases nest predation in the Eurasian treecreeper. *Conservation Biology* **18**: 148-155.
- **Jäntti A, Aho T, Hakkarainen H, Kuitunen M, Suhonen J. 2001.** Prey depletion by the foraging of the Eurasian treecreeper, *Certhia familiaris*, on tree-trunk arthropods. *Oecologia* **128**: 488-491.
- **Johnson LS, Kermott HL. 1994.** Nesting success of cavity-nesting birds using natural tree cavities. *Journal Field Ornithology* **65**: 36-51.
- **Johnson MD, Kellermann JL, Stercho AM. 2010.** Pest reduction services by birds in shade and sun coffee in Jamaica. *Animal Conservation* **13**: 140-147.
- **Jones J. 2001.** Habitat selection studies in avian ecology: a critical review. *Auk* **118**:557-562.
- **Lambrechts MM, Schatz B, Borgault P. 2008.** Interactions between ants and breeding Paridae in two distinct Corsican oak habitats. *Folia Zoologica* **57**: 264-268.
- **Lambrechts MM, Adriaensen F, Ardia DR, Artemyev AV, Atiénzar F, Banbura J, Barba E, Bouvier JC, Camprodon J, Cooper CB, Dawson RD, Eens M, Eeva T, Faivre B, Garamszegi LZ, Goodenough AE, Gosler AG, Grégoire A, Griffith SC, Gustafsson L, Johnson S, Wojciech K, Keiss O, Llambias PE, Mainwaring MC, Mand R, Massa B, Mazgajski TD, Møller AP, Moreno J, Naef-Daenzer B, Nilsson JA, Norte AC, Orell M, Otter KA, Park CR, Perrins CM, Pinowski J, Porkert J, Potti J, Remes V, Richner H, Rytkönen S, Shiao MT, Silverin B, Slagsvold T, Smith HG, Sorace A, Stennig MJ, Stewart I, Thompson CF, Tryjanowski P, Török J, Noordwijk AJV, Winkler D, Ziane N. 2010.** The design of artificial nestboxes for the

- study of secondary hole-nesting birds: a review of methodological inconsistencies and potential biases. *Acta Ornithologica* **4**: 1-26.
- **Lohmus A, Remm J. 2005.** Nest quality the number of hole-nesting passerines in their natural cavity-rich habitat. *Acta Oecologica* **27**: 125-128.
  - **Manuwal DA, Huff MH. 1987.** Spring and winter bird populations in a douglas-fir forest sere. *Journal of Wildlife Management* **51**: 586-595.
  - **Martin K, Eadie JM. 1999.** Nest webs: a community-wide approach to the management and conservation of cavity-nesting forest birds. *Forest Ecology and Management* **115**: 243-257.
  - **Martin K, Aitken K, Wiebe K. 2004.** Nest site and nest web for cavity-nesting communities in interior British Columbia, Canada: Nest characteristics and niche partitioning. *Condor* **106**: 5-19.
  - **Martin K, Norris A, Drever M. 2006.** Effects of bark beetle outbreaks on avian biodiversity in the British Columbia interior: Implications for critical habitat management. *BC Journal of Ecosystems and Management* **7**: 10-24.
  - **Martin TE. 1993.** Nest predation and nest sites: new perspectives on old patterns. *BioScience* **43**:523-532.
  - **Martin TE, Li P. 1992.** Life history traits of open- vs. cavity-nesting birds. *Ecology* **72**: 579-592.
  - **Mccomb WC, Noble RE. 1982.** Invertebrate use of natural tree cavities and vertebrate nest boxes. *The American Midland Naturalist* **107**:163-172.
  - **Miller KE. 2010.** Nest-site limitation of secondary cavity-nesting birds in even-age southern pine forests. *Wilson Bulletin* **122**: 126-134.



- **Monterrubio-Rico TC, Escalante-Pliego P. 2006.** Richness, distribution and conservation status of cavity nesting birds in Mexico. *Biological Conservation* **128**:67-78.
- **Morrison ML, With KA, Timossi IC, Block WM, Milne KA. 1987.** Foraging behavior of bark-foraging birds in the Sierra Nevada. *Condor* **89**: 201-204.
- **Newton I. 1994.** The role of nest-sites in limiting the numbers of hole-nesting birds: a review. *Biological Conservation* **70**: 265-276.
- **Newton I. 1998.** *Population limitation in birds*. Academic Press, London.
- **Nilsson SG. 1984.** The evolution of nest-site among hole-nesting birds: the importance of nest predation and competition. *Ornis Scandinavica* **15**:167-175.
- **Remacha C, Delgado JA. 2009.** Spatial nest-box selection of cavity-nesting bird species in response to proximity to recreational infrastructures. *Landscape and Urban Planning*. **93**:46-53.
- **Remm J, Lohmus A, Remm K. 2006.** Tree cavities in riverine forests: What determines their occurrence and use by hole-nesting passerines? *Forest Ecology Management* **221**: 267-277.
- **Saab VA, Dudley J, Thompson WL. 2004.** Factors influencing occupancy of nest cavities in recently burned forests. *Condor* **106**: 20-36.
- **Sánchez S, Cuervo JJ, Moreno E. 2007.** Suitable cavities as a scarce resource for both cavity and non-cavity nesting birds in managed temperate forests. A case study in the Iberian peninsula. *Ardeola* **54**: 261-274.
- **Sanz JJ. 2001.** Experimental increased insectivorous bird density result in a reduction of caterpillar density and leaf damage to Pyrenean oak. *Ecological Research* **16**: 387-394.

- **Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2013.** *Programa de Manejo Parque Nacional La Malinche o Matlalcuéyatl*. CDMX, México.
- **Swallow SK, Gutierrez RJ, Howard RA. 1986.** Primary cavity-site selection by birds. *Journal of Wildlife Management* **50**: 576-583.
- **Torgersen TR, Mason RR, Campbell W. 1990.** Predation by birds and ants on two forest insect pests in the Pacific Northwest. *Studies in Avian Biology* **13**:14-19.
- **Van Balen JH, Booy CJH, Franeker JA van, Osieck ER. 1982.** Studies on hole- nesting birds in natural nest sites. 1. Availability and occupation of natural nest sites. *Ardea* **70**: 1-24.
- **Villers L, López J. 2004.** Comportamiento del fuego y evaluación del riesgo por incendios en las áreas forestales de México: un estudio en el volcán la Malinche. In: Villers L, López J, eds. *Incendios forestales en México, métodos de evaluación*. México: UNAM, 61-78.
- **Waters JR, Noon BR, Verner J. 1990.** Lack of nest site limitation in a cavity-nesting bird community. *Journal of Wildlife Management* **54**: 239-245.
- **Weikel JM, Hayes JP. 1999.** The foraging ecology of cavity-nesting birds in young forests of the northern coast range of Oregon. *Condor* **101**: 58-66.
- **Wenny DG, DeVault TL, Johnson MD, Kelly D, Sekercioglu CH, Tomback DF, Whelan CJ. 2011.** The need to quantify ecosystem services provided by birds. *The Auk* **128**: 1-14.
- **Wesolowski T. 2007.** Lessons from long-term hole-nester studies in a primeval temperate forest. *Journal of Ornithology* **148**: 395-405.
- **Whelan CJ, Wenny DG, Marquis RJ. 2008.** Ecosystem services provided by birds. *Annals of the New York Academy of Sciences* **1134**: 25-60.

- **Windfield JC. 2005.** Aves. In: Fernández FJA, López-Domínguez JC, eds. *Biodiversidad del Parque Nacional Malinche*, Tlaxcala: México, 115-136.

# **Capítulo 2**

**Pre- and post-experimental manipulation assessments  
confirm the increase in number of birds due to the addition of  
nest boxes**



# Pre- and post-experimental manipulation assessments confirm the increase in number of birds due to the addition of nest boxes

Cecilia Cuatianquiz Lima<sup>1,2</sup> and Constantino Macías García<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Centro Tlaxcala de Biología de la Conducta, Universidad Autónoma de Tlaxcala, Tlaxcala, Mexico

<sup>2</sup>Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, Mexico

## ABSTRACT

Secondary cavity nesting (SCN) birds breed in holes that they do not excavate themselves. This is possible where there are large trees whose size and age permit the digging of holes by primary excavators and only rarely happens in forest plantations, where we expected a deficit of both breeding holes and SCN species. We assessed whether the availability of tree cavities influenced the number of SCNs in two temperate forest types, and evaluated the change in number of SCNs after adding nest boxes. First, we counted all cavities within each of our 25-m radius sampling points in mature and young forest plots during 2009. We then added nest boxes at standardised locations during 2010 and 2011 and conducted fortnightly bird counts (January–October 2009–2011). In 2011 we added two extra plots of each forest type, where we also conducted bird counts. Prior to adding nest boxes, counts revealed more SCNs in mature than in young forest. Following the addition of nest boxes, the number of SCNs increased significantly in the points with nest boxes in both types of forest. Counts in 2011 confirmed the increase in number of birds due to the addition of nest boxes. Given the likely benefits associated with a richer bird community we propose that, as is routinely done in some countries, forest management programs preserve old tree stumps and add nest boxes to forest plantations in order to increase bird numbers and bird community diversity.

Submitted 7 November 2015  
Accepted 23 February 2016  
Published 15 March 2016

Corresponding author  
Constantino Macías García,  
maciasg@unam.mx

Academic editor  
Jenny Renault

Additional Information and  
Declarations can be found on  
page 13

DOI 10.7717/peerj.1806

© Copyright  
2016 Cuatianquiz Lima and Macías  
García

Distributed under  
Creative Commons CC-BY 4.0

**OPEN ACCESS**

**Subjects** Conservation Biology, Environmental Sciences

**Keywords** La Malinche, Secondary cavity-nesters, Nest-site availability, Forest management, Trans-Mexican volcanic belt

## INTRODUCTION

Worldwide, 26% of land birds rely on the presence of tree cavities in the environment to nest or roost (Newton, 1994; Newton, 1998). Of these, some dig cavities *de novo* (primary cavity excavators) whereas others (secondary cavity nesters) depend on pre-existing cavities that either form naturally or are previously dug by primary cavity excavators, mainly woodpeckers (Swallow, Gutierrez & Howard, 1986; Brawn & Balda, 1988; Newton, 1994; Martin & Eadie, 1999; Martín, Aitken & Wiebe, 2004; Lohmus & Remm, 2005; Remm, Lohmus & Remm, 2006) or other birds (e.g., European bee-eaters; Casas-Crivillé & Valera,

**How to cite this article** Cuatianquiz Lima and Macías García (2016), Pre- and post-experimental manipulation assessments confirm the increase in number of birds due to the addition of nest boxes. PeerJ 4:e1806; DOI 10.7717/peerj.1806

2005). Additionally, the presence of other organisms contributes to the creation of cavities (fungi, insects, amphibians, reptiles and mammals), and some secondary cavity nesters can modify the cavity to suit their needs, especially in soft wood (Newton, 1994; Martin, Aitken & Wiebe, 2004; Martin, Norris & Drever, 2006; Sánchez, Cuervo & Moreno, 2007; Lambrechts et al., 2010). Nevertheless, cavities are often a limiting resource and their availability and suitability can drive population processes in the species that use them, particularly among secondary cavity nesters (Brawn & Balda, 1988; Newton, 1994; Martin, Aitken & Wiebe, 2004; Aitken & Martin, 2012). Since cavity nesting species often have specific requirements, cavities that are appropriate for one species may not be suitable for others, thus increasing the intensity of both intra and interspecific competition (Dhondt, 2012).

Some researchers report that the availability of suitable cavities depends on the attributes of the trees present in a given area, including their size, age, architecture, hardness and density (Van Balen et al., 1982; Martin, Aitken & Wiebe, 2004; Martin, Norris & Drever, 2006; Sánchez, Cuervo & Moreno, 2007; Cornelius et al., 2008; Lambrechts, Schatz & Borgault, 2008; Cockle, Martin & Drever, 2010; Lambrechts et al., 2010). Several studies have shown that in undisturbed forest the number of suitable nesting cavities increases with tree age, with snags being an important source of nesting holes (Newton, 1994), such that in some communities secondary cavity nesters rely mainly on cavities in decaying trees (Gibbons et al., 2002; Remm, Lohmus & Remm, 2006; Wesolowski, 2007).

Since the density of cavities is positively related to tree density and age (Van Balen et al., 1982), secondary cavity nesters may be less likely to find nesting sites in managed forests, from where snags and old trees are often removed (Martin & Li, 1992; Newton, 1994; Holt & Martin, 1997; Martin & Eadie, 1999; Martin, Aitken & Wiebe, 2004; Saab, Dudley & Thompson, 2004; Sánchez, Cuervo & Moreno, 2007; Cornelius, 2008; Castro, Moreno-RuEDA & Hódar, 2010; Goodenough, Elliot & Hart, 2009). Suitable cavities are also scarcer in young than in old woods, which are more structurally complex and have more cavities (Brawn & Balda, 1988; Waters, Noon & Verner, 1990). To mitigate the effect of lack of nesting cavities on bird communities, nest boxes are often placed in forest plantations where they may also favour the establishment of other cavity-dependent species such as mammals, amphibians, reptiles (Newton, 1994) and as many as thirty-nine invertebrate taxa, notably paper wasps and spiders (McComb & Noble, 1982). Indeed, many studies report greater densities of cavity-nesting birds in places where nest boxes have been added (Brush, 1983; Brawn & Balda, 1988; Waters, Noon & Verner, 1990; Sánchez, Cuervo & Moreno, 2007; Miller, 2010; Dhondt, 2012). However, few reports include an initial count of either birds or cavities (Brawn & Balda, 1988; Miller, 2010; Aitken & Martin, 2012), thus the possibility that bird numbers differed between sites before the addition of nest boxes cannot always be ruled out. Consequently, properly controlled experimental manipulations are needed to determine the nature and extent of the effect of nest boxes on secondary cavity nesters (Brawn & Balda, 1988; Dhondt, 2012).

Here we report on an experimental manipulation in temperate Mexican forest where we (1) assessed nest cavity availability, (2) added nest boxes to trees in sampling points, and (3) counted the abundance of secondary cavity nesters and of breeding pairs both

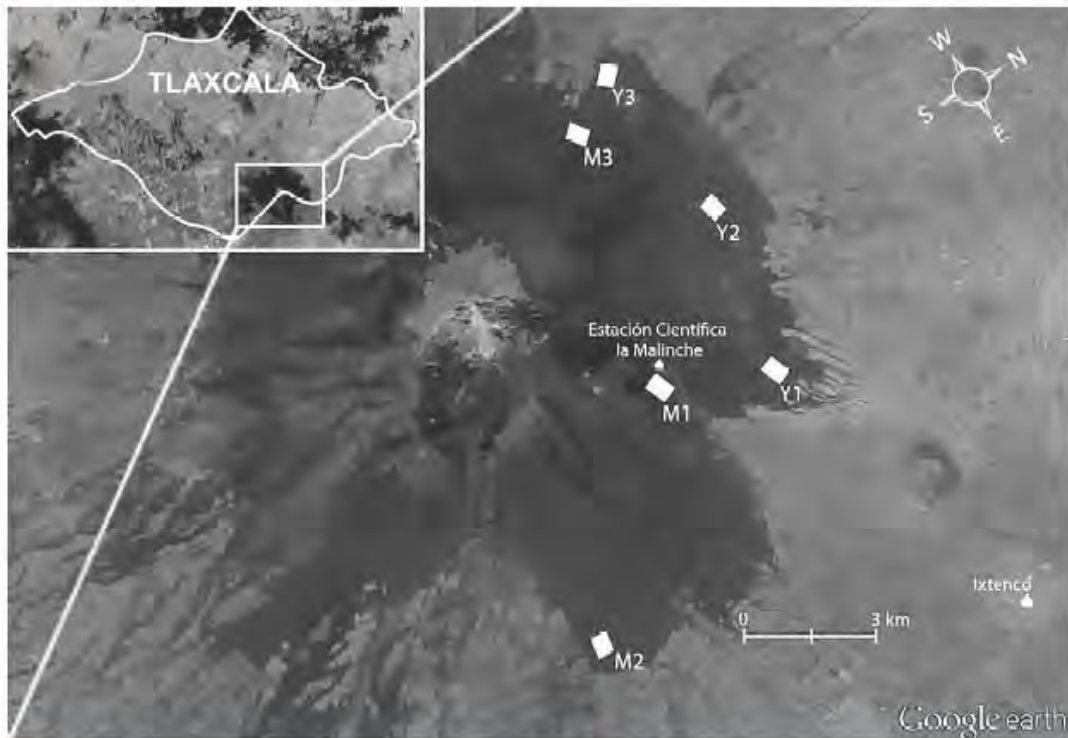
before and after the addition of nest boxes. We conducted this study at the La Malinche National Park (LMNP), which encompasses the upper part of La Malinche, an inactive volcano in central Mexico. In this area a patchwork of forest management practices afforded a variety of environments in which to test our predictions that there would be fewer cavities and secondary cavity nesting birds in young than in a mature forest, and that adding nest-boxes to both forest types would increase the numbers of secondary cavity nesters, especially in young forest.

## METHODS

### Study area and experimental design

With an extension of 45,711 ha, the La Malinche National Park is the most important protected area in the state of Tlaxcala (Fig. 1). It harbours great biological diversity, including 27 mammal, 69 bird, 11 reptile, and five amphibian resident species, and an abundance of Dikarya (formerly Deuteromycota) fungi, Amebozoa (Myxomycetes) and plants. At least six secondary cavity nesting bird species belonging to five families nest at La Malinche National Park; both Pygmy (*Sitta pygmaea*) and White-breasted Nuthatches (*Sitta carolinensis*), House Wrens (*Troglodytes aedon*), brown creepers (*Certhia americana*), Mexican Chickadees (*Poecile sclateri*) and Western Bluebirds (*Sialia mexicana*; Howell & Webb, 2005; Windfield, 2005). Fifty-one percent (=23,612 ha) of the official park area has been claimed by local communities for growing crops (mainly maize) and to expand their urban areas. The other half of the park is covered by young deciduous (mostly below 2,800 m.a.s.l.), young coniferous (restoration forest), or mixed mature forest (Villers & López, 2004). We established study plots in two contrasting vegetation types; mixed mature forest, and forest at an advanced restoration stage of uniformly young conifer trees. Each vegetation category was determined by both the species composition and the diameter of the trees at breast height (DBH). Mature forest plots were characterized by an average DBH >30 cm and a predominance of *Abies religiosa*, mixed with *Pinus montezumae* and *P. hartwegii*. Young forest plots were characterized by an average DBH ≤30 cm (c.f. Spies & Franklin, 1991; Lorimer, Dahir & Nordheim, 2001) and dominated by *P. hartwegii*. Though other attributes can be used to characterise forests (Weikel & Hayes, 1999; Huhta et al., 2004; Martin, Aitken & Wiebe, 2004), we used the common practice of defining forest type based on DBH and tree composition alone (Li & Martin, 1991; Miller, 2010).

In 2009 we established one 24.25 ha study plot in each forest type (mature = M1; young = Y1; Fig. 1). In 2011 we increased our sample by setting up two more plots per forest type (mature = M2 and M3; Young = Y2 and Y3); these were somewhat smaller (16.5 ha each) to accommodate our recording schedule, and were composed of trees of different mean size than those in the 2009 plots. The 2011 plots in mature forest contained fewer very thick trees (mean DHB =  $39.53 \pm 11.20$  cm) than the 2009 mature-forest plot (mean DBH =  $66.03 \pm 31.32$ ), whereas the young forest plots, although still dominated by immature trees, contained more mature trees in 2011 (mean DBH =  $31.20 \pm 9.52$  cm) than in 2009 ( $26.97 \pm 8.14$  cm; see Supplemental Information 1).



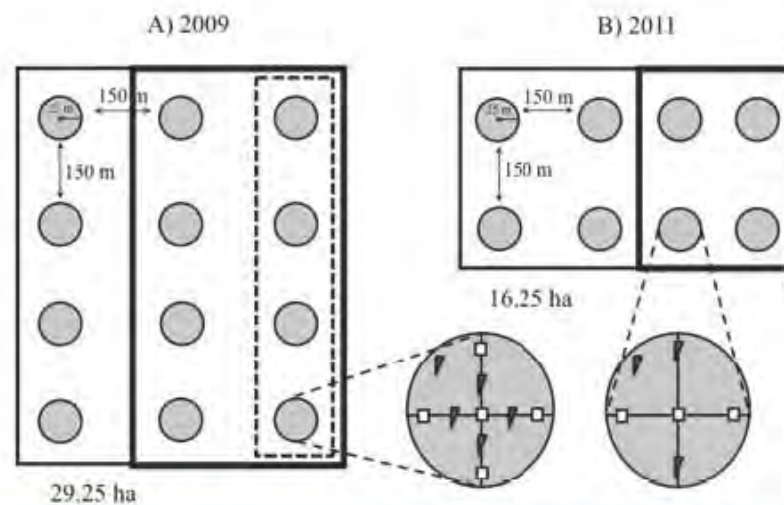
**Figure 1** Study location. Aerial view of La Malinche (Google Earth), located in Tlaxcala State (insert). White polygons show our plots in mature (M1, M2, and M3) and young forest (Y1, Y2, and Y3). Map data: Google Earth, DigitalGlobe.

Mean distance between plots was 4.3 km. Plots were located in the southern slope of La Malinche, at altitudes of 2,856–3,262 m.a.s.l. (Fig. 1). Within each plot we established sampling points 150 m apart (Fig. 2); plots established in 2009 had 12 points, and those from 2011 had eight points. At each point we recorded the altitude, measured height and DBH of every tree within a 25 m radius, and calculated tree density and fir/pine ratio. A discriminant function analysis based on DBH, tree height and altitude confirmed plot membership to either young or mature forest plots ( $F_{(6,69)} = 13.4$ , Wilk's  $\lambda = 0.4$ ,  $P < 0.0001$ ). The discriminant function correctly classified 93% of all sampling sites, and revealed significant differences between the forests that we deemed mature and those we classified as young ( $t = -9.4$ ,  $df = 54$ ,  $P < 0.0001$ ).

#### Availability of cavities

In 2009, to determine the availability of natural cavities in both types of forest, we counted all cavities found in mature, dead or decaying trees at each point (tree categories as per





**Figure 2** Study design. Schematic representation of our plots showing the distribution of the 25-m radius count points within them. (A) Point counts in plots established in 2009 were carried out in three rows of four points each. In 2009, mature forest plots were supplemented with nest boxes at four points (dashed box), while young forests were supplemented at eight points (bold box). (B) In smaller plots established in 2011, point counts were conducted in two rows of four points each, and nest boxes were added at four of the eight points (bold box) in both forest types. Within each point, two nest box types were installed: (= standard boxes; = tree creeper boxes for *Certhia*).

Martin, Norris & Drever, 2006). We scanned 2,243 trees in the two study plots using  $10 \times 42$  binoculars. This procedure, which is more expedient than following birds carrying nest materials or climbing trees to survey cavities (Cockle, Martin & Wiebe, 2008; Stojanovic et al., 2012), is conservative because it likely underestimates the number of cavities found in large trees and dense foliage, and small cavities are more difficult to detect in mature than in young forest (Koch, 2008). We considered a cavity to contain an active nest if we observed an adult entering and remaining inside the cavity for ten minutes or poking its head out on two or more occasions on different days. We also recorded the species of all cavity-bearing trees and their DBH. In 2010 we did not count cavities because we focused our efforts on installing and monitoring nest boxes. In 2011 we surveyed the cavities in the original (2009) plots, and measured, whenever it was accessible (at a height  $< 2$  m), the entrance height and diameter, and the width and the depth of the cavity. For new cavities, we also recorded the tree species and DBH.

#### Abundance of secondary cavity nesting birds

Twelve count points were homogeneously established within each of the 2009 plots (M1 and Y1) and eight points in each of the 2011 plots (M2, M3, Y2, Y3) at the intersections of a  $200 \times 200$  m grid (Fig. 2). The points were located using a Garmin™ GPS (Bibby, Burgess & Hill, 1992; Ralph et al., 1996). In 2011 a row with four points was removed from

the 2009 plots (M1 and Y1) to homogenize the sampling scheme (eight points per plot) that year. A minimum distance of 150 m between points was chosen to minimise the risk of counting individual birds more than once, based on the foraging behaviour of brown creepers during the breeding season, which takes place within ca. 100 m around the nest (Franzreb, 1985).

Each year (2009–2011) we conducted fortnightly bird counts from January to October. These were carried out from 8:00 to 13:00 h by following a set of pre-established routes that balanced both the time of day and the sequence in which different plots were visited. Point counts lasted ten minutes (Miller, 2010), and 15 min were allotted to move between points. During counts, every secondary cavity nester seen or heard within a 25 m radius was recorded (point-count survey methods followed (Bibby, Burgess & Hill, 1992; Ralph *et al.*, 1996), see also (Mammal & Huff, 1987; Martin, Norris & Dwyer, 2006) using a standardised surveying method that consisted of systematically scanning each tree within the observation radius from top to bottom using binoculars, starting at a haphazardly chosen direction and moving clockwise until completing a circle. This method maximised the probability of spotting secondary cavity nesters that normally forage on trunks (Franzreb, 1985). All counts were made by the same observer (CCL) and since each individual seen and/or heard was counted only once, each bird was deemed to be an independent observation at each point.

### Nest box installation

In November 2009 and in January 2011 we installed nest boxes in all of our experimental study plots and monitored both the abundance of secondary cavity nesters and the breeding activity of those using nest boxes. To accommodate the preferences of all the secondary cavity nesting species present at La Malinche, we used two nest box designs: standard (intended to attract *Sitta* spp., *Troglodytes azdon* and *Poecile sclateri*), and tree creeper nest box (based on a design at [www.birdfood.co.uk](http://www.birdfood.co.uk)), to attract *Certhia americana*. All boxes were constructed from 1.5 cm thick pine plywood. Standard nest boxes had a forward-slanted roof, and measured internally 14.5 × 12 × 25 to 30 cm (width, depth, height), with a 3 cm diameter entrance hole placed at the middle of the frontal pane. Internally, the cuneiform boxes intended for tree creepers measured 13 × 12.5 × 35 cm (width, depth, height) with a 3 cm triangular entrance at the top of the (triangular) left side.

In 2009 we placed 80 nest boxes in eight of the 12 points in the young forest plot (Y1), and 40 boxes in four of the 12 points in mature forest plot, five boxes of each type were placed at each point (M1; Fig. 2A). We added twice as many boxes to young than to mature forest points so that cavity availability would be the same in both forest types (see results). Nest boxes, which were placed 10 m apart (Brush, 1983; Sánchez, Cuervo & Moreno, 2007), were fastened with a strap to a tree branch at the same height as natural cavities (between 5 and 10 m). Four of the 12 points in the young forest and eight of the 12 points in the mature forest did not receive nest boxes and acted as control points.

To allow comparison with other studies where an initial count of the birds was not carried out, we also placed nest boxes in the M2-M3 and Y2-Y3 plots in January 2011.

Nest boxes were distributed in four of the eight points of each plot (Fig. 2B). Three boxes of each type were placed at each count point, resulting in 24 nest boxes per plot per vegetation type. Again, the remaining count points in each of the plots served as controls for the addition of nest boxes. In 2010 and 2011, between mid-February and early-September, all boxes were checked fortnightly, in the weeks when counts were not conducted, and weekly once evidence of nesting activity was detected (mid-March and early-August). In the latter case we recorded the species, number of eggs laid and number of fledglings produced of the birds using the nest box.

Permission to conduct this study was granted by the Mexican Ministry for the Environment (Secretaría de Manejo y Aprovechamiento de los Recursos Naturales; SEMARNAT, permit #SGPA/DGVS/04677/10).

### Statistical analyses

#### *Availability of cavities and abundance of secondary cavity nesting birds*

Each point was deemed an experimental unit for the analyses (Ralph *et al.*, 1996). We applied a  $\chi^2$  homogeneity test to evaluate whether forest types differed in the number of trees with natural cavities, and a goodness-of-fit  $\chi^2$  test to evaluate whether the total number of natural cavities differed between forest types.

*Addition of nest boxes.* We performed preliminary comparisons of total numbers of secondary cavity nesters recorded on each bird count at each point in both forest types (M1, Y1) in 2009 using a *t*-test (after verifying normality and equality of variances). Then, the effect of the addition of nest boxes was formally evaluated using a more complete approach that included the plots established in 2010–2011. We constructed a generalized linear mixed-effects model (GLMM) to detect whether the number of secondary cavity nesters was influenced by the addition of nest boxes in each forest type. Our model included forest type (young or mature) and treatment (with or without nest boxes), and their interaction as fixed effects. Random effects in the model were (1) point identity and (2) number of visits that we performed to each point (as this varied with breeding activity), both nested within year.

Due to the differences in the experimental design between 2009 and 2011, we implemented an additional test comparing the number of secondary cavity nesters observed in nest boxes versus control points in the plots added in 2011 (M2, M3, Y2, Y3), again using a GLMM. This model included forest type (young or mature) and treatment (with or without nest boxes) and their interaction as fixed effects. The number of visits to each point, nested within point identity, was included as a random effect. Our data showed signs of both excess of zeros and overdispersion with respect to a Poisson distribution; therefore, we constructed zero-inflated negative binomial GLMMs using the library *glmmADMB* for R (Bates, Maechler & Bolker, 2011; Skaug *et al.*, 2011). All statistical analyses were carried out with R software, v. 3.1.0.

**Table 1** Availability of natural cavities. Numbers and characteristics of natural cavities found in the different types of forest each year (mean  $\pm$  sd (min-max)).

Forest	2009		2011	
	Mature	Young	Mature	Young
Number of trees with cavities	22	10	21	6
Total number of cavities	50	17	37	10
DBH of trees with cavities	60.90 $\pm$ 38.65 10.82–177.39	60.35 $\pm$ 16.95 23.25–90.76	42.3–139.5	14.6–85.0
Cavity height (m)	–	–	6.4 $\pm$ 1.5 1.83–10.2	1.14 $\pm$ 0.23 1.11–1.17
Entrance diameter (cm)	–	–	5 $\pm$ 0.33 4.3–5.6	5 $\pm$ 2.05 3.5–9
Vertical depth (cm)	–	–	9.5 $\pm$ 1.2 5.6–11	10.13 $\pm$ 0.67 9.3–11.3
Condition of tree with cavities				
Mature	1	6	4	3
Snag	2	1	1	0
Dead	19	3	16	3
Species of tree with cavities				
Pine	21	19	21	6
Oak	1	0	0	0

## RESULTS

### Availability of cavities and abundance of secondary cavity nesting birds

#### Abundance of natural cavities

Young and mature forests had a similar number of trees with cavities (Table 1;  $\chi^2 = 2.2$ ,  $df = 1$ ,  $P = 0.14$ ). However, as mature trees with cavities often had more than one, there were significantly more total cavities in mature than in young forests (goodness-of-fit tests contrasting with a distribution adjusted to the numbers of trees in both types of forest;  $\chi^2 = 9.5$ ,  $df = 1$ ,  $P = 0.002$ ; Table 1). In 2011, cavity height was significantly higher in mature than in young forest ( $t = 11.0$ ,  $df = 45$ ,  $P < 0.0001$ ), but had similar entrance diameter ( $t = 0$ ,  $df = 39$ ,  $P = 1$ ), and depth ( $t = 1.5$ ,  $df = 39$ ,  $P = 0.16$ ). Six cavities in mature forest were inaccessible and thus were not measured. These comparisons relate to attributes of natural cavities in 2011; most of the cavities measured that year were the same as those counted—but not measured—in 2009.

In 2009, 13 of the 50 (natural) cavities found in mature forest were occupied (four by *S. pygmaea*, five by *T. aedon*, two by *P. sclateri*, and two by *C. americana*). One of the 17 cavities located in young forest were occupied (by *T. aedon*). However, young and mature forest had similar proportion of cavities used (Fisher's exact test:  $P = 0.095$ ). Of the cavities originally found in 2009, thirteen in mature forest and seven in young forest were lost by 2011, mostly because the trees containing them fell. Of the 37 cavities identified in 2009 in the mature forest plots, five were again occupied by nesting birds in 2011 (two

**Table 2** Results of generalized linear mixed-effects models (GLMMs). The addition of nest boxes had a positive effect on the number of secondary cavity-nesting birds in both 2010 and 2011 (A) but forest type did not (B). We used a zero-inflated negative binomial error distribution.

Parameter	Estimate	Se	Z	P
<b>(A) Number of SCNs 2010–2011</b>				
Intercept	−0.50	0.19	−2.65	<0.01
Mature	0.21	0.16	1.34	0.18
Boxes 2010	0.37	0.19	1.95	0.05
Boxes 2011	0.99	0.19	5.20	<0.01
<b>(B) Number of SCNs in plots 2011</b>				
Intercept	−0.47	0.23	−2.06	0.04
Mature	0.15	0.17	0.88	0.38
Boxes	0.95	0.17	5.58	<0.01

by *S. pygmaea*, one by *T. aedon*, one by *C. americana*, and one by *Colaptes auratus*), and two new cavities were identified as nest sites (one occupied by *S. mexicana* and one by *Melanerpes formicivorus*). In the young forest, the cavity previously used in 2009 was again occupied in 2011 by nesting *T. aedon* (Fisher's exact test:  $P = 1$ ).

#### Bird counts

Although sightings were not abundant in either forest, we recorded a larger number of secondary cavity nesters in mature ( $x = 11.0 \pm 7.0$  [sd] birds per site across 20 visits) than in young forest ( $x = 5.3 \pm 4.8$ ;  $t = -2.3$ ,  $df = 22$ ,  $P = 0.03$ ) in 2009, consistent with our finding that there were more nesting cavities available in mature than in young forest.

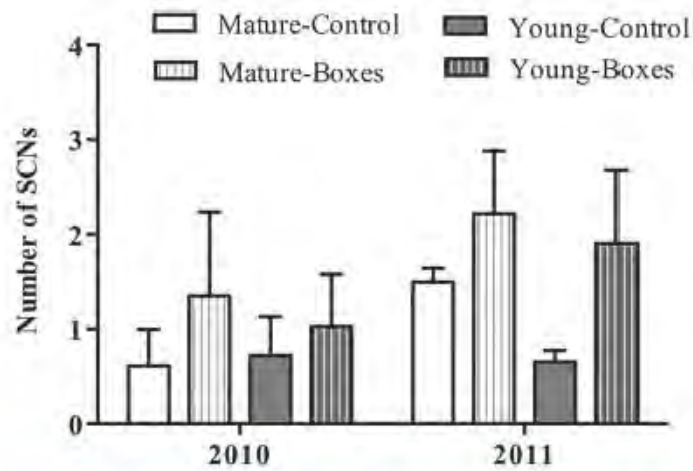
#### Addition of nest boxes

The number of secondary cavity nester birds sighted increased following installation of nest boxes in both forest types ( $P = 0.05$ ), and they appeared to be more abundant in the second year after the boxes were added ( $P < 0.01$ ). Forest type had no effect on the number of secondary cavity nesters sighted after adding nest boxes (Table 2A; Fig. 3), and there was no interaction between forest type and treatment (addition of nest boxes; GLMM:  $\Delta$  deviance<sub>2,10</sub> = 0.168,  $P = 0.91$ ).

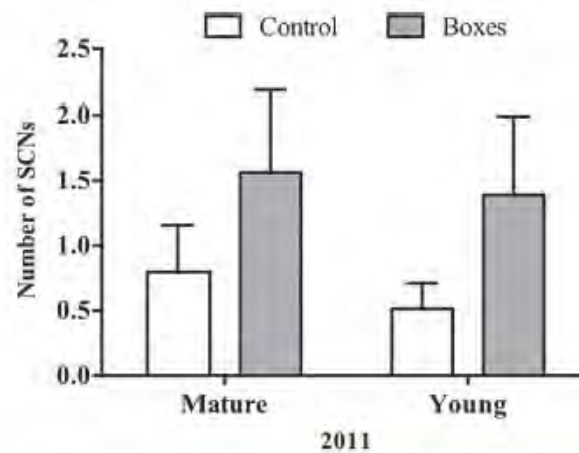
In plots where nest boxes were added in 2011, there was a significant increase ( $P < 0.01$ ) in sightings of secondary cavity nesters at points with nest boxes than at control points (Fig. 4). Again, neither forest type, nor the interaction of forest type with treatment (presence/absence of nest boxes) had an effect on the number of secondary cavity nesters seen (GLMM:  $\Delta$  deviance<sub>1,8</sub> = 1.842,  $P = 0.17$ ; Table 2B).

#### Nest box usage

None of the 40 nest boxes added to the mature forest plots in 2009 was occupied in 2010, and only one was used by a pair of *T. aedon* in 2011. In contrast, 11 (14%) of the 80 boxes added to young forest in 2009 were used (one by *C. americana*, two by *P. sclateri*, two by *T. aedon*, and six by *S. mexicana*). The use of our nest boxes by *S. mexicana* was unexpected, since the entrance to our boxes was deliberately made small to discourage species of this size. A similar number of boxes (12) was occupied in 2011 in young forest,



**Figure 3** Effect of nest box installation on number of birds. Mean + SE number of secondary cavity-nesting birds (SCNs) in the study plots with or without nest boxes. SCNs were sighted more often at the points where nest boxes were added in both types of forest ( $P = 0.05$ ), and they appeared to be more abundant in the second year after the boxes were added ( $P < 0.01$ ).



**Figure 4** Plots established in 2011 for each forest type. In 2011, Mean + SE number of SCNs per count point in plots with or without nest boxes. SCNs were more often sighted in the points where nest boxes were added in both types of forest ( $P < 0.01$ ).

again mostly by *S. mexicana* ( $n = 7$ ), but also by *P. sclateri* ( $n = 2$ ), and by *S. pygmaea*, *S. carolinensis* and *T. aedon* (one box each). After fledging one brood, the boxes used by *P. sclateri* and *S. carolinensis* were occupied by *S. mexicana*, and the box used by *S. mexicana* was subsequently occupied by *T. aedon*.

In plots incorporated in 2011, the picture was somewhat different; in the first year following nest box installation six out of the 48 boxes established in mature forest were occupied by *T. aedon*. Similarly, in young forest plots incorporated in 2011, ten out of the 48 boxes installed were used during the first year after installation (five by *S. mexicana* and five by *T. aedon*). In contrast to others studies (i.e., [Jäntti et al., 2007](#)), tree creepers did not use the nest boxes designed to accommodate their particular nesting habits. We only had one pair of *Certhia americana* occupying our boxes, and it nested in a standard nest box. Each nest box occupied represents one breeding pair, and all boxes had fledgling success  $>0$ , as we recorded no events of nest predation or usurpation, and no nests were abandoned that had settled in our boxes.

## DISCUSSION

There is continued interest in evaluating the availability and suitability of nesting sites in different environments because these often limit the local diversity of species and the number of breeding pairs ([Newton, 1994](#); [Martin, Aiken & Wiebe, 2004](#); [Wesolowski, 2007](#); [Cockle, Martin & Drever, 2010](#)). Before installing artificial nest boxes, we found that secondary cavity nester sightings were more frequent in mature than in young forest ( $P = 0.03$ ), perhaps related to the availability of natural cavities. We also found a higher percentage of natural cavities occupied by secondary cavity nesters in mature than in young forest, although the difference was not significant. This figure (26%) is much lower than those from northern temperate forests (61–93% [Van Balen et al., 1982](#); 67% [Ingold & Ingold, 1984](#); 57% [Peterson & Gauthier, 1985](#)), but higher than in neotropical habitats, where decay promotes the production of cavities- (c.f. 5% in Argentinean Atlantic forest ([Cockle, Martin & Wiebe, 2008](#)); 2% in Peruvian Amazon forest ([Brightsmith, 2005](#))). Although located well within the tropics, the mature forest at La Malinche is more similar in both climate and biological community to northern temperate forests than tropical forests, thus the low proportion of occupied cavities may indicate a low population density of secondary cavity nesters, rather than a superabundance of cavities as seen in warmer and moister forests.

Breeding populations of cavity nesting birds may be limited by other factors including territoriality and interspecific competition for nest sites ([Newton, 1994](#); [Newton, 1998](#); [Dhondt, 2012](#)) or sites vulnerable to predation ([Nilsson, 1984](#)). There is no information on territory size or territorial behaviour of any bird species at La Malinche, thus we cannot rule out the possibility that the small proportion of cavities used in the mature forest is due to territoriality. However, we think that this is unlikely because adjacent nest boxes in young forest were often occupied, both by the same and by different species. Although some nest boxes were used twice by the same or different species ( $n = 3$ ), we did not observe any agonistic behaviour or other forms of inter- or intra-specific usurpation.

Cavity abundance alone may be insufficient to explain cavity use; as *Lohmus & Remini (2005)* have argued, cavity quality (e.g., height, size, depth, degree of tree decay, etc.), together with abundance, determine the real availability of appropriate nesting holes (see also *Rendell & Robertson, 1989; Wiebe & Swjft, 2001; Cockle, Martin & Wiebe, 2008; Cockle, Martin & Robblee, 2012*). We do not have sufficient data to estimate the proportion of natural cavities that are suitable for nesting in the mature forest. However, over the two years when nest boxes were available, only one was occupied in the mature forest, thus scarcity of suitable cavities does not appear to be limiting cavity use by secondary cavity nesters in that forest. Conversely, the significant increase of sightings of secondary cavity nesters in the young forest following the addition of nest boxes indicates that in this habitat nest site availability is indeed a limiting factor for the populations of those birds.

The higher occupancy of nest boxes in young forest (31.95%) compared to the mature forest (8.3%) was to a degree driven by the readiness with which *S. mexicana* took to breeding in them. This is similar to the findings of *Miller (2010)* that bluebirds readily colonise forest gaps, forest edges, and other plant communities with few trees, as is true in the La Malinche young forest. However, another five species successfully nested in the boxes that we provided, thus the benefits of this practice extended to their populations. Given that substantial sections of La Malinche are occupied by young forest, it is likely that the population size of secondary cavity nesters is much smaller than this habitat could potentially maintain.

Our data provide additional support for the hypothesis that in managed/secondary forest, the populations of secondary cavity-nesting birds are limited by the scarcity of cavities (*Brown & Holdh, 1988; Walters, Noon & Verrec, 1996; Tommasini & Escobedo, 2005*). As pristine environments disappear and natural woodland gives way to managed forest, the structure of its biological communities will largely depend on the decisions we make to protect and increase biological diversity (*Janzon, 1998*). One way in which we can contribute to promoting community richness in managed forests is by supplementing key resources that are lacking or scarce in those environments, such as appropriate cavities for nesting. These, in addition to increasing the density of insectivorous cavity nesting birds, can promote the fitness of the plants in which they forage by substantially reducing the number of insects on the plants (*Sanz, 2001*). Forest management practices that promote the conservation of insectivorous birds are fundamental for the maintenance of forest productivity, through controlling of the populations of pest insects (*Margolis & Whelan, 1994*).

Forest management programs throughout Latin America currently do not, but should, include the addition of nest boxes to forest plantations. Because nest boxes increase bird numbers and species diversity, their addition should be encouraged to generate the benefits associated with a richer bird community.

## ACKNOWLEDGEMENTS

Several undergraduate students from the Tlaxcala (UAT), Puebla (BUAP) and National (UNAM) autonomous universities helped in different phases of the fieldwork. We thank



A Salinas-Melgoza and A Ríos-Chelén for their feedback on drafts, and G Moreno-Rueda and an anonymous referee further helped improving the manuscript. I Kiere and O Sánchez-Macouzet advised on the statistical analyses. CCL was supported by a scholarship from CONACyT (45901) to conduct PhD studies in the Doctorado en Ciencias Biomédicas, Universidad Nacional Autónoma de México; the present paper is submitted in partial fulfilment of the program's requirements.

## ADDITIONAL INFORMATION AND DECLARATIONS

### Funding

Cecilia Cuatianquiz Lima received a PhD scholarship from CONACyT -the Mexican Science Council- during the elaboration of this work. The funders had no role in study design, data collection and analysis, decision to publish, or preparation of the manuscript.

### Grant Disclosures

The following grant information was disclosed by the authors:  
CONACyT -the Mexican Science Council.

### Competing Interests

The authors declare there are no competing interests

### Author Contributions

- Cecilia Cuatianquiz Lima conceived and designed the experiments, performed the experiments, analyzed the data, wrote the paper, prepared figures and/or tables, reviewed drafts of the paper, provided equipment and logistics.
- Constantino Macías García conceived and designed the experiments, analyzed the data, contributed reagents/materials/analysis tools, wrote the paper, reviewed drafts of the paper, provided equipment and logistics.

### Animal Ethics

The following information was supplied relating to ethical approvals (i.e., approving body and any reference numbers):

We conducted an experiment that consisted on adding nest boxes and counting birds either inhabiting different sectors of the forest or nesting in the boxes provided. We did not manipulate the birds.

### Field Study Permissions

The following information was supplied relating to field study approvals (i.e., approving body and any reference numbers):

Permit to conduct the field experiment was granted to CMG by the Mexican Ministry for the Environment (SMARNAT, permit #SGPA/DGVS/04677/10).

### Data Availability

The following information was supplied regarding data availability:

All the raw data files were provided as [Supplemental Information 1](#).

## Supplemental Information

Supplemental information for this article can be found online at <http://dx.doi.org/10.7717/peerj.1806#supplemental-information>.

## REFERENCES

- Aitken KEH, Martin K. 2012. Experimental test of nest-site limitation in mature mixed forests of Central British Columbia, Canada. *Journal of Wildlife Management* 76:557–565 DOI 10.1002/jwmg.286.
- Rates D, Maechler M, Bolker B. 2011. *lme4: linear mixed-effects models using Eigen and Eigenpack*, version 0.999375-42. Available at <http://CRAN.R-project.org/package=lme4>.
- Bibby CJ, Burgess ND, Hill D. 1992. Bird census techniques. In: *British trust for ornithology*. London: Academic Press.
- Brawn JD, Balda RP. 1988. Population biology of cavity nesters in Northern Arizona: do nest sites limit breeding densities? *Condor* 90:61–71 DOI 10.2307/1368434.
- Brightsmith DJ. 2005. Competition, predation and nest niche shifts among tropical cavity nesters: ecological evidence. *Journal of Avian Biology* 36:74–83 DOI 10.1111/j.0908-8857.2005.03311.x.
- Brush T. 1983. Cavity use by secondary cavity-nesting birds and response to manipulations. *Condor* 85:461–466 DOI 10.2307/1367987.
- Casas-Crivillé A, Valera F. 2005. The European bee-eater (*Merops apiaster*) as an ecosystem engineer in arid environments. *Journal of Arid Environments* 60:227–238 DOI 10.1016/j.jaridenv.2004.03.012.
- Castro J, Moreno-Rueda G, Hódar JA. 2010. Experimental test of postfire management in pine forests: impact of salvage logging versus partial cutting and nonintervention on bird-species assemblages. *Conservation Biology* 24:810–819.
- Cockle K, Martin K, Drever M. 2010. Supply of tree-holes limits nest density of cavity-nesting birds in primary and logged subtropical Atlantic forest. *Biological Conservation* 143:2851–2857 DOI 10.1016/j.biocon.2010.08.002.
- Cockle K, Martin K, Robledo G. 2012. Linking fungi, trees, and hole-using birds in a Neotropical tree-cavity network: pathways of cavity production and implications for conservation. *Forest Ecology and Management* 264:210–219 DOI 10.1016/j.foreco.2011.10.015.
- Cockle K, Martin K, Wiebe K. 2008. Availability of cavities for nesting birds in the Atlantic forest, Argentina. *Ornithologia Neotropical* 19:269–278.
- Cornelius C. 2008. Spatial variation in nest-site selection by a secondary cavity-nesting in a human-altered landscape. *Condor* 110:615–626 DOI 10.1525/cond.2008.8608.
- Cornelius C, Cockle K, Politi N, Berkunsky I, Sandoval VO, Rivera L, Hunter Jr M, Martin K. 2008. Cavity-nesting birds in neotropical forest: cavities as a potentially limiting resource. *Ornithologia Neotropical* 19:253–268.
- Dhondt AA. 2012. *Interspecific competition in birds*. Vol. 2. Oxford: Oxford University Press.

- Franzreb KE.** 1985. Foraging ecology of brown creepers in a mixed-coniferous forest. *Journal of Field Ornithology* 56:9–16.
- Gibbons P, Lindenmayer DB, Barry SC, Tanton MT.** 2002. Hollow selection by vertebrate fauna in forests of southeastern Australia and implications for forest management. *Biological Conservation* 103:1–12 DOI 10.1016/S0006-3207(01)00109-4.
- Goodenough AE, Elliot SL, Hart AG.** 2009. Are nest sites actively chosen? Testing a common assumption for three non-resource limited birds. *Acta Oecologica* 35:598–602 DOI 10.1016/j.actao.2009.05.003.
- Holt RF, Martin K.** 1997. Landscape modification and patch selection: the demography of two secondary cavity nesters colonizing clearcuts. *Auk* 114:443–455 DOI 10.2307/4089245.
- Howell S, Webb S.** 2005. *A guide to the birds of Mexico and Northern Central America*. Oxford: Oxford University Press.
- Huhta E, Aho T, Jantti A, Suorsa P, Kuitunen M, Nikula A, Hakkarainen H.** 2004. Forest fragmentation increases nest predation in the Eurasian treecreeper. *Conservation Biology* 18:148–155 DOI 10.1111/j.1523-1739.2004.00270.x.
- Ingold DJ, Ingold DA.** 1984. A study of possible niche preferences of cavity-nesting birds in the Colorado Rockies. *NMOS Bulletin New Mexico Ornithological Society* 12:1–9.
- Jantti A, Suorsa P, Hakkarainen H, Sorvari J, Huhta E, Kuitunen M.** 2007. Within territory abundance of red wood ants *Formica rufa* is associated with the body condition of nestlings in the Eurasian treecreeper *Certhia familiaris*. *Journal of Avian Biology* 38:619–624 DOI 10.1111/j.0908-8857.2007.03926.x.
- Janzen DH.** 1998. Gardenification of wildland nature and the human footprints. *Science* 279:1312–1313 DOI 10.1126/science.279.5355.1312.
- Koch AJ.** 2008. Errors associated with two methods of assessing tree hollow occurrence and abundance in *Eucalypts obliqua* forest, Tasmania. *Forest Ecology Management* 255:674–685 DOI 10.1016/j.foreco.2007.09.042.
- Lambrechts MM, Adriaensen F, Ardia DR, Artemyev AV, Ati nzar F, Banbura J, Barba E, Bouvier JC, Camprodon J, Cooper CB, Dawson RD, Eens M, Eeva T, Faivre B, Garamszegi LZ, Goodenough AE, Gosler AG, Grégoire A, Griffith SC, Gustafsson L, Johnson S, Wojciech K, Keiss O, Llambias PE, Mainwaring MC, Mand R, Massa B, Mazgajski TD, M ller AP, Moreno J, Naef-Daenzer B, Nilsson JA, Norte AC, Orell M, Otter KA, Park CR, Perrins CM, Pinowski J, Porkert J, Potti J, Remes V, Richner H, Ryt konen S, Shiao MT, Silverin B, Slagsvold T, Smith HG, Sorace A, Stennig MJ, Stewart I, Thompson CF, Tryjanowski P, Török J, Noordwijk AJ, V, Winkler D, Ziane N.** 2010. The design of artificial nestboxes for the study of secondary hole-nesting birds: a review of methodological inconsistencies and potential biases. *Acta Ornithologica* 4:1–26.
- Lambrechts MM, Schatz B, Borgault P.** 2008. Interactions between ants and breeding Paridae in two distinct Corsican oak habitats. *Folia Zoologica* 57:264–268.
- Li P, Martin TE.** 1991. Nest-site selection and nesting success of cavity-nesting birds in high elevation forest drainages. *Auk* 108:405–418.

- Lohmus A, Remm J. 2005. Nest quality the number of hole-nesting passerines in their natural cavity-rich habitat. *Acta Oecologica* 27:125–128 DOI 10.1016/j.actao.2004.11.001.
- Lorimer CG, Dahir SE, Nordheim EV. 2001. Tree mortality rates and longevity in mature and old-growth hemlock-hardwood forests. *Journal of Ecology* 89:960–971 DOI 10.1111/j.1365-2745.2001.00619.x.
- Manuwal DA, Huff MH. 1987. Spring and winter bird populations in a Douglas-fir forest serc. *Journal of Wildlife Management* 51:586–595 DOI 10.2307/3801273.
- Marquis RJ, Whelan CJ. 1994. Insectivorous birds increase growth of white oak through consumption of leaf-chewing insects. *Ecology* 75:2007–2014 DOI 10.2307/1941605.
- Martin K, Aitken K, Wiebe K. 2004. Nest site and nest web for cavity-nesting communities in interior British Columbia, Canada: nest characteristics and niche partitioning. *Condor* 106:5–19 DOI 10.1650/7482.
- Martin K, Eadie JM. 1999. Nest webs: a community-wide approach to the management and conservation of cavity-nesting forest birds. *Forest Ecology and Management* 115:243–257 DOI 10.1016/S0378-1127(98)00403-4.
- Martin TE, Li P. 1992. Life history traits of open- vs. cavity-nesting birds. *Ecology* 72:579–592.
- Martin K, Norris A, Drever M. 2006. Effects of bark beetle outbreaks on avian biodiversity in the British Columbia interior: implications for critical habitat management. *BC Journal of Ecosystems and Management* 7:10–24.
- Mccomb WC, Noble RE. 1982. Invertebrate use of natural tree cavities and vertebrate nest boxes. *The American Midland Naturalist* 107:163–172 DOI 10.2307/2425197.
- Miller KE. 2010. Nest-site limitation of secondary cavity-nesting birds in even-age southern pine forests. *Wilson Bulletin* 122:126–134.
- Newton I. 1994. The role of nest-sites in limiting the numbers of hole-nesting birds: a review. *Biological Conservation* 70:265–276 DOI 10.1016/0006-3207(94)90172-4.
- Newton I. 1998. *Population limitation in birds*. London: Academic Press.
- Nilsson SG. 1984. The evolution of nest-site among hole-nesting birds: the importance of nest predation and competition. *Ornis Scandinavica* 15:167–175 DOI 10.2307/3675958.
- Peterson B, Gauthier G. 1985. Nest site use by cavity-nesting birds of the Cariboo parkland, British Columbia. *Wilson Bulletin* 97:319–331.
- Ralph JC, Geupel GR, Pyle P, Martin TE, DeSante DF, Milá B. 1996. Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-159. Albany, CA Pacific Southwest Research Station.
- Remm J, Lohmus A, Remm K. 2006. Tree cavities in riverine forests: what determines their occurrence and use by hole-nesting passerines? *Forest Ecology Management* 221:267–277 DOI 10.1016/j.foreco.2005.10.015.
- Rendell WB, Robertson RJ. 1989. Nest-site characteristics, reproductive success and cavity availability for Tree Swallows breeding in natural cavities. *Condor* 91:875–885 DOI 10.2307/1368072.
- Saab VA, Dudley J, Thompson WL. 2004. Factors influencing occupancy of nest cavities in recently burned forests. *Condor* 106:20–36 DOI 10.1650/7485.

- Sánchez S, Cuervo JJ, Moreno E. 2007. Suitable cavities as a scarce resource for both cavity and non-cavity nesting birds in managed temperate forests. A case study in the Iberian peninsula. *Ardeola* 54:261–274.
- Sanz JJ. 2001. Experimental increased insectivorous bird density result in a reduction of caterpillar density and leaf damage to Pyrenean oak. *Ecological Research* 16:387–394 DOI 10.1046/j.1440-1703.2001.00403.x.
- Skaug H, Fournier D, Nielsen A, Magnusson A, Bolker B. 2011. *glmmADMB: generalized linear mixed models using AD model builder*. R Package, version 0.7. Available at <http://glmmadmb.r-forge.r-project.org>, <http://admb-project.org>.
- Spies TA, Franklin JF. 1991. *The structure of natural young, mature, and old-growth douglas-fir forest in Oregon and Washington*. Portland: US Department of Agriculture, Forest Service Pacific Northwest Research Station.
- Stojanovic D, Webb M, Roshier D, Saunders D, Heinsohn R. 2012. Ground-based survey methods both overestimate and underestimate the abundance of suitable tree cavities for the endangered Swift Parrot. *Emu* 112:350–356 DOI 10.1071/MU11076.
- Swallow SK, Gutierrez RJ, Howard RA. 1986. Primary cavity-site selection by birds. *Journal of Wildlife Management* 50:576–583 DOI 10.2307/3800966.
- Tomasevic JA, Estades CF. 2006. Stand attributes and the abundance of secondary cavity-nesting birds in southern beech (*Nothofagus*) forests in south-central Chile. *Ornitología Neotropical* 17:1–14.
- Van Balen JH, Booy CJH, Franeker JAvan, Osieck ER. 1982. Studies on hole-nesting birds in natural nest sites. 1. Availability and occupation of natural nest sites. *Ardea* 70:1–24.
- Villers L, López J. 2004. Comportamiento del fuego y evaluación del riesgo por incendios en las áreas forestales de México: un estudio en el volcán la Malinche. In: Villers L, López J, eds. *Incendios forestales en México, métodos de evaluación*. Mexico City: UNAM, 61–78.
- Waters JR, Noon BR, Verner J. 1990. Lack of nest site limitation in a cavity-nesting bird community. *Journal of Wildlife Management* 54:239–245 DOI 10.2307/3809036.
- Weikel JM, Hayes JP. 1999. The foraging ecology of cavity-nesting birds in young forests of the northern coast range of Oregon. *Condor* 101:58–66 DOI 10.2307/1370446.
- Wesolowski T. 2007. Lessons from long-term hole-nester studies in a primeval temperate forest. *Journal of Ornithology* 148:395–405.
- Wiebe KL, Swift TL. 2001. Clutch size relative to tree cavity size in Northern Flickers. *Journal of Avian Biology* 32:167–173 DOI 10.1034/j.1600-048X.2001.320210.x.
- Windfield JC. 2005. Aves. In: Fernández JA, López-Domínguez JC, eds. *Biodiversidad del Parque Nacional Malinche*. Tlaxcala: Coordinación General de Ecología del Estado de Tlaxcala, 115–136.

## **Capítulo 3**

**Does increasing the number of birds by adding nest boxes  
reduce the numbers tree-trunk arthropods in mature and  
managed temperate forest?**

**Does increasing the number of birds by adding nest boxes reduce the numbers of tree-trunk arthropods in mature and managed temperate forest?**

CECILIA CUATIANQUIZ LIMA <sup>1,2</sup>, CONSTANTINO MACÍAS GARCIA <sup>2,3</sup>

<sup>1</sup>Centro Tlaxcala de Biología de la Conducta, Universidad Autónoma de Tlaxcala, Tlaxcala, Av. Universidad No. 1 Col. La Loma Xicohtécatl, C.P. 90070, Tlaxcala, México.

<sup>2</sup>Departamento de Ecología Evolutiva, Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México de Ecología. A. P. 70-275, C.P. 04510, Ciudad de México, México.

<sup>3</sup>Corresponding Author: Constantino Macías Garcia, Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México. A. P. 70-275, C.P. 04510, [maciasg@unam.mx](mailto:maciasg@unam.mx).

Keywords: Nest boxes, arthropods, insects, avian predation, coniferous forest.

Running head: Does adding nest boxes affect arthropod abundance

## ABSTRACT

Insectivorous birds can control the populations of woodland arthropods, including forest pests. Of interest in forest management are bark gleaning birds such as secondary cavity nesters (SCN), which remove arthropods from the tree surface, where they forage. Here we assessed whether the SCN birds affect the populations of the bark-dwelling arthropods. Since SCN birds are more abundant in mature than in the young forest, we predicted that the density of arthropods should be lower in the trunks of trees growing in mature than in the young forest. We also evaluated the possible link between the abundance of SCN and bark arthropods by experimentally increasing the numbers SCN birds through augmenting the availability of nesting sites (i.e. nest boxes). Prior to the addition of nest boxes, counts revealed similar densities of arthropods in the mature and young forest. The first year after nest-box addition, there was the larger density of both arthropods and insects in young forest, but the latter declined in the second year. Counts at a sub-sample of plots that were followed for a third year showed that density of arthropods was lower in plots with nest boxes in the mature forest. Third year insect density was lower in young than in mature forest and was also lower within the mature forest in points where boxes were placed than in controls. We found no evidence that increasing the abundance of SCN birds through the addition of nest boxes reduces arthropod communities in a Mexican montane forest, probably due to large temporal variation in these communities. To properly evaluate the usefulness of this strategy for forest management, similar studies should be conducted in forest plantations under attack by plague insects.



## INTRODUCTION

Avian predation may regulate herbivore abundance and be a strong agent of natural selection on prey populations (Holmes et al. 1979; Schultz 1981). Birds may control arthropod population in forest ecosystems, but their habitat requirements or characteristics such as habitat complexity might be different (Bruns 1960; Adams & Morrison 1993; Van Bael et al. 2008). Studies on the influence of insectivorous birds have revealed a negative impact on specific arthropod populations, spider and insect, and outside the breeding season (e.g. Askenmo et al. 1977, Joern 1986, Jännti et al. 2001). When the breeding population of insectivorous birds is experimentally increased by adding nest-boxes, both the number of defoliating caterpillars and the damage to oak leaves on which the insects feed is significantly less (Sanz 2001). Martin et al. (2006) found that insect outbreaks can have significant effects on the diversity of birds, either directly, by altering the availability of food, or indirectly by altering the habitat available for birds. On the other hand, Eeva et al. (1997) found that the abundance of insects is correlated with reproductive success of insectivorous birds, the fewer available larvae the lower the birds' reproductive success.

Those species that remove arthropods from the surface of tree trunks and branches, such as some cavity nesting birds, are also known as “bark gleaning” (Adams & Morrison 1993). These birds are apparently dependent on the occurrence of trees of particular species and size for forage (e.g. Morrison et al. 1987). Analogous to an interconnected network, some species depend partially or entirely on primary excavators because they are the producers of a key resource: the cavities they will use to rest and/or nest (Martin & Eadie 1999; Martin et al. 2004). In turn, cavity-nesting birds may affect other species that inhabit the forest, such as tree-dwelling insects (Martin et al. 2006). Thus, these birds play an important role in forest ecosystems as predators of

forest pests and of arthropods in general (Torgensen et al. 1990; Adams & Morrison 1993; Weikel & Hayes 1999; Jäntti et al. 2001; Fayt 2003; Fayt et al. 2005; Martin et al. 2006; Heyman & Gunnarsson 2011). Many studies have evaluated the availability of arthropods through of ecology foraging of cavity nesting birds (Franzreb 1985; Torgensen et al. 1990; Adams & Morrison 1993; Weikel & Hayes 1999; Fayt 2003; Martin et al. 2006); while only few have evaluated the causal link between presence of secondary cavity nesting birds and abundance of bark-dwelling arthropods, especially in managed forests.

Secondary cavity nesting bark-gleaning birds prefer mature forest for nesting, but they can also be attracted to young or managed forests with a scarcity of natural nesting sites, through the use of nest boxes (van Balen et al. 1982; Brush 1983; Brawn & Balda 1988; Waters et al. 1990; Martin et al. 2004; Sánchez et al. 2007; Cockle et al. 2010; Miller 2010; Dhondt 2012; Cuatianquiz Lima & Macías Garcia 2016).

The aim of this study was to examine whether secondary cavity nesting birds can reduce the populations of the arthropods on which they prey. Our first prediction was that the default condition is for arthropod density to be lower in the bark of trees growing in mature than in young forest, where number of secondary cavity nesters is greater. Secondly, we expected the number of bark-dwelling arthropods to decline in young forests following the addition of nest boxes and the concomitant increase of breeding pairs and visiting individuals of secondary cavity nesting bird species.

## METHODS

### *Study area and experimental design*

We conducted this study at the La Malinche National Park (LMNP), an inactive volcano in central Mexico. With an extension of 45,711 ha, the LMNP is the most

important protected area in the state of Tlaxcala, fifty-one percent (= 23,612 ha) of the officially protected area has been claimed by local communities for growing crops (mainly maize) and to expand their urban areas. The other half of the park is covered by young deciduous (mostly below 2800 m.a.s.l.), young coniferous (restoration), or mixed mature forest (Villers & López 2004). In this area, a patchwork of forest management practices afforded a variety of environments in which to test our predictions. We established study plots in two contrasting vegetation types; mixed mature forest, and forest at an advanced restoration stage of uniformly young conifer trees. The study area is covered mainly by coniferous forest of *Abies religiosa*, mixed with *Pinus montezumae* and *P. hartwegi*. Our study species, five secondary cavity nesting species, are bark-gleaning bird residents at La Malinche National Park; Pygmy (*Sitta pygmaea*) and White-breasted Nuthatches (*Sitta carolinensis*), House Wrens (*Troglodytes aedon*), Brown Creepers (*Certhia americana*) and Mexican Chickadees (*Poecile sclateri*; Cuatianquiz Lima & Macías Garcia 2016). Creepers and nuthatches forage almost exclusively on tree trunks and branches (Adams & Morrison 1993), whereas wrens and chickadees used a greater variety of substrates and foraging modes.

The following description is based on Cuatianquiz Lima & Macías Garcia (2016), where more details can be found on the study area and experimental setup. In 2009, we established one 24.25 ha study plot in each forest type (mature and young); both plots were monitored for three years. In 2011 we increased our sample by setting up two more plots per forest type; these were smaller (16.5 ha each) to accommodate our sampling schedule and each plot was monitored only one year. Within each plot, we established sampling points 150 m apart; plots set up in 2009 had 12 points, and those from 2011 had eight points. At each sampling point we recorded the altitude, measured the height and DBH (diameter at breast height) of every tree within a 25 m radius, and

calculated tree density and fir/pine ratio. A discriminant function analysis based on DBH, tree height and altitude confirmed plot membership to either young or mature forest. Fortnightly bird counts began in January 2009, 10 months before placing nest boxes in November. Thus, in the subsequent years there were four points with nest boxes and eight without nest boxes in mature forest, and eight points with and four without nest boxes in young forest. In 2011 we set up two smaller plots in mature and two in young forest, each containing four count points with nest boxes and four without nest boxes. Using point count surveys (Bibby et al. 1992, Ralph et al. 1996) we determined that before installing the nest boxes there was a larger number of secondary cavity nesting birds detected in mature than in young forest (Mature:  $x = 11.0 \pm 7.0$ , Young:  $x = 5.3 \pm 4.8$ ; Cuatianquiz Lima & Macías Garcia 2016). The number of detected secondary cavity nesting birds increased following the installation of nest boxes in both forest types, and they were more abundant in the second year after the boxes were added (Mature: 41.5 %, Young: 23.5 %, Cuatianquiz Lima & Macías Garcia 2016).

#### *Abundance of tree-trunk arthropods*

To determine the abundance of arthropods in both types of forest, we vacuum-cleaned a section of each trunk around its entire circumference between 1m and 3m above ground, which represents the foraging site most preferred by tree creepers (Franzred 1985; Kuitunen 1989; Suhonen & Kuitunen 1991). We used 12-V battery-operated vacuum-cleaners to extract the arthropods from the bark (see Kuitunen 1989; Jääntti et al. 2001), standardising the process so that each tree was vacuum-cleaned for five minutes. In any given day we used a different vacuum cleaner on each tree so as to always run the cleaners with batteries totally charged, hence standardising the suction

power. We sampled arthropods fortnightly between January and October (2009-2011). Randomly selected trees were sampled at each point and their DBH was measured. In plots of 2009-2010, we vacuum cleaned 120 trees in mature forest and 120 trees in young forest; in plots of 2011, we cleaned 64 trees in each forest type. Arthropods were fixed on 70% ethanol and transported in zip lock bags to the laboratory for storage and subsequent identification (to Order) and tallying of individuals.

#### *Addition of nest boxes*

We installed nest boxes (80 in young and 40 in mature forest) in late summer 2009 and early winter 2011, adding twice as many boxes to young then to mature forest so that cavity availability would be the same in both forest types (full details about schematic representation of experimental layout can be found in Cuatianquiz Lima & Macías Garcia 2016). Counts of birds sighted in the experimental plots, and of pairs breeding in nest boxes were performed in 2009, 2010 and 2011 (see Cuatianquiz Lima & Macías Garcia 2016).

#### *Statistical analyses*

##### *Abundance of tree-trunk arthropods in different forest type*

We used Wilcoxon rank sum tests to compare the density of arthropods and insect in the first year, prior to the addition of nest boxes, between the experimental points in mature and in young forest. Since large trees could accommodate more arthropods, we calculated the density of arthropods (and of insects) by dividing the total number of vacuum-cleaned organisms by the area ( $\text{ind}/\text{m}^2$ ) of the tree (to each perimeter we added the twice the depth of all groves  $> 2\text{mm}$ ). We used the data from the first year (before the addition of nest boxes) to assess by means of a linear regression whether arthropod or insect density varied with DBH. We also explored whether initial number of birds seen in both forest types were linked to arthropod or insect density.

### *Effect of nest boxes on tree-trunk arthropods*

In a previous study, we found that number of secondary cavity nester increased with the addition of nest boxes (Cuatianquiz Lima & Macías Garcia 2016). To detect whether this increment affected the abundance of tree-trunk arthropods, we constructed a general linear mixed effects models (GLMM). Our model included density of arthropods as the response variable, forest type (young or mature), number of breeding pairs (all breeding pairs found in natural cavities and nest boxes), total number of birds seen and year (2009-2011) as fixed effects, and the two-way interaction between forest type and year. Random effects in the model were 1) point identity and 2) number of visits that we performed to each point (as this varied with year). Not significant factors were dropped from the full model by stepwise removal, using ANOVA to compare consecutive models until we arrived at the minimum adequate model. We also explored specifically the density of insects; this was done because bark gleaning birds consume a greater proportion of insects than other of groups (Adams & Morrison 1993). We used the same model as the one described above for density of arthropods but with density of insects as the response variable.

For the experimental design used in 2011 we implemented an additional model (GLMM). Again, we used density of arthropods or insects as the response variable, forest type (young or mature), treatment (with or without nest boxes), breeding pairs found in nest boxes and total number of birds seen as fixed effects, and the two-way interaction between forest type and treatment; the locality and point identity was entered as a random effect. Also using ANOVAs we implemented a stepwise variable removal until we arrived at the minimum adequate model. Our data are continuous but are not normally distributed; therefore, we specified a negative binomial family using the library glmmADMB. The results are indicated as means and standard deviations. All

analyses were conducted using the lme4 package of R v. 3.1.0 (Bates et al. 2011; Skaug et al. 2011; Moscatelli et al. 2012).

## RESULTS

The 840 trees sampled throughout the study yielded 12513 bark surface arthropods ( $x = 14.90 \pm 14.98$  individuals/tree). A total of 6626 individuals (52.92%) were not insects. We found 14 groups of arthropods; those more abundant were mites (49.5%) and Collembola (32.8%). However, the groups that are consumed by secondary cavity nesting birds were less abundant (3.02 % in total) spiders, Coleoptera, Lepidoptera and various larvae.

Although the DBH was larger in mature than in young forest ( $P = 0.0001$ ; Table 1), trees from both types of vegetation had similar densities of arthropods ( $P = 0.50$ ) and of insects ( $P = 0.22$ ) prior to the addition of nest boxes (Table 1). In fact, the density of bark arthropods was not related to DBH (LM,  $F_{1,226} = 2.95$ ,  $P = 0.09$ ,  $R^2 = 0.012$ ), nor was the density of insects (LM,  $F_{1,226} = 1.51$ ,  $P = 0.22$ ,  $R^2 = 0.006$ ). The initial number of secondary cavity nesters was neither linked to the density of arthropods (LM,  $F_{1,226} = 0.95$ ,  $P = 0.32$ ,  $R^2 = 0.004$ ) nor to the density of insects (LM,  $F_{1,226} = 0.76$ ,  $P = 0.38$ ,  $R^2 = 0.003$ ).

### *Effect of nest boxes on tree-trunk arthropods.*

Before placing nest boxes, we found no differences in the density of arthropods between young and mature forest plots ( $P = 0.29$ , Fig. 1a). Neither the number of breeding pairs ( $P = 0.82$ ), nor the total number of recorded secondary cavity nesting birds ( $P = 0.11$ ) were linked on the density of bark arthropods. However, we found that year had effect on the density of arthropods; there was an increase in the two years after installing nest boxes (Year 2010:  $P < 0.001$ , Year 2011:  $P = 0.05$ ) but only in the young

forest plots (Young forest \* Year 2010:  $P < 0.001$ , Young forest \* Year 2011:  $P < 0.001$ ; Table 2).

Overall, insect density was significantly lower in young than in mature forest ( $P = 0.04$ , Fig. 1b), and neither the number of breeding pairs ( $P = 0.52$ ) nor the total number of birds recorded ( $P = 0.47$ ), had an effect of insect density. We did detect, in the first year following the addition of nest boxes, an increase in the density of insects in young forest plots (Young forest \* Year 2010:  $P < 0.001$ , Table 2), followed by a significant decrease in the second year ( $P = 0.01$ ). This effect was not statistically linked to the presence of nest boxes.

In the plots established in 2011, we found similar initial densities of arthropods in both types of forest ( $P = 0.34$ , Table 3). Following the manipulation there was a decrease of arthropod density in mature forest ( $P = 0.004$ , Fig. 2a). This was not mirrored in the young forest, where plots with nest boxes saw an increase in arthropod density (Young forest\*Nest boxes  $P < 0.006$ ; Table 3; Fig. 2a). The use of nest boxes by birds was not linked to arthropod density ( $P = 0.38$ ) nor was the total number of birds recorded ( $P = 0.76$ ).

Overall insect density was lower in young than in mature forest ( $P = 0.02$ ; Table 3). As with arthropods, the points in mature forest where nest boxes were added experienced a reduction of insect density ( $P < 0.001$ ; Fig. 2b), whereas points with nest boxes within the young forest saw an increase in the density of insects (Young forest\*Nest boxes  $P < 0.007$ ; Table 3; Fig. 2a). Neither the total number of birds recorded, nor the number of nest boxes occupied, were linked to insect density ( $P = 0.12$  and  $0.84$  respectively, Table 3).



## DISCUSSION

Trees in mature forests are not only larger but have deeper bark grooves and crevices to harbour arthropods, than trees in young forest. This means that, although the density of arthropods, calculated in a way that included the added surface of the grooves, was similar in both types of forest before installing artificial nest boxes, there were more arthropods in mature than in the young forest (see Appendix 1). Mature forest also had, initially, more secondary cavity nesting birds than young forest (Cuatianquiz Lima & Macías Garcia 2016), which could be due to both the greater abundance of potential nesting cavities, and of arthropods. Still, we expected the greater abundance of SCN birds to be reflected in a lower density of tree-bark arthropods. That this was not the case may be because, while there were more birds, they also had a greater tree surface where preys are better sheltered.

Although we increased the numbers of secondary cavity nesting birds through augmenting the availability of nesting sites, this greater number of trunk-foraging birds was not related on arthropod or insect density in the first year following the addition of boxes (Table 2). On the second year after adding nest boxes, however, the density of insects was significantly lower in the young forest plots (Fig. 1). This can be an effect of independent annual variation in the arthropod communities, for instance due to climate fluctuations (Janzen 1973, Wolda 1988) to which insects respond in a diversity of ways (Jansen & Schoener 1968, Levings & Winsor 1985). Besides birds, arthropod populations interact other members of the forest community, including fungi, epiphytes on bark, the undergrowth vegetation (Mariani & Manuwal 1990), and with other arthropods in their community. For instance, we found a large number of Collembola in mature forest (see Appendix 1), possibly because, as the number of insectivorous birds increased, they brought down the populations of Coleoptera, Diptera and Hymenoptera

(Rusek 1998, Ferreira et al. 2013), which in turn prey on Collembola. Thus, to properly assess the impact of providing nest boxes to attract SCN birds to forest plantations, it would be necessary to evaluate the bird's impact on the arthropods they normally prey on. However, those arthropods were uncommon in our samples (spiders, Coleoptera, Lepidoptera, and various larvae). This precluded any statistical evaluation of the impact of adding nest boxes on the populations of arthropods that are normally consumed by SNC birds. Additionally, our data may be explained by a delayed effect of increasing the abundance of bark-gleaning birds on bark arthropod communities. Due to the mobility of birds, many species may respond differently to an arthropod boom, temporally and/or spatially (Whelan et al 2008).

Still, a possible direct link between the addition of nest boxes and a reduction of tree arthropods may be seen in the results of the one-year experiment on a larger sample of experimental plots. In plots where nest boxes were added in 2011, this manipulation had a negative effect on the density of arthropods and of insects, but this effect was confined to mature forest, and it was not statistically linked to the number of nest boxes that were used (Table 3). We note that in 2011 nest-box use in the young forest plots was predominantly by *Sialia mexicana*, which is not a bark-gleaning species (although it can occasionally forage on the tree trunk), which may explain why the effect of the nest-box on arthropod abundance was confined to mature forest.

We do not know how long bird-driven arthropod depletion would last on the tree trunks, or whether the same invertebrate community re-occupies trees emptied by birds. But it is unlikely that trunks are completely depleted by birds, and except for drastic environmental factors such as forest fires, we expect the community of arthropods living in tree trunks to be rather stable in composition (Adams & Morrison 1993). Still, even if the effect of SCN birds on the abundance of tree-dwelling arthropods is limited,

they may keep down the populations of potential forest pests, at least in the initial stages of infestation, particularly if they consume prey in a density-dependent manner (Sanz 2001). Adding nest boxes to plantations facing forest pests can test this.

In many countries, insectivorous birds have been encouraged to breed in nest boxes, with the aim of using breeding birds to control insect populations considered to be pests in deciduous and coniferous forests (Kuitunen 1989, Bruns 1960, Sanz 2001, Martin et al. 2006). There, forest management practices that promote conservation of insectivorous birds are deemed imperative for the maintenance of forest productivity (Bruns 1960, Marquis & Whelan 1994). However, there are few studies focused on the effect of bark-gleaning species on the population of tree-dwelling arthropods in coniferous forests. Most of the studies focus on the effect of insectivorous birds on herbivorous insects, and their exclusion experiments constitute evidence of a decrease on the abundance of at least some prey arthropods (Askenmo et al. 1977, Solomon et al. 1977, Holmes et al. 1979, Joern 1986). Other experiments that increase the number of birds by adding nest boxes present evidence of a reduction of caterpillars (Sanz 2001), and even of a benefit for the trees, with increasing fruit production of up to 66% (Mols & Visser 2002). Our results suggest that installation of nest boxes to attract insectivorous cavity nesting bird species might result in a decreased insect density on conifer trees. A similar, or even greater effect could be achieved with the use of insecticides, but with grave environmental consequences (Chagnon et al. 2015, Mahmood et al. 2016). Therefore, promoting the conservation of insectivorous birds can avoid the harmful side effects of insecticides in the control of herbivorous insects (Marguis & Whelan 1994). Also, aggressive pest management programs which involve extensive harvesting of the beetle-infested stand may negatively impact local woodpecker populations and, in turn, the potential of the co-evolved predators to

participate in regulating bark beetle populations (Fayt et al. 2005) and other cavity nester birds. Our study proposes that an increase in the number of secondary cavity nesting birds through adding nest boxes might affect coniferous forest arthropod communities, suggesting that promoting the conservation of insectivorous birds is fundamental for the maintenance of forest productivity. However, we believe the more direct evidence is needed to demonstrate a role of nest-box addition on the abundance of tree-dwelling arthropods.

#### ACKNOWLEDGEMENTS

Numerous undergraduate students from the Tlaxcala (UAT), Puebla (BUAP) and National (UNAM) Autonomous Universities helped in different phases of the fieldwork. CCL was supported by a scholarship from CONACyT (45901) to conduct PhD studies in the Doctorado en Ciencias Biomédicas, Universidad Nacional Autónoma de México.

#### REFERENCES

- Adams EM, Morrison ML. 1993. Effects of forest stand structure and composition on red-breasted nuthatches and brown creepers. *J Wildl Manag.* 57: 616-629.
- Airola DA, Barrett RH. 1985. Foraging and habitat relationships of insect-gleaning birds in a Sierra Nevada mixed-conifer forest. *Condor.* 87: 205-216.
- Askenmo C, Brömssen A von, Ekman J, Jansson C. 1977. Impact of some wintering birds on spider abundance in spruce. *Oikos.* 28: 90-94.
- Bates D, Maechler M, Bolker B. 2011. lme4: linear mixed-effects models using S4 classes. R Package, version 0.999375-42. Available at <http://CRAN.Rproject.org/package=lme4>.

- Bibby CJ, Burgess ND, Hill DA. 1992. Birds census techniques. London: Academic Press.
- Brawn JD, Balda RP. 1988. Population biology of cavity nesters in Northern Arizona: do nest sites limit breeding densities? *Condor*. 90: 61-71.
- Brodmann PA, Reyer HU, Bollmann K, Schläpfer AR, Rauter C. 1997. The importance of food quantity and quality for reproductive performance in alpine water pipits (*Anthus spinoletta*). *Oecologia*. 109: 200-208.
- Bruns H. 1960. The economic importance of birds in forest. *Bird Study*. 7: 193-208.
- Brush T. 1983. Cavity use by secondary cavity-nesting birds and response to manipulations. *Condor*. 85: 461-466.
- Cockle K, Martin K, Drever M. 2010. Supply of tree-holes limits nest density of cavity nesting birds in primary and logged subtropical Atlantic forest. *Biol Conserv*. 143: 2851-2857.
- Cuatianquiz Lima C, Macías Garcia C. 2016. Pre- and post- experimental manipulation assessments confirms the increase in number of birds due to the addition of nest boxes. *PeerJ* 4:e1806 <https://doi.org/10.7717/peerj.1806>.
- Chagnon M, Kreutzweiser D, Mitchell EA, Morrissey CA, Noome DA, Van der Sluijs JP. 2015. Risks of large-scale use of systemic to ecosystem functioning and services. *Environ Sci Pollut Res*. 22:119-134.
- Dhondt AA. 2012. Interspecific Competition in Birds. Vol. 2. Oxford: Oxford Avian Biology.
- Eeva T, Lehikoinen E, Pohjalainen T. 1997. Pollution-related variation in food supply and breeding success in two hole-nesting passerines. *Ecology*. 78: 1120-1131.
- Fayt P. 2003. Insect prey population changes in habitats with declining vs. stable three-toed woodpecker *Picooides tridactylus* populations. *Ornis Fenn*. 80: 182-192.

- Fayt P, Machmer MM, Steeger C. 2005. Regulation of spruce bark beetles by woodpeckers – a literature review. *Forest Ecol Manag.* 206: 1-14.
- Ferreira AS, Bellini BC, Vasconcellos A. 2013. Temporal variations of Collembola (Arthropoda: Hexapoda) in the semiarid Caatinga in northeastern Brazil. *Zoologia.* 30:1-6.
- Franzreb KE. 1985. Foraging ecology of brown creepers in a mixed-coniferous forest. *J Field Ornithol.* 56: 9-16.
- Heyman E, Gunnarsson B. 2011. Management effect on bird and arthropod interaction in suburban woodlands. *BMC Ecology.* 1: 1-8
- Holmes RT, Schultz JC, Nothnagle P. 1979. Bird predation on forest insects: an exclosure experiment. *Science.* 206: 462-463.
- Howell S, Webb S. 2005. A guide to the birds of Mexico and Northern Central America. Oxford: Oxford University Press.
- Jääntti A, Aho T, Hakkarainen H, Kuitunen M, Suhonen J. 2001. Prey depletion by the foraging of the Eurasian treecreeper, *Certhia familiaris*, on tree-trunk arthropods. *Oecologia.* 128: 488-491.
- Janzen DH. 1973. Sweep samples of tropical foliage insects: effects of season, vegetation types, elevation, time of day, and insularity. *Ecology.* 54: 667-701.
- Janzen DH, Schoener TW. 1968. Differences in insect abundance and diversity between wetter and drier sites during a tropical dry season. *Ecology.* 49: 96-110.
- Joern A. 1986. Experimental-study of avian predation of coexisting grasshopper populations (Orthoptera, Acrididae) in a sandhills grassland. *Oikos.* 46: 243-249.
- Johnson MD, Kellermann JL, Stercho AM. 2010. Pest reduction services by birds in shade and sun coffee in Jamaica. *Anim Conserv.* 13: 140-147.

- Kuitunen M. 1989. Food supply and reproduction in the common treecreeper (*Certhia familiaris*). *Ann Zool Fenn.* 26: 25-33.
- Levings SC, Windsor DM. 1985. Litter arthropod populations in a tropical deciduous forest: relations between years and arthropod groups. *J Anim Ecol.* 54: 61-69.
- Mahmood I, Imadi SR, Shazadi K, Gul A, Hakeem KR. 2016. Effects of pesticides on environment. In: Hakeem KR, Akhtar MS, Abdullah SA, eds. *Plant, Soil and Microbes*. Springer International Publishing: Switzerland, 253-269.
- Mariani JM, Manuwal DA. 1990. Factors influencing brown creeper (*Certhia americana*) abundance patterns in the southern Washington Cascade Range. *Stud Avian Biol.* 13: 53-57.
- Martin K, Eadie JM. 1999. Nest webs: A community-wide approach to the management and conservation of cavity-nesting forest birds. *Forest Ecol Manag.* 115: 243-257.
- Martin K, Aitken K, Wiebe K. 2004. Nest site and nest web for cavity-nesting communities in interior British Columbia, Canada: Nest characteristics and niche partitioning. *Condor.* 106: 5-19.
- Martin K, Norris A, Drever M. 2006. Effects of bark beetle outbreaks on avian biodiversity in the British Columbia interior: Implications for critical habitat management. *BC J Ecosyst Manag.* 7: 10-24.
- Marquis RJ, Whelan CJ. 1994. Insectivorous birds increase growth of white oak through consumption of leaf-chewing insects. *Ecology.* 75: 2007-2014.
- McCambridge WF, Knight FB. 1972. Factors affecting spruce beetles during a small outbreak. *Ecology* 58: 830-839.
- Miller KE. 2010. Nest-site limitation of secondary cavity-nesting birds in even-age southern pine forests. *Wilson Bull.* 122: 126-134.

- Mols CMM, van Noordwijk AJ, Visser ME. 2005. Assessing the reduction of caterpillar numbers by Great Tits *Parus major* breeding in apple orchards. *Ardea*. 93:259-269.
- Morrison ML, With KA, Timossi IC, Block WM, Milne KA. 1987. Foraging behavior of bark-foraging birds in the Sierra Nevada. *Condor*. 89: 201-204.
- Moscatelli A, Mezzetti M, Lacquaniti F. 2012. Modeling psychophysical data at the population-level: The generalized linear mixed model. *J Vis*. 26:1-17.
- Ralph CJ, Geupel GR, Pyle P, Martin TE, DeSante DF, Milá B. 1996. Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-159. Albany, CA: Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S.
- Rusek J. 1998. Biodiversity of Collembola and their functional role in the ecosystem. *Biodivers Conserv*. 7:1207-1219.
- Sánchez S, Cuervo JJ, Moreno E. 2007. Suitable cavities as a scarce resource for both cavity and non-cavity nesting birds in managed temperate forests. A case study in the Iberian Peninsula. *Ardeola*. 54: 261-274.
- Sanz JJ. 2001. Experimental increased insectivorous bird density result in a reduction of caterpillar density and leaf damage to Pyrenean oak. *Ecol Res*. 16: 387-394.
- Schultz JC. 1981. Adaptive changes in antipredator behavior of a grasshopper during development. *Evolution*. 35: 175-179.
- Skaug H, Fournier D, Nielsen A, Magnusson A, Bolker B. 2011. glmmADMB: generalized linear mixed models using AD model builder. R Package, version 0.7. Available at <http://glmmadmb.r-forge.r-project.org>, <http://admb-project.org>.
- Solomon ME, Glen DM, Kendall DA, Milson NF. 1977. Predation of overwintering larvae of codling moth (*Cydia pomonella* (L.)) by birds. *J. Appl. Ecol*. 13:341-353.



- Suhonen J, Kuitunen M. 1991. Food choice and feeding by male and female common treecreepers (*Certhia familiaris*) during the nestling period. *Ornis Fennica*. 68:17-25.
- Torgensen TR, Mason RR, Campbell RW. 1990. Predation by birds and ants on two forest insect pests in the Pacific Northwest. *Stud Avian Biol*. 13: 14-19
- Van Balen JH, Booy CJH, Franeker JA van, Osieck ER. 1982. Studies on hole-nesting birds in natural nest sites. 1. Availability and occupation of natural nest sites. *Ardea*. 70: 1-24.
- Van Bael SA, Philpott SM, Greenberg R, Bichier P, Barber NA, Mooney KA, Gruner DS. 2008. Birds as predators in tropical agroforestry systems. *Ecology*. 89: 928-934.
- Villers L, López J. 2004. Comportamiento del fuego y evaluación del riesgo por incendios en las áreas forestales de México: un estudio en el volcán la Malinche. In: Villers L, López J, eds. *Incendios forestales en México, métodos de evaluación*. México: UNAM, 61-78.
- Waters JR, Noon BR, Verner J. 1990. Lack of nest site limitation in a cavity-nesting bird community. *J Wildl Manag*. 54: 239-245.
- Weikel JM, Hayes JP. 1999. The foraging ecology of cavity-nesting birds in young forests of the northern coast range of Oregon. *Condor*. 101: 58-66.
- Whelan CJ, Wenny DG, Marquis RJ. 2008. Ecosystem services provided by birds. *Ann. N.Y. Acad. Sci*. 1134: 25-60.
- Wolda H. 1978. Seasonal fluctuations in rainfall, food and abundance of tropical insects. *J Anim Ecol*. 47: 369-381.

Table 1.

Median (range) and Wilcoxon rank sum test comparing the density of arthropods and insects on tree trunks in young and mature forest plots (2009; before the addition of nest boxes), and the girth (DBH) of trees in both types of forest.

	Young Forest	Mature Forest	Test ( <i>W</i> )	<i>P</i>
Density of arthropods	4.13 (0 – 49.62)	4.19 0.23 – 219.5)	-440	0.50
Density of insects	2.46 (0 – 47.26)	2.65 (0 -210.2)	-778	0.22
DBH (cm)	27.38 (13.47-58.13)	66.12 (30.57-189.2)	-5758	0.0001

Table 2.

Summary of the full and final models for examining the effect of increasing the number of SCN birds through the addition of nest boxes on the density of arthropods and of insects in mature and young forest. The study plots were monitored for three years.

Dependent variable:	Source of variation	Full model				Final model			
		Estimate	SE	Z	P	Estimate	SE	Z	P
Arthropods	Intercept	2.04	0.11	18.21	< 0.001	2.00	0.10	18.74	<0.001
	Young forest	-0.18	0.14	-1.22	0.22	-0.15	0.15	-1.05	0.29
	Presence of breeding pairs	0.12	0.56	0.22	0.82				
	Number of total birds	-0.23	0.15	-1.58	0.11				
	Year 2010	0.25	0.10	2.41	<b>0.016</b>	0.28	0.10	2.64	<b>&lt;0.001</b>
	Year 2011	0.25	0.13	1.88	0.06	0.25	0.13	1.88	<b>0.05</b>
	Young forest * Year 2010	0.85	0.15	5.60	<b>&lt;0.001</b>	0.82	0.15	5.51	<b>&lt;0.001</b>
	Young forest * Year 2011	0.90	0.18	4.77	<b>&lt;0.001</b>	0.90	0.18	4.83	<b>&lt;0.001</b>
Insects	Intercept	1.69	0.12	14.08	<0.001	1.68	0.11	14.87	<0.001
	Young forest	-0.35	0.15	-2.23	<b>0.02</b>	-0.32	0.16	-2.02	<b>0.04</b>
	Presence of breeding pairs	-0.48	0.77	-0.63	0.52				
	Number of total birds	-0.12	0.17	-0.71	0.47				
	Year 2010	-0.11	0.12	-0.93	0.35	-0.08	0.11	-0.68	0.49
	Year 2011	-0.40	0.15	-2.60	<b>0.009</b>	-0.36	0.15	-2.43	<b>0.01</b>
	Young forest * Year 2010	0.98	0.17	5.75	<b>&lt;0.001</b>	0.95	0.16	5.66	<b>&lt;0.001</b>
	Young forest * Year 2011	-0.07	0.22	-0.32	0.74	-0.10	0.21	-0.48	0.63

Table 3.

Summary of the full and final models to evaluate whether adding nest boxes has an effect on abundance of arthropods and of insects in mature and young forest. Each type of forest had two study plots, which were monitored for one year (2011).

Dependent variable:	Source of variation	Full model				Final model			
		Estimate	SE	Z	P	Estimate	SE	Z	P
Arthropods	Intercept	2.80	0.12	22.35	< 0.001	2.79	0.12	22.65	<0.001
	Young forest	-0.18	0.17	-1.09	0.27	-0.16	0.17	-0.95	0.34
	Nest Boxes	-0.31	0.11	-2.67	<b>0.007</b>	-0.35	0.12	-2.89	<b>0.004</b>
	Use of nest Boxes	-0.30	0.34	-0.88	0.38				
	Number of total birds	-0.04	0.13	-0.30	0.76				
	Young forest* Nest Boxes	0.52	0.16	3.16	<b>&lt;0.001</b>	0.47	0.17	2.75	<b>&lt;0.006</b>
Insects	Intercept	1.98	0.17	11.16	<0.001	1.96	0.17	11.16	<0.001
	Young forest	-0.56	0.24	-2.32	<b>0.02</b>	-0.57	0.25	-2.26	<b>0.02</b>
	Nest Boxes	-0.63	0.18	-3.48	<b>&lt;0.001</b>	-0.63	0.17	-3.56	<b>&lt;0.001</b>
	Use of nest Boxes	-0.43	0.28	-1.53	0.12				
	Number of total birds	0.03	0.19	0.19	0.84				
	Young forest* Nest Boxes	0.73	0.25	2.88	<b>0.004</b>	0.68	0.25	2.66	<b>0.007</b>

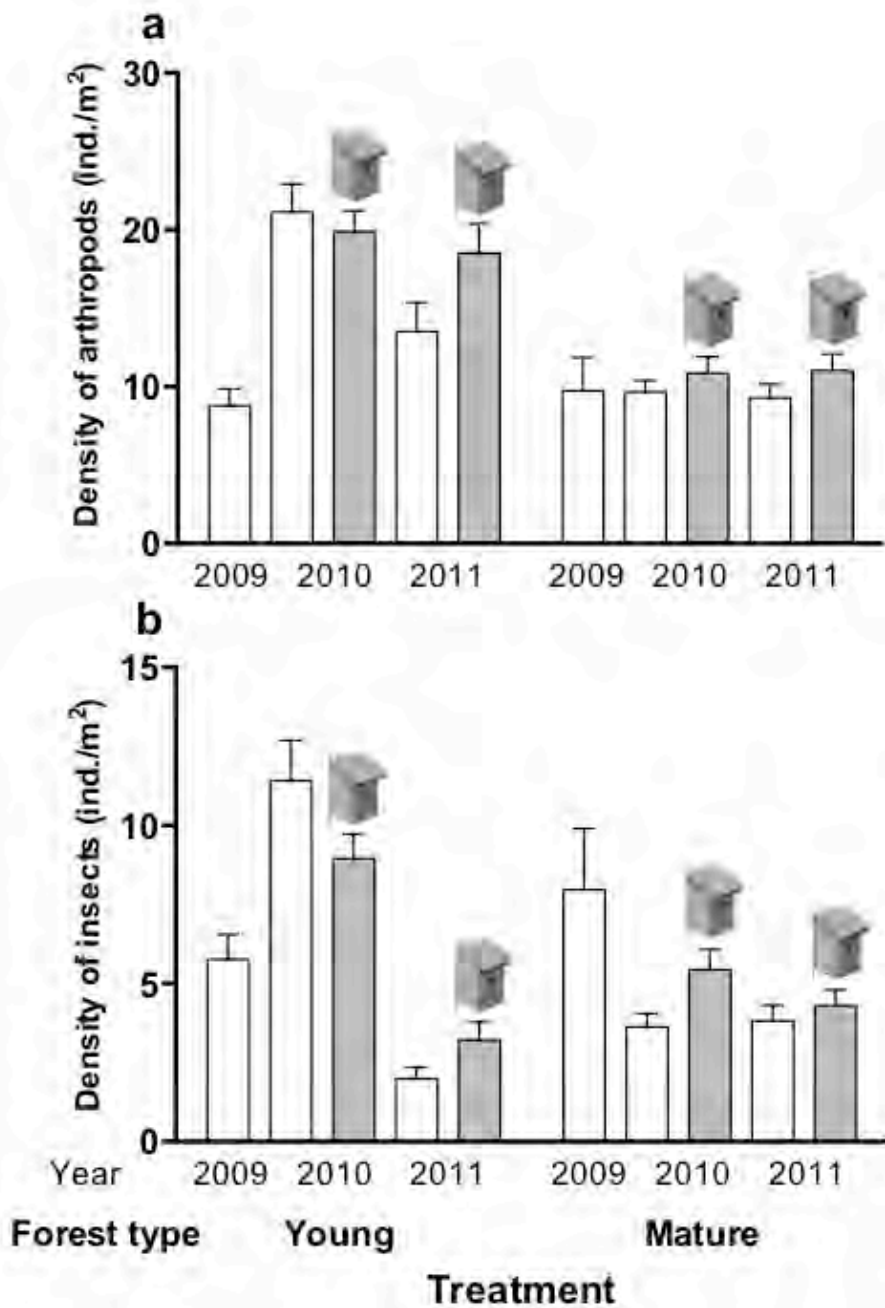


Fig. 1. Density (mean  $\pm$  SE) of arthropods (a) was similar in both types of forest, but we found an increase through years in young forest. (b) Overall insect density was significantly lower in young than mature forest, but apparently not by the effect to the addition of nest boxes.

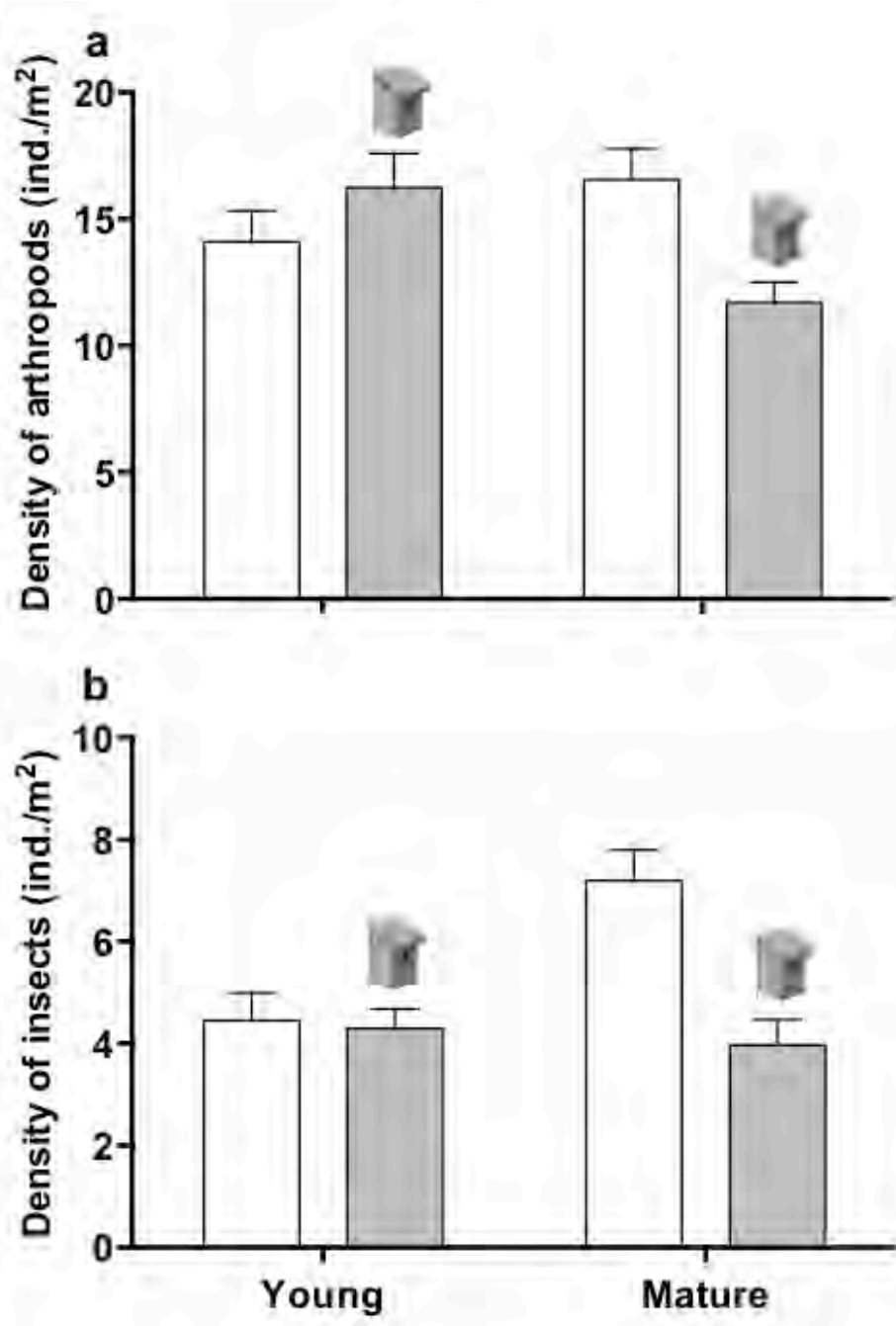


Fig. 2. Density (mean + SE) of arthropods (a) was similar in both types of forest, but it was lower in the points within the mature forest where nest boxes were placed. Insect density (b) was lower in young forest and in plots of mature forest with nest boxes.

APPENDIX 1.

Description of groups arthropods found in both forest types (young and mature). Mean  $\pm$  SD (*n*). B = sites where nest boxes were added, NB = sites without nest boxes.

	Young					Mature				
	2009		2010		2011	2009		2010		2011
	NB	NB	B	NB	B	NB	NB	B	NB	B
Total Arthropods	5.95 $\pm$ 6.56 (643)	17.75 $\pm$ 6.27 (639)	15.22 $\pm$ 7.36 (1096)	17.84 $\pm$ 26.64 (571)	16.16 $\pm$ 12.22 (517)	16.83 $\pm$ 30.85 (2019)	17.13 $\pm$ 8.57 (1370)	17.70 $\pm$ 5.93 (708)	17.69 $\pm$ 6.40 (566)	18.66 $\pm$ 6.68 (597)
Gastropods	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0.05 $\pm$ 0.25 (6)	0.02 $\pm$ 0.30 (2)	0 (0)	0.03 $\pm$ 0.17 (1)	0.09 $\pm$ 0.29 (3)
Spiders	0.15 $\pm$ 0.41 (17)	0.13 $\pm$ 0.48 (5)	0.13 $\pm$ 0.42 (10)	0.03 $\pm$ 0.17 (1)	0.28 $\pm$ 0.63 (9)	0.42 $\pm$ 1.09 (51)	0.10 $\pm$ 0.30 (8)	0.15 $\pm$ 0.48 (6)	0.21 $\pm$ 0.49 (7)	0.18 $\pm$ 0.39 (6)
Mites	1.95 $\pm$ 3.62 (211)	7.83 $\pm$ 5.22 (282)	7.72 $\pm$ 5.12 (556)	15.88 $\pm$ 26.49 (508)	13.25 $\pm$ 11.55 (424)	2.48 $\pm$ 5.09 (298)	7.65 $\pm$ 4.70 (612)	8.5 $\pm$ 4.65 (340)	10.06 $\pm$ 4.67 (322)	10.6 (342)
Unidentified	0.10 $\pm$ 0.47 (11)	0.19 $\pm$ 0.52 (7)	0.22 $\pm$ 0.58 (16)	0.21 $\pm$ 0.49 (7)	0.31 $\pm$ 0.64 (10)	0.20 $\pm$ 0.72 (25)	0.26 $\pm$ 0.86 (21)	0.32 $\pm$ 0.76 (13)	0.34 $\pm$ 0.70 (11)	0.43 $\pm$ 0.84 (14)
Insects	3.75 $\pm$ 4.20 (406)	9.58 $\pm$ 5.07 (345)	7.09 $\pm$ 4.69 (511)	1.71 $\pm$ 1.59 (55)	2.25 $\pm$ 1.86 (72)	13.62 $\pm$ 27.38 (1634)	9.08 $\pm$ 6.99 (727)	8.67 $\pm$ 4.37 (347)	7.03 $\pm$ 3.84 (225)	7.15 $\pm$ 3.39 (229)

	Order									
Larvae	0.09±0.29 (10)	0.19±0.40 (7)	0.12±0.33 (9)	0.06±0.24 (2)	0.09±0.29 (3)	0.15±0.42 (19)	0.11±0.35 (9)	0.12±0.33 (5)	0.06±0.24 (2)	0.12±0.33 (4)
Collembola	1.48±3.0 (160)	8.47±5.12 (305)	6.15±4.55 (443)	0.75±1.32 (24)	1.31±1.71 (42)	6.22±13.48 (747)	7.93±7.13 (635)	7.65±4.34 (306)	5.62±3.71 (180)	5.96±3.59 (191)
Orthoptera	0.20±0.62 (22)	0.05±0.23 (2)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0.03±0.22 (4)	0.06±0.24 (5)	0.05±0.22 (2)	0.03±0.17 (1)	0.03±0.17 (1)
Heteroptera	0.43±1.0 (47)	0.13±0.42 (5)	0.12±0.33 (9)	0.12±0.42 (4)	0.12±0.42 (4)	1.02±2.18 (123)	0.23±1.08 (19)	0.17±0.50 (7)	0.18±0.47 (6)	0.18±0.53 (6)
Homoptera	0.25±0.74 (28)	0.19±0.52 (7)	0.15±0.46 (11)	0.06±0.24 (2)	0.06±0.24 (2)	1.68±13.89 (202)	0.06±0.29 (5)	0.15±0.57 (6)	0.18±0.59 (6)	0.25±0.87 (8)
Coleoptera	0.15±0.62 (17)	0.08±0.28 (3)	0.05±0.23 (4)	0.09±0.29 (3)	0.03±0.17 (1)	0.25±0.84 (31)	0.10±0.34 (8)	0.12±0.40 (5)	0.06±0.24 (2)	0.06±0.24 (2)
Diptera	0.43±0.90 (47)	0.05±0.23 (2)	0.18±0.48 (13)	0.12±0.42 (4)	0.12±0.33 (4)	1.71±2.95 (206)	0.31±1.0 (25)	0.12±0.46 (5)	0.43±0.66 (14)	0.31±0.64 (10)
Lepidoptera	0.11±0.53 (12)	0.02±0.16 (1)	0.05±0.23 (4)	0.03±0.29 (3)	0.06±0.24 (2)	0.10±0.42 (13)	0 (0)	0.10±0.30 (4)	0.06±0.24 (2)	0.06±0.24 (2)
Hymenoptera	0.54±1.34 (59)	0.16±0.60 (6)	0.16±0.50 (12)	0.09±0.39 (3)	0.15±0.33 (4)	2.48±7.38 (298)	0.08±0.32 (7)	0.10±0.37 (4)	0.18±0.53 (6)	0.15±0.51 (5)



Isoptera	0	0.16±0.50	0.08±0.27	0.18±0.53	0.31±0.78	0	0.15±0.73	0.05±0.22	0.06±0.3	0.03±0.17
	(0)	(6)	(6)	(6)	(10)	(0)	(12)	(2)	(2)	(1)
Thysanoptera	0	0.02±0.16	0.04±0.20	0.18±0.53	0.03±0.17	0	0.02±0.15	0.07±0.26	0.12±0.42	0.06±0.24
	(0)	(1)	(3)	(6)	(1)	(0)	(2)	(3)	(4)	(2)

# **Capítulo 4**

## **Discusión general y recomendaciones de manejo**

#### **Capítulo 4. Discusión general y recomendaciones de manejo**

Las cavidades en los árboles pueden proveer a las aves que las usan, un ambiente seco y seguro para incubar sus huevos, sacar adelante las crías de la nidada, y/o servir como sitios para pasar la noche (Newton 1994). Por tanto, hay un continuo interés por parte de los investigadores de evaluar la disponibilidad de sitios de anidación y sitios adecuados para anidar, en diferentes ambientes; debido a que este recurso a menudo limita la diversidad local de las especies y el número de parejas reproductoras (Newton 1994, Martin y cols. 2004, Wesolowski 2007, Cockle y cols. 2010). El hecho de que la mayoría de las cavidades son creadas por aves excavadoras (usuarios primarios), y en menor medida por un proceso natural de descomposición del árbol, resulta en que las especies que no excavan sus propias cavidades (usuarios secundarios de cavidades) compitan por las cavidades existentes (Martin y Eadie, 1999, Martin y cols. 2004). Se ha propuesto que esta dependencia genera jerarquías entre las comunidades de aves que anidan en cavidades, descritas como “nest webs” o redes de anidación. Las redes de anidación son interacciones análogas a las redes tróficas, donde las cavidades en los árboles son el recurso que influye en las diferentes especies que pueden utilizarlas para anidar desde las especies que las forman hasta las especies usuarias secundarias (Martin y Eadie, 1999). Al mismo tiempo, se ha observado que cambiar la abundancia de una especie que anida en cavidades puede afectar la abundancia y selección de hábitat de otra especie por medio de la competencia (Aitken y Martin 2008). También algunas especies de aves pueden volverse especialmente vulnerables a los cambios del hábitat por actividades antropogénicas, por ejemplo, al disminuir el número de árboles con las características adecuadas para realizar las cavidades donde anidarán o al disminuir los árboles que cuentan con cavidades que pueden ocupar las

aves usuarias secundarias (Monterrubio-Rico y Escalante-Pliego 2006). En bosques jóvenes y áreas agrícolas generalmente escasea la disponibilidad de cavidades adecuadas para anidar, y por tanto el número de aves que anidan en cavidades en comparación con bosques maduros (Brawn y Balda 1988, Waters y cols. 1990, Newton 1994, Felton y cols. 2008, Monterrubio-Rico y cols. 2009). Por lo tanto, la tala inmoderada y conversión del bosque a tierras agrícolas son consideradas como las principales amenazas para las aves que anidan en cavidades y para otros organismos que también las utilizan (Lindenmayer y cols. 2006, Monterrubio-Rico y cols. 2009). Por ello, mi estudio (capítulo 2) provee evidencia de que un bosque joven tienen menor número de cavidades y número de aves usuarias secundarias de cavidades en comparación con un bosque maduro. Sin embargo, la disponibilidad de cavidades no indica que los sitios de anidación sean adecuados para las especies que los utilizan, debido a que encontré similar número de cavidades utilizadas tanto en bosque maduro como bosque joven. Por otro lado, a diferencia de otros estudios realizados en bosques templados (van Balen y col. 1982, Ingold y Ingold 1984, Peterson y Gauthier 1985), encontré una baja proporción de cavidades ocupadas, esto podría indicar una baja densidad poblacional de aves que anidan en cavidades secundarias para la Malinche y que por ello no encontré diferencias en las cavidades utilizadas. Hasta ahora pocos son los estudios realizados en bosques templados en Latinoamérica, y aunque el bosque maduro de la Malinche es más parecido en clima y en sus comunidades biológicas a los bosques templados del Norte de América, los estudios en éstos hábitats se enfocan más a la dinámica poblacional de cavadores primarios, como los pájaros carpinteros; por lo que, de momento es difícil asegurar si las poblaciones de aves que anidan en cavidades secundarias en la Malinche son menores con respecto a otros bosques.

La limitación de cavidades tiene implicaciones en las aves que ahí anidan y se agudiza para aves usuarias secundarias de cavidades (Gibbs y cols 1993); no solo en términos de interacciones entre las comunidades y su conservación como se ha discutido anteriormente, sino también en los mecanismos que dirigen la evolución de historias de vida de estas aves. Se ha propuesto que la limitación de cavidades puede explicar el patrón general sobre el tamaño de nidada, el cual es generalmente más grande en aves que anidan en cavidades comparado con los que anidan en nidos de copa abierta (Martin y Li 1992). A su vez, nidadas más grandes en cavidades podrían evolucionar como una covariable para reducir la tasa de crecimiento en los polluelos, permitida por una tasa de depredación más baja (Lack 1968). En este sentido, las aves usuarias secundarias de cavidades si no pueden encontrar una cavidad adecuada cada año, pueden tener menos oportunidades para reproducirse en comparación con otras aves, y, por lo tanto, tener una mayor inversión en cada intento de nidificación (Martin 1993b). Por otro lado, existe poca evidencia de si las cavidades son un recurso limitado, principalmente en bosques tropicales (Brightsmith 2005, Boyle y cols. 2008), varios autores han cuestionado esta suposición (Wiebe y cols. 2006) argumentando que el recurso limitado es la “disponibilidad de cavidades adecuadas” y no el número de cavidades per se (Wesolowski 2007). Cockle y cols. (2010) encontraron que de 86 cavidades identificadas en un bosque Atlántico Argentino solo el 19% fueron adecuados para las aves que anidan en cavidades, a su vez en un bosque talado hubo nueve veces menos disponibilidad de cavidades, cuando ellos añadieron cajas nido en parcelas de bosque primario y bosque talado, en ambas condiciones de bosque aumento la densidad de nidos. Ellos proveen evidencia sobre como la limitación de cavidades adecuadas en un bosque afecta la densidad de anidación de algunas aves usuarias de cavidades secundarias, aun en bosques primarios. Sin embargo, los estudios acerca de las características de una

cavidad adecuada indican que tanto la altura total y el diámetro de los árboles, -los cuales incrementan con la edad-, son los predictores más importantes sobre la abundancia de cavidades y se ha reconocido que estos atributos tienen efectos importantes sobre la abundancia de aves usuarias secundarias de cavidades (Raphael y White 1984, Newton 1994, Tomasevic y Estades 2006).

Los resultados del capítulo 2 son congruentes con lo que se ha encontrado en otros estudios, bosques viejos tienen una proporción más alta de árboles grandes (diámetro y altura) con un mayor número de cavidades de diferentes tamaños las cuales en su momento, pueden ser usadas por un gran número de especies (Newton 1994). En el bosque maduro de la Malinche encontré un mayor número de cavidades y a su vez un mayor número de al menos cinco especies de aves usuarias secundarias de cavidades: *Sitta pygmaea* (Bajapalos Enano), *Sitta carolinensis* (Bajapalos Pecho Blanco), *Troglodytes aedon* (Saltaparedes Común), *Certhia americana* (Trepadorcito Americano) y *Poecile sclateri* (Carbonero Mexicano; Berlanga y cols. 2015), con respecto al bosque joven. Al siguiente año cuando coloqué cajas nido tanto en el bosque maduro como en el joven, en bosque maduro no fue ocupada ninguna caja, sin embargo en el bosque joven hubo un aumento significativo de avistamientos de aves que anidan en cavidades secundarias y una alta ocupación de las cajas nido en comparación del bosque maduro. Esto indica que en el bosque joven la disponibilidad de sitios de anidación es un factor limitante para las poblaciones de este grupo de aves. También encontré que otras aves pueden beneficiarse de la instalación de cajas nido en bosques jóvenes, al menos, la población de *Sialia mexicana* (Azulejo Garganta Azul) coloniza fácilmente claros o bordes de bosques y otras comunidades de plantas que tengan pocos árboles, dicha descripción tiene las características del bosque joven de la Malinche. A pocos meses de haber puesto las cajas nido, *Sialia mexicana* ocupó

un gran porcentaje de las cajas para anidar. En general, el tiempo transcurrido entre la instalación de las cajas y la ocupación fue relativamente bajos, su uso fue dos meses después de instalarlas y en el primer año se reprodujeron parejas de *Troglodytes aedon*, *Certhia americana*, *Poecile sclateri* y *Sialia mexicana* en dichas cajas nido. Este resultado apoya la hipótesis sobre la limitación de sitios de anidación (Beissinger y Waltman 1991, Martin 1993), la cual propone que los sitios de anidación para las aves usuarias secundarias de cavidades son limitadas, por lo que los individuos toman ventaja de oportunidades no predecibles que mejoren o maximicen su intento reproductivo actual. Yo encontré que todas las especies que anidaron en cajas nido tuvieron un éxito de nidada alto (más del 95 % de eclosión) y el tamaño de las nidadas de las diferentes especies estuvieron entre 3 y 4 huevos, un tamaño pequeño en comparación a las nidadas de 5 y 8 huevos encontradas por Wiebe y cols. (2006) en los bosques boreales.

Hay algunos bosques donde el número de cavidades naturales está limitado, no solo como resultado de cambios en el hábitat inducidos por el hombre, sino también por los procesos relacionados con el tipo de bosque, la edad de los rodales, la composición y complejidad de la comunidad de aves que anidan en cavidades o el comportamiento y la dominancia social entre los usuarios de las cavidades (Newton 1994, Martin y Eadie 1999, Martin y cols. 2004). Las aves usuarias secundarias de cavidades pueden beneficiarse por la instalación de cajas nido también bajo estas condiciones. Los beneficios no solo son la atracción o retención de aves usuarias de cavidades, sino también la disminución de poblaciones de artrópodos que se albergan en los árboles que conforman esos bosques, siendo algunas incluso plagas potenciales, debido a que la mayoría de las aves que anidan en cavidades se alimentan de los artrópodos que se encuentran sobre la corteza de los árboles.

Las aves que estudié en el Parque Nacional La Malinche se alimentan de artrópodos que se encuentran sobre la corteza de los árboles, el trepador y el saltapared forrajea casi exclusivamente en el tronco de los árboles y ramas, mientras que el chochín y el carbonero usan una gran variedad de sustratos para forrajear (Adams and Morrison 1993). Al evaluar si las aves tenían un efecto sobre la densidad de artrópodos que se encuentran en los troncos de los árboles donde ellas forrajean encontré (capítulo 3) una densidad similar de artrópodos sobre la corteza de los árboles entre bosque maduro y joven antes de instalar las cajas nido, esto a pesar de que corregí el área con respecto al diámetro del árbol, sumando al DAP las medidas tomadas por la profundidad y ancho de cada surco de la corteza, para de esta forma evitar que las posibles diferencias encontradas por el tipo de bosque fuera efecto de la superficie donde los artrópodos pueden estar. Realicé una comparación solo con los insectos debido a que muchas de las especies que forman parte de la dieta de estas aves pertenecen a la Clase Insecta, sin embargo, encontré el mismo patrón. Al año siguiente después de colocar las cajas nido en bosque joven y maduro, encontré que hubo un aumento en la densidad de artrópodos en el bosque joven y este se mantuvo en el segundo año muestreado con cajas nido. De igual forma la densidad de insectos aumentó en el primer año con cajas nido en bosque joven, sin embargo al segundo año de muestreo hubo una disminución de insectos pero aparentemente no por efecto de las cajas nido. Estos resultados parecen indicar que hubo una fuerte variación por otros factores que nosotros no medimos, tal como una variación anual en las comunidades de artrópodos, ya que existe evidencia de que el clima ejerce una gran influencia sobre la abundancia de insectos (Janzen 1973, Wolda 1988). Además, la respuesta de los insectos al clima no es uniforme y varía con respecto a las características del hábitat y al grupo estudiado (Jansen & Schoener 1968, Levings & Winsor 1985). En general, los artrópodos pueden variar también por otras



características, como el microclima producido por los surcos, la presencia de hongos o epífitas en la corteza y la abundancia de vegetación alrededor de los árboles (Mariani y Manuwal 1990). Pero, en este estudio no registramos ninguna de estas características, por lo que no es posible un argumento al respecto. Por otro lado, esto podría ser evidencia de un efecto retardado del aumento de la abundancia de aves usuarias secundarias de cavidades, debido a su movilidad, muchas especies pueden responder de manera diferente a un boom de artrópodos, temporal y / o espacialmente (Whelan et al 2008).

En las parcelas sumadas en el 2011, la variación que encontré tampoco es explicada por la adición de cajas nido, ni por el aumento de aves; es probable que al igual que en las parcelas monitoreadas por tres años, una variación en el clima sea quien este determinando la densidad de artrópodos. A pesar de que el aumento en el número de aves y parejas reproductivas totales no tuvo efecto significativo en la densidad de artrópodos e insectos, estos son componentes importantes en la dinámica poblacional de los artrópodos (Whelan et al 2008) . Por tanto, en futuras investigaciones se debe poner especial atención en las conductas de forrajeo, ya que éstas presentan variación espacial y temporal (Adams y Morrison 1993); también es necesario aumentar el esfuerzo de muestreo durante la temporada reproductiva para poder determinar los sitios preferidos de forrajeo e incluso observar herbivoría y medir su intensidad, ya que puede variar entre especies y entre hábitats. También es importante medir, la vegetación alrededor de los árboles donde las especies de aves forrajean ya que estos pueden ser atributos que influyen en la composición y disponibilidad de artrópodos (Mariani y Manuwal 1990).

El microclima es importante para la nidada y la construcción del nido es una parte fundamental de la reproducción de la mayoría de las aves. La construcción de un nido térmicamente favorable ahorra energía a los padres mediante la reducción de la pérdida del

calor y mantiene la temperatura óptima de incubación (Hilton y cols. 2004, Britt y Deeming 2011). Así como también la correcta elección del sitio de anidación reduce el riesgo de depredación hacía huevos o pollos (Mainwaring y cols. 2014). Por esto último, las cajas ocupadas durante mi estudio, tuvieron una altura mayor a los 6 m y los materiales que utilizaron las aves para recubrir el interior de las cajas nido fueron diversos: material vegetal (palitos y pasto), plumas (de conspecíficos), plástico, pelo y mudas de reptiles. Encontré que más del 60 % del nido fue construido por material vegetal, por lo que es probable que este material sea el responsable de generar el mayor efecto térmico, y el 40% restante podría tener otros efectos tal como, atracción de la pareja, antidepredatorio o antiparasitario. Actualmente estamos realizando una descripción de los materiales utilizados en nidos realizados dentro de las cajas nido ya que estos contienen una gran cantidad de artrópodos, pero aún no sabemos si son parásitos potenciales para las aves o solo son oportunistas.

Es necesario entender cómo las especies interactúan en una red de anidación como lo ha propuesto Martin y Eadie (1999) y sucesión ecológica, ello nos permitirá predecir la respuesta de la comunidad de aves que anidan en cavidades secundarias a cambios en el suministro del recurso o de la abundancia de una o más especies (Blanc y Walter 2007) incluyendo comunidades de otras especies (Martin y cols. 2004). Por ejemplo, para el Parque Nacional La Malinche es necesario conocer además de la comunidad de aves que anidan en cavidades secundarias, la comunidad de excavadores primarios y las preferencias por especies de árboles para realizar las cavidades. También sería importante conocer si existe alguna plaga potencial de artrópodo y su temporada de brote para poder relacionarlo con la temporada reproductiva de las aves. Por otro lado determinar si el tamaño de la nidada está determinado por la dieta como lo han encontrado en otros estudios (Wiebe y

cols. 2006), ayudaría a explicar las diferencias entre los tamaños de las nidadas de bosques boreales y bosques templados.

Finalmente, existe controversia entre las ventajas y desventajas que proveen las cajas nido para la avifauna, e incluso para los proyectos de investigación, pues estas no necesariamente ofrecen beneficios para la comunidad de aves silvestres (Wesolowski 2007, Lambrechts y cols. 2010). Por ejemplo, a pesar de que los biólogos de la conservación han tenido algunos éxitos al proveer cajas nido para algunas aves en peligro, también han tenido algunos resultados no deseados: 1) Las cajas nidos pueden incrementar la presencia de predadores durante la incubación, ya que ellos aprenden que las cajas pueden ser un abastecedor de recursos (Miller 2002, Remancha y Delgado 2009). 2) El que las cajas nido favorezcan a la comunidad de aves que anidan en cavidades de una manera inusual pueden elevar la producción de crías pero poco se sabe de la sobrevivencia de los volantones, si esta disminuye a cero entonces podríamos hablar de una trampa ecológica, lo que eventualmente puede conducir a la inestabilidad o disminución de la población (Battin 2004, Klein y cols. 2007). Por tanto, los resultados derivados de dichos estudios pueden fallar al reflejar la variación natural y entonces carecer de validez general y/o aplicabilidad en estudios de supervivencia de nidos (Wesolowski 2007, Lambrechts y cols. 2010).

Sin embargo, mi estudio proporciona apoyo adicional a la hipótesis de que en bosques sujetos a manejo forestal o con vegetación secundaria, las poblaciones de aves que anidan en cavidades secundarias están limitadas por la escases de cavidades y que una forma de mitigar este efecto es sumando cajas nido en estas zonas. Además en la zona estudiada no hubo presencia de predadores y seguimos realizando observaciones para registrar la sobrevivencia de volantones anillados.

## **Recomendaciones**

Debido a que los ambientes prístinos desaparecen dando lugar a bosques sujetos a manejo forestal, la estructura de las comunidades biológicas dependerá en gran medida de las decisiones que se tomen para manejar la biodiversidad biológica (Janzen 1998). Una forma en que se puede contribuir a promover la riqueza de comunidades biológicas en bosques sujetos a manejo forestal es, proporcionar los recursos claves que faltan o escasean en esos ambientes, tales como cavidades adecuadas para anidar. Con ello, además de aumentar la densidad de aves insectívoras que anidan en cavidades, a largo plazo se podrían reducir sustancialmente el número de insectos que habitan en los troncos donde las aves anidan. Así que, las prácticas de manejo forestal que promuevan la conservación de aves insectívoras son fundamentales para el mantenimiento de bosques productivos, a través del control de insectos plagas (Marquis y Whelan 1994). En la actualidad los programas de manejo forestal en América Latina deberían incluir instalación de cajas nido en las plantaciones forestales, por los beneficios que aportan al enriquecer la comunidad de aves. Por último, es importante que, si se desea promover la conservación de las poblaciones de aves insectívoras en bosque bajo manejo forestal, los insecticidas deben ser evitados debido a sus efectos secundarios perjudiciales para la fauna y el hombre.

El Parque Nacional La Malinche, en su programa de manejo (SEMARNAT 2013) indica que se debe establecer políticas, estrategias y programas con el fin de determinar actividades y acciones orientadas al cumplimiento de los objetivos de conservación, educación y recreación del Parque Nacional, a través de proyectos alternativos y la promoción de actividades de desarrollo sustentable. Sin embargo, en el capítulo VI de las Reglas Administrativas, De los Usos y Actividades, Regla 29, indica que el aprovechamiento de leña para uso doméstico deberá provenir de arbolado muerto.

Asimismo, esta actividad deberá sujetarse a lo establecido por la LGDFS (Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable) y su reglamento, así como lo previsto en la Norma Oficial Mexicana NOM-012-SEMARNAT-1996, que establece los procedimientos, criterios y especificaciones para realizar el aprovechamiento, transporte y almacenamiento de leña para uso doméstico. Esta medida afecta directamente la disponibilidad de cavidades naturales en el Parque Nacional La Malinche, ya que, siendo una montaña aislada, alberga una gran cantidad de poblaciones rurales marginadas que dependen en gran medida de la leña para realizar sus actividades diarias. Lo que promueve la tala inmoderada, debido a que la extracción de leña no está regulada por ninguna autoridad. Este problema no se presenta solo en el bosque maduro, también los bosques secundarios del parque se ven afectados, pues las poblaciones aledañas remueven ramas viejas o muertas de árboles jóvenes, dejando nulas posibilidades de que se originen cavidades naturales en esas zonas. Como mis resultados obtenidos en el bosque joven lo indican, es difícil el establecimiento de una población de aves que anidan en cavidades si se sigue con esta medida de aprovechamiento de la leña y las acciones de reforestación pueden verse afectadas si no se toma en cuenta la dinámica poblacional de las especies que lo albergan. Ya que una comunidad de aves insectívoras puede regular las poblaciones de artrópodos y/o algunas especies que pudiesen ser plagas potenciales, de esta forma mantener la salud del bosque y ayudar en la economía del Estado al disminuir el uso de insecticidas u otros químicos para combatir las poblaciones de artrópodos. Por ello, recomiendo que esta regla se modifique y se especifique el tipo de arbolado y la cantidad que se puede extraer; es importante que las poblaciones aledañas tengan conocimiento de los beneficios que el grupo de aves que anidan en cavidades ofrecen al bosque y por tanto sean conscientes de dejar algunos árboles muertos o en descomposición en pie, así como ramas muertas en árboles vivos.

De acuerdo con mis resultados, recomiendo se mantengan por lo menos dos árboles muertos por hectárea a una distancia de 200 m en zonas donde predominan árboles maduros y joven. En bosque joven además de mantener un par de árboles muertos, recomiendo se coloquen mínimo tres cajas nido por hectárea, la distancia entre las cajas puede variar entre 10 m y 150 m. Al menos para Parque Nacional La Malinche la forma de cajas que se deben colocar son de forma cuadrada con las siguientes medidas: 14.5x12x25 a 30 cm (ancho, profundidad y altura) con una entrada de 3 cm para evitar que sea depredado. La altura a la que pueden ser colocadas varía entre 5 y 10 m, sin embargo yo recomiendo se coloquen a 7 m de altura (Fig. 3), de esta forma se evita que sean robadas por lo pobladores mientras no se logre una cultura de conservación en las comunidades aledañas al parque.

Una manera de concientizar a las poblaciones, además del conocimiento del Programa de Manejo del Parque Nacional Malinche, es implementar talleres de educación ambiental en las diversas comunidades rurales aledañas al parque, en donde se comparta el conocimiento de la biodiversidad que alberga el parque, su importancia ecológica y los beneficios que éstos ofrecen a la comunidad. También es importante involucrar a estas comunidades en los proyectos de investigación, mediante su participación en la toma de datos y cuidado de las cajas nido, y en general de la biodiversidad del parque siguiendo el lema “*conocer para conservar*”.



**Figura 3.** Se muestra, a) el paisaje de bosque donde fueron colocadas las cajas nido, b) el diseño y medidas de una caja cuadrada, la cual fue preferida por aves usuarias secundarias de cavidades en el Parque Nacional Malinche. Foto: C. Cuatianquiz Lima.

## Conclusiones

- 1) La falta de sitios adecuados de anidación en un bosque joven afecta negativamente la abundancia de aves usuarias secundarias de cavidades.
- 2) Debido a que encontré similar densidad de artrópodos en ambos tipos de bosques antes de colocar las cajas nido y un aumento de la densidad de artrópodos después de colocar la caja nido independientemente del aumento de aves y parejas reproductoras, concluyo que la disponibilidad de sitios de anidación, y no la disponibilidad de alimento, es el factor limitante para las aves que anidan en cavidades secundarias. Por lo que un manejo integral de la comunidad ecológica en plantaciones forestales debe incluir la adición de cajas nido; ello promoverá la salud a largo plazo de los bosques, a través del mantenimiento de sitios de descanso, anidación y alimentación requeridos para aves usuarias secundarias de cavidades.
- 3) El aumento de aves usuarias secundarias de cavidades puede implicar beneficios en el ecosistema, ya que su presencia puede atraer aves de otros gremios y adicionar servicios como son reducir el riesgo de depredación en aves paseriformes, aumento aves como las dispersoras de semillas y mejor apreciación de la naturaleza, aspectos indispensables para los programas de restauración ecológica.



## Bibliografía

- **Adams EM, Morrison ML. 1993.** Effects of forest stand structure and composition on red-breasted nuthatches and brown creepers. *Journal of Wildlife Management* **57**: 616-629.
- **Aitken KEH, Martin K. 2008.** Resource selection plasticity and community responses to experimental reduction of a critical resource. *Ecology* **89**:971-980.
- **Battin J. 2004.** When good animals love bad hábitats: Ecological traps and the conservation of animal populations. *Conservation Biology* **18**:1482-1491.
- **Beissinger SR, Waltman JR. 1991.** Extraordinary clutch size and hatching asynchrony of a Neotropical parrot. *Auk* **108**: 863–871.
- **Berlanga H, Gómez de Silva H, Vargas-Canales VM, Rodríguez-Contreras V, Sánchez-González LA, Ortega-Álvarez R, Calderón-Parra R. 2015.** Aves de México: Lista actualizada de especies y nombres comunes. CONABIO, México, D.F.
- **Blanc L, Walters, R. 2007.** Cavity-nesting community webs as predictive tools: where do we go from here? *Journal of Ornithology* **148** (Suppl 2): S417-S423.
- **Boyle WA, Ganong CN, Clark DB, Hast MA. 2008.** Density, distribution, and attributes of tree cavities in an old-growth tropical rain forest. *Biotropica* **40**: 241–245.
- **Brawn JD, Balda RP. 1988.** Population biology of cavity nesters in Northern Arizona: do nest sites limit breeding densities? *Condor* **90**: 61-71.
- **Brightsmith DJ. 2005.** Competition, predation and nest niche shifts among tropical cavity nesters: ecological evidence. *Journal of Avian Biology* **36**: 74-83.

- **Britt J, Deeming C. 2011.** First-egg date and air temperature affect nest construction in blue tits *Cyanistes caeruleus*, but not in great tits *Parus major*. *Bird Study* **58**: 78-89.
- **Cockle K, Martin K, Drever M. 2010.** Supply of tree-holes limits nest density of cavity nesting birds in primary and logged subtropical Atlantic forest. *Biological Conservation* **143**: 2851-2857.
- **Felton A, Wood J, Felton AM, Hennessey B, Lindenmayer DB. 2008.** Bird community responses to reduced-impact logging in a certified forestry concession in lowland Bolivia. *Biological Conservation* **141**: 545-555.
- **Gibbs JP, Hunter Jr ML, Melvin SM. 1993.** Snag availability and communities of cavity-nesting birds in tropical versus temperate forests. *Biotropica* **25**: 236–241.
- **Hilton GM, MH Hansell, GD Ruxton, JM Reid, Monaghan P. 2004.** Using artificial nest to test importance of nesting material and nest shelter for incubation energetics. *The auk* **121**: 777-787.
- **Ingold DJ, Ingold DA. 1984.** A study of possible niche preference of cavity-nesting birds in the Colorado Rockies. *Bulletin New Mexico Ornithological Society* **12**:1-12.
- **Janzen DH. 1973.** Sweep samples of tropical foliage insects: effects of season, vegetation types, elevation, time of day, and insularity. *Ecology*. **54**: 667-701.
- **Janzen DH, Schoener TW. 1968.** Differences in insect abundance and diversity between wetter and drier sites during a tropical dry season. *Ecology*. **49**: 96-110.
- **Janzen DH. 1998.** Gardenification of wildland nature and the human footprints. *Science* **279**: 1312-1313.
- **Lack D. 1968.** *Ecological adaptations for breeding in birds*. Methuen. London, England.

- **Levings SC, Windsor DM. 1985.** Litter arthropod populations in a tropical deciduous forest: relations between years and arthropod groups. *Journal of Animal Ecology*. 54: 61-69.
- **Lindenmayer DB, Noss RF. 2006.** Salvage logging, ecosystem processes, and biodiversity conservation. *Conservation Biology* **20**:949-958.
- **Mariani JM, Manuwal DA.1990.** Factors influencing brown creeper (*Certhia americana*) abundance patterns in the southern Washington Cascade Range. *Studies in Avian Biology* **13**: 53-57.
- **Mainwaring MC, Hartley IR, Lambrechts MM, Deeming DC. 2014.** The design and function of birds' nest. *Ecology and Evolution* doi:10.1002/ece3.1054.
- **Martin K, Eadie JM. 1999.** Nest webs: a community-wide approach to the management and conservation of cavity-nesting forest birds. *Forest Ecology and Management* **115**: 243-257.
- **Martin K, Aitken K, Wiebe K. 2004.** Nest site and nest web for cavity-nesting communities in interior British Columbia, Canada: Nest characteristics and niche partitioning. *Condor* **106**: 5-19.
- **Martin, TE. 1993.** Nest predation and nest sites: new perspectives on old patterns. *BioScience*. 43:523-532.
- **Martin TE. 1993b.** Evolutionary determinants of clutch size in cavity-nesting birds: nest predation or limited breeding opportunities? *American Naturalist* **142**:937-946.
- **Martin TE, Li P. 1992.** Life history traits of open- vs. cavity-nesting birds. *Ecology* **72**: 579-592.

- **Miller KE. 2002.** Nesting success of the gret crested flycatcher in nest boxes and in tree cavities: are nest boxes safer from nest predatio? *Wilson Bulletin* **114**:179-185.
- **Monterrubio-Rico TC, Escalante-Pliego P. 2006.** Richness, distribution and conservation status of cavity nesting birds in Mexico. *Biological Conservation* **128**:67-78.
- **Monterrubio-Rico TC, Ortega-Rodríguez JM, Marín-Togo MC, Salinas-Melgoza A. 2009.** Nesting habitat of the lilac-crowned parrot in a modified landscape in Mexico. *Biotropica* **41**:361-368.
- **Moreno-Rueda G. 2003.** Selección de cajas nido por aves insectívoras en Sierra Nevada. *Zoología baetica. 14*:131-138.
- **Newton I. 1994.** The role of nest-sites in limiting the numbers of hole-nesting birds: a review. *Biological Conservation* **70**: 265-276.
- **Peterson B, Gauthier G. 1985.** Nest site use by cavity-nesting birds of the cariboo parkland, British Columbia. *Wilson Bulletin* **97**:319-331.
- **Raphael MG, White M. 1984.** Use of snags by cavity-nesting birds in the Sierra Nevada. *Wildlife Monographs* **86**: 3–66.
- **Remacha C, Delgado JA. 2009.** Spatial nest-box selection of cavity-nesting bird species in response to proximity to recreational infrastructures. *Landscape and Urban Planning*. **93**:46-53.
- **Sanz JJ. 2000.** *Cajas nido para aves insectívoras forestales*. Caja Segovia. Obra social y cultural. España.
- **Sanz JJ. 2001.** Experimental increased insectivorous bird density result in a reduction of caterpillar density and leaf damage to Pyrenean oak. *Ecological Research* **16**: 387-394.

- **Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2013.** *Programa de Manejo Parque Nacional La Malinche o Matlalcuéyatl*. CDMX, México.
- **Tomasevic JA, Estades CF. 2006.** Stand attributes and the abundance of secondary cavity-nesting birds in southern beech (*Nothofagus*) forests in south-central Chile. *Ornitología Neotropical* **17**: 1–14.
- **Van Balen JH, Booy CJH, Franeker JA van, Osieck ER. 1982.** Studies on hole-nesting birds in natural nest sites. 1. Availability and occupation of natural nest sites. *Ardea* **70**: 1-24.
- **Waters JR, Noon BR, Verner J. 1990.** Lack of nest site limitation in a cavity-nesting bird community. *Journal of Wildlife Management* **54**: 239-245.
- **Wesolowski T. 2007.** Lessons from long-term hole-nester studies in a primeval temperate forest. *Journal of Ornithology* **148**: 395-405.
- **Whelan CJ, Wenny DG, Marquis RJ. 2008.** Ecosystem services provided by birds. *Annals of the New York Academy of Science*. 1134: 25-60.
- **Wiebe KL, Koenig WD, Martin K. 2006.** Evolution of clutch size in cavity-excavating birds: the nest site limitation hypothesis revisited. *American Naturalist* **167**: 343–353.
- **Wolda H. 1978.** Seasonal fluctuations in rainfall, food and abundance of tropical insects. *Journal of Animal Ecology*. 47: 369-381.

# **Apéndice 1**

**¡De ese árbol, no hagan leña!**

## **¡De ese árbol, no hagan leña!**

Cecilia Cuatianquiz Lima <sup>1,2</sup>, Constantino Macías García <sup>1</sup>

<sup>1</sup>Instituto de Ecología. Universidad Nacional Autónoma de México, México, México

<sup>2</sup>Centro Tlaxcala de Biología de la Conducta, Universidad Autónoma de Tlaxcala,

Tlaxcala, México

Autor de correspondencia: Cecilia Cuatianquiz Lima, [largidae@yahoo.com.mx](mailto:largidae@yahoo.com.mx)

*Enviado a la Revista de Divulgación de la Ciencia de la UNAM ¿cómo ves?*

Comúnmente creemos que los árboles viejos o muertos, ya no son útiles para el ambiente y que su presencia puede implicar efectos negativos más que efectos positivos, por tanto, se quitan, eliminan o desaparecen. Recientes investigaciones nos revelan resultados sorprendentes.

México es uno de los países megadiversos, lo que significa que alberga una gran diversidad de las especies que se conocen en el mundo (10-12%), las cuales se encuentran en los diferentes ecosistemas que lo conforman. Seguramente durante las vacaciones o los fines de semana has disfrutado del paisaje de alguno de estos ecosistemas, ya sea por medio de una visita o acampando y ya en el mejor de los casos, al realizar alguna actividad deportiva como, correr, andar en bicicleta, escalar, nadar, entre muchas otras. Recordarás que durante estas actividades puedes observar una gran cantidad de aves, mamíferos, reptiles, insectos y vegetación de casi todos los colores. Sin embargo, pocas veces nos fijamos en algunos detalles, por ejemplo, a veces no nos percatamos de las aves con poca

coloración o de los insectos que se encuentran casi en todas partes pero que, al percatarse de nuestra presencia, se ocultan. Y mucho menos ponemos atención de toda la diversidad de árboles que nos rodean, a pesar de que ellos no se mueven. Esto nos suele pasar en cualquiera de los ecosistemas que visitemos, así estemos en un desierto y tengamos enfrente de nosotros y como única compañía una planta espinosa o arbusto, poca o casi nula atención le pondremos.

Es probable que esta falta de interés les ocurra casi a todos los organismos cuando no tienen un objetivo a la vista, por supuesto incluidos los humanos. En general, los organismos siempre tienen un objetivo al cual se enfocan y dejan a un lado lo que en ese momento no está dentro de su interés. Por ejemplo, alimentarse, buscar un lugar donde dormir o descansar, buscar una pareja para reproducirse y un lugar donde estará su descendencia, los obligará a poner atención en ciertas características del ambiente que les rodea. Muchas de estas características las buscarán en los árboles que conforman los bosques.

### **Los bosques si se mueven**

En la mayoría de los ecosistemas habitan grupos de organismos que tienen como principal interés buscar árboles muertos, viejos o maduros para poder sobrevivir. Aunque uno puede pensar que árboles con esta condición son fáciles de encontrar, no siempre es así. Debido a que, en gran parte del mundo los bosques han sido talados para la industria, se han perdido por incendios naturales o incendios provocados, y enfermedades causadas por plagas, o sustituido por campos agrícolas, ganaderías y asentamientos humanos. Se calcula que desde 1990 se han perdido unos 129 millones de hectáreas de bosque, en ese año los bosques cubrían el 31.6 por ciento de las zonas terrestres del planeta -3 128 millones de hectáreas-,



en 2015 cubren el 30.6 por ciento –cerca de 3 999 millones de hectáreas, según la *Evaluación de los recursos forestales mundiales 2015 (FRA)*. En 2010-2015 África y América del sur son los que han tenido la mayor pérdida anual neta con 2,8 y 2 millones de hectáreas, respectivamente. Sin embargo, un área considerable de los bosques que aún quedan son plantaciones forestales, lo cual representa el 7 % de la superficie forestal total del planeta. Como consecuencia, pocas áreas de bosque prístino o naturales (los menos perturbados por la actividad humana) existen en el planeta y pocos árboles viejos o maduros en la mayoría de la superficie forestal. La tasa anual de pérdida de bosque es entre el 1% y 10% dependiendo del tipo de vegetación y región. México es el país con el mayor índice de pérdida y degradación de bosques en Latinoamérica, se estima que se ha perdido el 90% de los bosques tropicales húmedos, 67% del bosque tropical seco, 54% de bosque de niebla, 50% de bosque de coníferas y el 99% de bosque primario de alta elevación en los últimos 50 años.

Ante estos datos, podemos imaginar que encontrar un árbol con ciertos años, ya no es tan fácil y que los bosques si se están moviendo, pero se están yendo a un lugar desconocido o a nuestras casas en forma de muebles. Algo que debemos tomar en cuenta es que los bosques tienen un papel muy importante en nuestro planeta y son los responsables de que estemos vivos, ya que nos proveen de aire puro y agua limpia, conservan la biodiversidad, por medio de la conservación de genotipos (la constitución genética de los organismos) y mantienen a grupos de especies de árboles naturales, así como el hábitat vital para especies animales en peligro de extinción. Se calcula que los bosques albergan cerca del 65% de los grupos terrestres en el mundo, teniendo la más alta diversidad de especies incluyendo grupos de aves, invertebrados y microbios. Actualmente los bosques son fundamentales en la lucha contra el cambio climático, por tanto, conservar los bosques

se ha vuelto un tema crítico y de mucha importancia, de ahí que se promueva la reforestación y cuidado del bosque, con ello uno esperaría que los programas de reforestación son la salvación del planeta, pero no necesariamente es así. Los requerimientos de algunas especies no son los mismos para otras y un gran grupo de organismos dependen de bosque viejos que mantengan árboles muertos ¿Te imaginas por qué algunos organismos buscan árboles en esa condición? Si los árboles ya están muertos...

### **¡No estoy muerto... tengo mucha vida!**

Los bosques están constituidos principalmente por árboles, los árboles a diferencia de otras plantas suelen ser más longevas, llegan a vivir durante miles de años y pueden superar los 100 metros de altura, como las secuoyas (las coníferas más altas que se encuentran en California, Estados Unidos). La altura y grosor del tronco dependerá de la edad que tenga, la forma para obtener la altura es por medio de aparatos láser y el grosor del tronco se obtiene con una cinta métrica que se pone alrededor del tronco para medir la circunferencia. Generalmente los árboles de más edad son aquellos que están más altos y tienen mayor circunferencia del tronco. Un bosque con mayor número de estos árboles se le llama bosque primario, en este tipo de bosques suelen encontrarse árboles viejos que han muerto y que su madera empieza a decaer. Quizás la mayoría de nosotros pensará que ese árbol ya solo sirve para hacer leña, pero en la mayoría de los casos no es así. Resulta que un árbol en esas condiciones es un sitio ideal para muchos organismos, desde invertebrados hasta mamíferos medianos, desde microbios hasta macrohongos. Ya que en los árboles muertos se forman oquedades que son usadas para descansar, pernoctar y reproducirse. Entre más viejos son los árboles hay una mayor cantidad de madera muerta donde las

oquedades se van a formar por medio de la actividad de forrajeo que realizan algunos insectos como las termitas, por la degradación de la madera hecha por algunos hongos y/o por actividad de los pájaros carpinteros. Otras oquedades se forman en los troncos de árboles vivos donde las ramas se desprenden, sin embargo, el número de estas oquedades también incrementa con la edad del bosque.

Muchos grupos de organismos que habitan en los bosques se componen de vertebrados que anidan en oquedades, por ejemplo, en la región Noreste del Pacífico de América del Norte la comunidad forestal está compuesta entre 25-30% de las especies de vertebrados que utiliza las oquedades y la mayoría dependen completamente de ellas para anidar. Por tanto, si te acercas a una oquedad que veas en algún bosque, es posible que encuentres desde ratones de campo hasta comadrejas o ardillas voladoras, también lagartijas, serpientes y muchas aves, esto dependerá de la región en donde estés.

A pesar de toda la diversidad de organismos que habitan en oquedades, el grupo de las aves es el que más depende de ellas para reproducirse o para descansar, 26% de las especies de aves terrestres en todo el mundo utiliza las oquedades en los árboles para cumplir con su etapa reproductiva o simplemente para descansar o pasar la noche. Para poder estudiarlas se han clasificado en dos grupos: “excavadores primarios” especies que anidan en oquedades que ellas mismas excavaron y “usuarios secundarios de cavidades” especies que anidan en cavidades pre-existentes, las cuales fueron formadas de manera natural o perforadas por los excavadores primarios. Las especies de cavadores primarios generalmente buscan árboles viejos o muertos en pie para poder realizar una oquedad, debido a que la madera es más blanda y fácil de horadar, también a que árboles en esta condición tienden a ser más gruesos de su tronco o ramas, y eso les permite realizar una oquedad grande que cumpla con ciertos requerimientos como la temperatura, la humedad y

la profundidad de la oquedad, lo que resulta en un mejor espacio para los pollos, así como elegir la altura a la que realizarán la oquedad, la cual influye en la poca probabilidad de que el nido sea depredado, como se ha mostrado en diversos estudios. Uno podría pensar que aves grandes utilizarán oquedades grandes y en parte es verdad, sin embargo, la entrada de la oquedad no siempre está relacionada a su volumen.

Resulta que los pájaros carpinteros, quienes son los primeros productores de oquedades, realizan entradas del hueco pequeñas en donde apenas si pueden entrar, y se ha observado que esto lo hacen para evitar que los depredadores entren a la oquedad. Por otro lado, los usuarios secundarios de cavidades dependen completamente de estas oquedades, debido a que ellos no pueden realizarlas ya que no tienen la estructura anatómica que les permita perforar un árbol, sin embargo de todas las oquedades existentes en un bosque, no todas serán adecuadas para los usuarios secundarios de cavidades, pues ellos también evalúan ciertas características de la oquedad como altura, profundidad de la oquedad, tamaño de la entrada a la oquedad e incluso la orientación con respecto al sol de donde se encuentra la oquedad. Y los requerimientos para una especie no son los mismos para otra especie, estas condiciones limitan el recurso “oquedad” y limitarán la reproducción de algunas especies si no son capaces de encontrar una oquedad adecuada para anidar. Por si fuera poco, en bosques tropicales se ha reportado un alto porcentaje de nidos depredados por serpientes que trepan árboles y se alimentan de los huevos o los pollos. A pesar de todas las precauciones que toman los individuos para poder sobrevivir y reproducirse, las oquedades pueden convertirse en un recurso clave para la densidad poblacional de los grupos que dependen de ellas.

### **Aves vivas que utilizan a los viejos o muertos**

Aunque en todo el mundo muchas especies de aves dependen de las oquedades en los árboles, no todas se ven obligadas a usarlas, ya que podrían utilizar nidos abiertos. Sin embargo, un porcentaje considerable depende de las oquedades, principalmente para anidar, podría decirse que están “obligados” a encontrar una oquedad. En Europa al menos el 5% de su avifauna necesita de una oquedad para anidar, en Norte América el 4%, en África del sur el 6%, en Australia el 11% y en México el 17% de la avifauna terrestre residente. La mayoría de los grupos de aves que están obligados a encontrar una oquedad son del orden de los Paseriformes (aves canoras), Piciformes (tucanes y pájaros carpinteros), Apodiformes (vencejos), Trogoniformes (trogones y quetzales), Coraciformes (carracas), Strigiformes (búhos), Psittaciformes (loros y guacamayas), Falconiformes (halcones) y Anseriformes (aves acuáticas).

En México 112 especies (17%) son aves que están obligados a encontrar una oquedad, de éstas 112 especies, 19 especies (17%) son “excavadores primarios” y 93 especies (83%) pueden considerarse como usuarios secundarios de cavidades. De estos, 29 especies que anidan en cavidades están amenazadas o en peligro. Los grupos con mayor número de aves que anidan en cavidades son Strigiformes (24 especies), Psittaciformes (20 especies), Piciformes (19 especies). El mayor número de especies de aves que anidan en oquedades se encuentran entre los bosques tropicales y los bosques de niebla. Algunas de las aves más carismáticas de nuestro país son aves que anidan en cavidades y habitan en estos bosques, como la guacamaya roja, el quetzal, el trogón orejón, el búho manchado, la cotorra serrana occidental, el tucán pico iris y el carpintero de garganta estriada.

Desafortunadamente la guacamaya roja y el quetzal se encuentran en amenaza de

desaparecer y la única posibilidad de conservarlos es convertir su hábitat en Reserva o Parque Nacional.

Los bosques templados tienen menor diversidad de aves que anidan en cavidades (14%) pero no por ello son menos importantes. Un ejemplo es el Parque Nacional la Malinche, La Malinche o Matlalcuayatl es considerada la montaña aislada más valiosa de nuestro país, cuenta con un área de bosque de coníferas importante de la Faja Volcánica Transmexicana, esta montaña se localiza entre los estados de Tlaxcala y Puebla. En ella habitan al menos 19 especies de aves que dependen de las oquedades en los árboles, como pájaros carpinteros, trepadores, saltaparedes, azulejos, búhos, halcones y golondrinas. Entre el grupo de los pájaros carpinteros se encuentra una especie endémica, el Carpintero de Strickland, el cual habita en una franja estrecha del centro de México y es difícil de observar. Sin embargo, como en la mayoría de los bosques de todo el mundo, la Malinche también se encuentra con una alta presión de deforestación causada por la tala inmoderada, incendios no controlados, cambio del uso del suelo a campos agrícolas o asentamientos humanos. A ello le sumamos que es una montaña rodeada por pueblos nativos que dependen de los recursos del bosque para sobrevivir. Lo que resulta en más competidores por los árboles viejos, muertos y/o ramas muertas, ya que los pobladores de las comunidades aledañas los utilizan principalmente como leña para producir combustible que les calentará, ayudará a cocinar o para calentar agua y tomar una ducha.

### **¿Se puede sustituir a los viejos o muertos?**

La pérdida de los bosques nos dirige a la pérdida de biodiversidad y extinción de especies como el carpintero imperial (*Campephilus imperialis*), el pájaro carpintero más grande del mundo y endémico de nuestro país (es decir, que solo se encontraba en nuestro país). Los

investigadores afirman que su extinción se debió a que no hubo sitios u oquedades donde pudiese reproducirse, a falta de árboles de gran tamaño. Entonces podemos imaginar que el panorama es mucho peor para usuarios secundarios de cavidades, ya que la posibilidad de encontrar una oquedad es mucho menor en bosques donde a menudo se eliminan árboles viejos y muertos. Y para muchas especies de aves aún desconocemos sus historias de vida, como son los sitios de anidación y los requerimientos o las características que deben cumplir las zonas de reproducción o descanso durante la migración.

Ante este problema, los investigadores han probado si colocar cajas nido, generalmente elaboradas de madera y con las dimensiones de las oquedades naturales, en los bosques que se encuentran en reforestación o bajo manejo forestal puede abastecer de sitios de anidación o descanso a las especies que habitan esos bosques. Los resultados han sido favorables, ya que se ha encontrado que las poblaciones de aves han aumentado en aquellos bosques donde se han colocado cajas nido, principalmente de las especies usuarias secundarias de cavidades

El Parque Nacional La Malinche es la primera montaña en México en donde se ha implementado la instalación de cajas nido. Para ver su efecto primero se realizó una comparación entre una zona muy pequeña de bosque maduro y una de las zonas de bosque joven, con un alto grado de perturbación. En esta primera etapa se encontró un mayor número de oquedades y de aves usuarias secundarias de cavidades en el bosque maduro en comparación con el bosque joven. Al siguiente año se instalaron cajas nido en algunos puntos del bosque maduro y bosque joven y al compararlos se encontró que hubo un aumento de las aves usuarias secundarias de cavidades en el bosque joven y el uso de cajas nido fue mucho mayor con respecto al bosque maduro. A diferencia de otros estudios en donde las aves tardan varios años en aprender que las cajas nido son sitios de reproducción

o descanso, en el Parque Nacional La Malinche, a escasos dos meses de haberse colocado las cajas nido, éstas fueron utilizadas por las aves. Lo que indica que La Malinche es un bosque con una alta deficiencia de sitios para descansar o reproducirse a falta de árboles viejos o muertos y que las cajas nido son una alternativa para favorecer al menos algunas especies que ahí habitan.

Es muy probable que otros bosques de nuestro país se encuentren en la misma condición, entonces las cajas nido podrían ayudarnos a abastecer de sitios de reproducción o descanso en bosques donde ya no se encuentran, pero solo mientras esperamos a que los árboles crezcan. Para ello, necesitamos la ayuda de las dependencias de manejo forestal, que regulen el uso y cuidado de los árboles viejos y muertos, controlen incendios e informen a la población en general de la importancia de estos árboles.

Ahora cuando camines por un bosque y te encuentres con árboles viejos o muertos, sabrás que tienen mucha vida y que, de preferencia, de esos árboles no hagamos leña.



## **Agradecimientos**

A la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), máxima casa de estudios, por abrirme sus puertas y darme la oportunidad de seguir mi formación académica en esta institución de excelencia a nivel mundial.

Al Dr. Constantino Macías Garcia por reforzar mi formación científica mediante el pensamiento teórico, crítico y práctico. Y por aceptarme en este proyecto que tal vez ni él se imagino la gran aventura que resulto ser.

A los miembros de mi comité tutorial, Dra. Margarita Martínez Gómez y Dr. Carlos Cordero Macedo por sus asesorías y apoyo incondicional.

A los miembros del jurado, Dra. Katherine Renton, Dra. María del Coro Arizmendi Arriaga, Dra. Marcela Osorio Beristain y Dr. Jorge Ernesto Schonbude Fridewold por sus comentarios y enriquecimiento al manuscrito de tesis.

Al PAEP por darme la oportunidad de reforzar los conocimientos adquiridos en el posgrado y aprender nuevas técnicas que mejoraron mi proyecto y apreciación de la vida.

A la Estación Científica La Malinche por cobijarnos durante la temporada de campo.

A la Coordinación General de Ecología del Estado de Tlaxcala por facilitar los permisos para trabajar en el Área Natural Protegida, Parque Nacional Malinche.

A la CONAFOR por su apoyo en la divulgación y educación ambiental sobre la importancia de los recursos del Parque Nacional Malinche.

A un gran número de estudiantes provenientes de diversas licenciaturas de Biología, Facultad de Ciencias, UNAM, BUAP, UATx; Ciencias Ambientales, UATx; alumnos del Posgrado en Ciencias Biológicas y Ciencias Biomédicas, UNAM; alumnos del Posgrado en Ciencias Biológicas, UATx; por su apoyo en el trabajo en campo, hacer mucho más amenas las salidas y enfrentar juntos nuevos retos de los cuales salimos bien librados. Chicos, ustedes fueron parte fundamental del proyecto, les agradezco mucho.

A todas las comunidades aledañas al Parque Nacional Malinche que sin querer, formaron parte del proyecto y se involucraron en las actividades en pro del conocimiento de la biodiversidad y conservación.

A mis compañeros del Laboratorio de Conducta del Instituto de Ecología, UNAM, por su apoyo y albergue durante esta larga travesía.

A mis compañeros del Centro Tlaxcala de Biología de la Conducta, ustedes son un gran impulsor y grandes amigos.

A mi familia por su apoyo incondicional, LOS AMO.

DEDICADO A MI PAPÁ, ING. PAULINO EDUARDO CUATIANQUIZ

¡He aquí el resultado!!