

Forest rehabilitation and its role in bird conservation in El Porvenir, Hidalgo, Mexico

La rehabilitación forestal y su papel en la conservación avifaunística en El Porvenir, Hidalgo, México

Francisco Montoya-Reyes¹; Francisca O. Plascencia-Escalante¹;
Saúl Ugalde-Lezama²; Luis A. Tarango-Arámbula³; María T. García-Osorio¹;
Leonardo A. Beltrán-Rodríguez¹

¹Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, Postgrado en Ciencias Forestales. km 36.5 carretera México-Texcoco. C. P. 56230. Montecillo, Texcoco, Estado de México, México.

²Universidad Autónoma Chapingo, Departamento de Suelos. km 38.5 carretera México-Texcoco. C. P. 56230. Chapingo, Texcoco, Edo. de México, México.

³Colegio de Postgraduados, Campus San Luis Potosí, Postgrado en Innovación en Manejo de Recursos Naturales. Iturbide núm. 73, col. Centro. C. P. 78620. Salinas de Hidalgo, San Luis Potosí, México.

*Corresponding author: fplascen@colpos.mx, tel.: (+52) 771 102 3849.

Abstract

Introduction: Conserving terrestrial ecosystems in good condition is a global challenge. In Mexico, forest rehabilitation is a widely used practice to achieve this task.

Objective: To analyze the effect of forest rehabilitation on avifauna parameters (richness, abundance and diversity) and its relationship with vegetation structure.

Materials and methods: The study was conducted in El Porvenir, Hidalgo, Mexico, in areas under forest rehabilitation with *Pinus greggii* Engelm. ex Parl. aged 5(R5), 12(R12) and 14(R14) years, and in a *Pinus cembroides* Zucc. forest as a reference site (RS). Sampling was done using a systematic grid design. Avifauna presence was monitored under two schemes: fixed-radius point counts and capture by constant-effort mist-netting. The tree structure was characterized by the point-centered quarter method. Differences between conditions were tested with a permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA).

Results and discussion: The RS had the highest bird richness (34) and showed significant differences ($P = 0.0003$) with rehabilitation conditions. The distribution of abundance in R5 and R14 was fitted to a geometric model, R12 to a logarithmic model and RS to a log-normal one, exhibiting significant differences among them ($P = 0.033$). Bird diversity presented differences between conditions ($P = 0.005$); the maximum similarity was between R14 and RS. The older the forest rehabilitation age, the more the vegetation structure and bird parameters increased.

Conclusion: The areas under forest rehabilitation function as reservoirs for the maintenance and conservation of avifauna in disturbed environments.

Resumen

Introducción: Conservar los ecosistemas terrestres en buen estado es un desafío a nivel global. En México, la rehabilitación forestal es una práctica utilizada ampliamente para el logro de tal encomienda.

Objetivo: Analizar el efecto de la rehabilitación forestal sobre los parámetros de la avifauna (riqueza, abundancia y diversidad) y su relación con la estructura vegetal.

Materiales y métodos: El estudio se realizó en El Porvenir, Hidalgo, México, en áreas bajo rehabilitación forestal con *Pinus greggii* Engelm. ex Parl. con edades de 5(R5), 12(R12) y 14(R14) años, y en un bosque de *Pinus cembroides* Zucc. como sitio de referencia (SR). El muestreo se hizo mediante un diseño sistemático en cuadrícula. La presencia avifaunística se monitoreó bajo dos esquemas: recuento en punto con radio fijo y captura mediante redes de niebla con esfuerzo constante. La estructura arbórea se caracterizó mediante cuadrantes con punto centrado. Las diferencias entre condiciones se probaron con un análisis multivariado de permutación de varianza (PERMANOVA).

Resultados y discusión: El SR presentó la mayor riqueza de aves (34) y mostró diferencias significativas ($P = 0.0003$) con las condiciones de rehabilitación. La distribución de la abundancia en R5 y R14 se ajustó a un modelo geométrico, R12 al logarítmico y SR a normal-logarítmico, presentando diferencias significativas entre sí ($P = 0.033$). La diversidad avifaunística presentó diferencias entre condiciones ($P = 0.005$); la máxima semejanza fue entre R14 y SR. A mayor edad de rehabilitación forestal, la estructura vegetal y los parámetros avifaunísticos incrementaron.

Conclusión: Las áreas bajo rehabilitación forestal funcionan como reservorios para el mantenimiento y conservación de la avifauna en ambientes perturbados.

Keywords: avifauna; biodiversity; vegetation structure; disturbed environments; PERMANOVA.

Palabras clave: avifauna; biodiversidad; estructura de la vegetación; ambientes perturbados; PERMANOVA.

Introduction

One of the main causes of the loss of plant and animal species' biodiversity is habitat destruction (Otavo & Echeverría, 2017). In particular, the recovery of bird diversity in disturbed spaces requires knowing more about the biology and ecology of the species; that is, their abundance, distribution and relationship with the ecosystem. This is why international efforts to conserve forest areas have increasingly focused on the restoration and recovery of ecosystems and, consequently, biodiversity (Holl & Aide, 2011).

A vast number of works have focused efforts on the restoration of the plant component, in many cases aimed only at determining tree structure and composition (Guevara-Hernández et al., 2011; Holl, Loik, Lin, & Samuels, 2000), partly because since the mid-1970s there has been a widespread belief that wildlife would reoccupy disturbed spaces after effective revegetation (Majer, 2009). Consequently, even though birds are one of the most ecologically studied faunal groups (MacGregor-Fors, Blanco-García, & Lindig-Cisneros, 2010), few studies have evaluated the subsequent effect of rehabilitation on the presence or recovery of birds. This situation has led to confusion in understanding the processes and interactions that this group has with other components of rehabilitated ecosystems (Calamari, Vilella, Sica, & Mercuri, 2018; Whytock et al., 2017).

Some studies carried out in Latin America have highlighted the importance of understanding the structural complexity of vegetation in increasing bird richness and abundance, which is reflected by the number of strata and food availability (Almazán-Núñez, Puebla-Olivares, & Almazán-Juárez, 2009; Brazeiro, Cravino, Fernández, & Haretche, 2018; Martínez-Sánchez, Cardona-Romero, Rivera-Páez, Pérez-Cárdenas, & Castaño-Villa, 2018). In this regard, in Costa Rica, Maglianesi (2010) evaluated reforestations of *Pinus oocarpa* Schiede ex Schltdl. and *Cupressus lusitanica* Mill. as bird habitat, comparing it with a secondary native forest of *Roupala glaberrima* Pittier, *Clethra lanata* M. Martens & Galeotti, and *Quercus seemannii* Liebm. as dominant species, and found no significant differences between species diversity and equity. In Cuba, Arteaga (2018) evaluated changes in bird communities between a natural forest with *Pinus caribaea* Morelet var. *caribaea* and a 35-year-old plantation of the same species; the results indicated that there are no significant differences in richness and abundance, which highlights the importance of plantations in the conservation of bird diversity. On the contrary, in Uruguay, Brazeiro et al. (2018) evaluated bird richness and diversity between disturbed grasslands and grasslands reforested with *Eucalyptus* spp. and found that, in reforested areas,

Introducción

Una de las principales causas de la pérdida de la biodiversidad de especies vegetales y animales es la destrucción de hábitats (Otavo & Echeverría, 2017). En particular, la recuperación de la diversidad avifaunística en espacios perturbados implica conocer más sobre la biología y ecología de las especies; es decir, su abundancia, distribución y relación con el ecosistema. Es por ello que los esfuerzos internacionales de conservación de las superficies forestales se han centrado cada vez más en la restauración y recuperación de ecosistemas y, por consiguiente, de la biodiversidad (Holl & Aide, 2011).

Un vasto número de trabajos ha focalizado los esfuerzos en la restauración del componente vegetal, en muchos casos dirigido solo a determinar la estructura y composición arbórea (Guevara-Hernández et al., 2011; Holl, Loik, Lin, & Samuels, 2000), en parte, debido a que desde mediados de la década de 1970 existía la creencia generalizada de que la fauna volvería a ocupar espacios perturbados después de una revegetación efectiva (Majer, 2009). En consecuencia, aun cuando las aves son uno de los grupos faunísticos ecológicamente mejor estudiados (MacGregor-Fors, Blanco-García, & Lindig-Cisneros, 2010), pocas son las investigaciones que han evaluado el efecto posterior de la rehabilitación sobre la presencia o recuperación de aves. Esta situación ha provocado confusión para comprender los procesos e interacciones que este grupo tiene con otros componentes de los ecosistemas rehabilitados (Calamari, Vilella, Sica, & Mercuri, 2018; Whytock et al., 2017).

Algunos estudios desarrollados en Latinoamérica han destacado la importancia de comprender la complejidad estructural de la vegetación en el aumento de la riqueza y abundancia de aves, lo cual se ve reflejado por el número de estratos y la disponibilidad de alimento (Almazán-Núñez, Puebla-Olivares, & Almazán-Juárez, 2009; Brazeiro, Cravino, Fernández, & Haretche, 2018; Martínez-Sánchez, Cardona-Romero, Rivera-Páez, Pérez-Cárdenas, & Castaño-Villa, 2018). Al respecto, en Costa Rica, Maglianesi (2010) evaluó reforestaciones de *Pinus oocarpa* Schiede ex Schltdl. y *Cupressus lusitanica* Mill. como hábitat para avifauna, comparándolo con un bosque nativo secundario de *Roupala glaberrima* Pittier, *Clethra lanata* M. Martens & Galeotti, y *Quercus seemannii* Liebm. como especies dominantes, y no encontró diferencias significativas entre la diversidad y equidad de especies. En Cuba, Arteaga (2018) evaluó cambios en las comunidades de aves entre un bosque natural con *Pinus caribaea* Morelet var. *caribaea* y una plantación de 35 años de la misma especie; los resultados indicaron que no existen diferencias significativas en la riqueza y abundancia, lo cual resalta la importancia de las

richness and diversity were reduced by up to 68 and 90 %, respectively; these changes mainly affected birds specialized in open environments, while some generalist birds and specialists in closed environments benefited.

In El Porvenir, Hidalgo, Mexico, forest remnants are dominated by *Pinus cembroides* Zucc.; a large plant cover area was lost due to anthropogenic pressures (overgrazing, agriculture and firewood use) that caused a high state of degradation, putting local biodiversity at risk (Ventura-Ríos, Plascencia-Escalante, Hernández de la Rosa, Ángeles-Pérez, & Aldrete, 2017). In 1998, the first forest rehabilitation actions were carried out exclusively with reforestations, establishing *Pinus greggii* Engelm. ex Parl. as the main species (Ventura-Ríos et al., 2017). In these actions, birds play an essential role in ecosystem dynamics because they act as seed dispersers, control pests and diseases, and are considered indicators of environmental quality (González-Valdivia et al., 2011). Despite the importance for ecosystem functioning, there are no ornithological studies in the area that estimate richness, abundance and diversity. On the other hand, estimation-comparison studies between natural stands against areas under forest rehabilitation, at different ages, are scarce in Mexico (Ortega-Álvarez, Lindig-Cisneros, MacGregor-Fors, Renton, & Schondube, 2013), and in the study area there are none. The relationship between avifauna and the rehabilitated environment is vital to evaluate the effectiveness of this strategy for biodiversity conservation purposes (Hobbs & Harris, 2001).

The objective of this work was to analyze the effect of forest rehabilitation on bird richness, abundance and diversity in areas with different-aged reforestation, and to establish the relationship of this practice with vegetation structure. Forest rehabilitation actions are expected to influence structural parameters, so that there would be a gradual recovery of these with respect to rehabilitation age, obtaining higher values at the reference site. Because vegetation structure complexity is closely associated with increased bird richness, abundance, and diversity, it would also be expected that these avifauna parameters increase sequentially with greater structural development of the vegetation.

Materials and methods

The study area is located in El Porvenir, Santiago de Anaya, Hidalgo, Mexico, between geographic coordinates 20° 28' 16" - 20° 26' 14" N and 98° 58' 24" - 98° 56' 17" W, with an elevational range of 1 800 to 2 580 m (Figure 1).

In 1998, the El Porvenir microbasin ecological restoration project began. The initial objective was

plantaciones en la conservación de la diversidad avifaunística. Por el contrario, en Uruguay, Brazeiro et al. (2018) evaluaron la riqueza y diversidad avifaunística entre pastizales perturbados y pastizales reforestados con *Eucalyptus* spp. y encontraron que, en los reforestados, la riqueza y diversidad se redujeron hasta en 68 y 90 %, respectivamente; estos cambios afectaron principalmente a aves especialistas de ambientes abiertos, mientras que algunas aves generalistas y especialistas de ambientes cerrados se beneficiaron.

En El Porvenir, Hidalgo, México, los remanentes de bosques están dominados por *Pinus cembroides* Zucc.; una gran superficie de cubierta vegetal se perdió debido a presiones antrópicas (sobrepastoreo, agricultura y aprovechamiento de leña) que causaron un estado elevado de degradación, poniendo en riesgo la biodiversidad local (Ventura-Ríos, Plascencia-Escalante, Hernández de la Rosa, Ángeles-Pérez, & Aldrete, 2017). En 1998 se realizaron las primeras acciones de rehabilitación forestal exclusivamente con reforestaciones, estableciendo como especie principal a *Pinus greggii* Engelm. ex Parl. (Ventura-Ríos et al., 2017). En estas acciones, las aves desempeñan una función esencial en la dinámica del ecosistema, debido a que actúan como dispersores de semillas, controlan plagas y enfermedades, y son consideradas indicadoras de calidad ambiental (González-Valdivia et al., 2011). A pesar de la importancia para el funcionamiento ecosistémico, en el área no hay estudios ornitológicos sobre estimaciones de la riqueza, abundancia y diversidad. Por otro lado, los estudios de estimación-comparación entre rodales naturales contra áreas bajo rehabilitación forestal, a diferentes edades, son escasos en México (Ortega-Álvarez, Lindig-Cisneros, MacGregor-Fors, Renton, & Schondube, 2013), y en la zona de estudio son nulos. La relación entre la avifauna y el medio rehabilitado es vital para evaluar la eficacia de esta estrategia con fines de conservación de la biodiversidad (Hobbs & Harris, 2001).

El objetivo de este trabajo fue analizar el efecto de la rehabilitación forestal sobre la riqueza, abundancia y diversidad avifaunística en áreas con distintas edades de reforestación, y establecer la relación de esta práctica con la estructura vegetal. Se espera que las acciones de rehabilitación forestal influyan en los parámetros estructurales, de manera que habría una recuperación gradual de estos con respecto a la edad de rehabilitación, obteniendo valores superiores en el sitio de referencia. Debido a que la complejidad estructural vegetal está estrechamente asociada con el incremento en la riqueza, abundancia, y diversidad avifaunística, se esperaría también que estos parámetros de la avifauna incrementen secuencialmente a mayor desarrollo estructural de la vegetación.

to generate a model for improving, protecting and conserving the environment through the Sustainable Regional Development Program (PRODESA) of the Mezquital Valley, under reforestation activities and soil and water conservation works (Ventura-Ríos et al., 2017). El Porvenir is a community widely recognized in Mexico for reforestation work, since in 2005 it won the National Forest Merit Award in the Conservation and Restoration Category. The reforestation was done with exotic, introduced and native species (*Casuarina* sp., *Cupressus* sp., *Eucalyptus* sp., *P. cembroides*, *Pinus patula* Schiede ex Schltdl. & Cham., *Pinus pseudostrobus* Lindl. and *P. greggii*), of which *P. greggii* is the species with the highest growth rate and best adaptation to site conditions. The reforested area covers approximately 300 ha (Ventura-Ríos et al., 2017).

Through field trips, four study conditions were chosen for carrying out this research; three forest rehabilitation areas with *P. greggii* (R5 = 5 years, R12 = 12 years and R14 = 14 years), of which the reforestation age was known due to the work carried out by Ventura-Ríos et al. (2017), and a reference site (RS) that has a natural forest of *P. cembroides* and *Juniperus flaccida* Schltdl. This site was selected for being a remnant of the original ecosystem and being located less than 2 km from the chosen areas with forest rehabilitation, in addition to presenting allometric characteristics

Materiales y métodos

El área de estudio se localiza en El Porvenir, Santiago de Anaya, Hidalgo, México, entre las coordenadas geográficas 20° 28' 16" - 20° 26' 14" LN y 98° 58' 24" - 98° 56' 17" LO, y las cotas altitudinales de 1 800 a 2 580 m (Figura 1).

En 1998 se inició el proyecto de restauración ecológica de la microcuenca El Porvenir. El objetivo inicial consistía en generar un modelo de mejoramiento, protección y conservación del ambiente a través del Programa de Desarrollo Regional Sustentable (PRODESA) del Valle del Mezquital, bajo actividades de reforestación y obras de conservación de suelo y agua (Ventura-Ríos et al., 2017). El Porvenir es una comunidad reconocida ampliamente en México por los trabajos de reforestación, ya que en 2005 obtuvo el Premio al Mérito Nacional Forestal en la Categoría de Conservación y Restauración. La reforestación se hizo con especies exóticas, introducidas y nativas (*Casuarina* sp., *Cupressus* sp., *Eucalyptus* sp., *P. cembroides*, *Pinus patula* Schiede ex Schltdl. & Cham., *Pinus pseudostrobus* Lindl. y *P. greggii*), de las cuales, *P. greggii* es la especie con mayor tasa de crecimiento y mejor adaptación a las condiciones del sitio. La superficie reforestada en el área es de aproximadamente 300 ha (Ventura-Ríos et al., 2017).

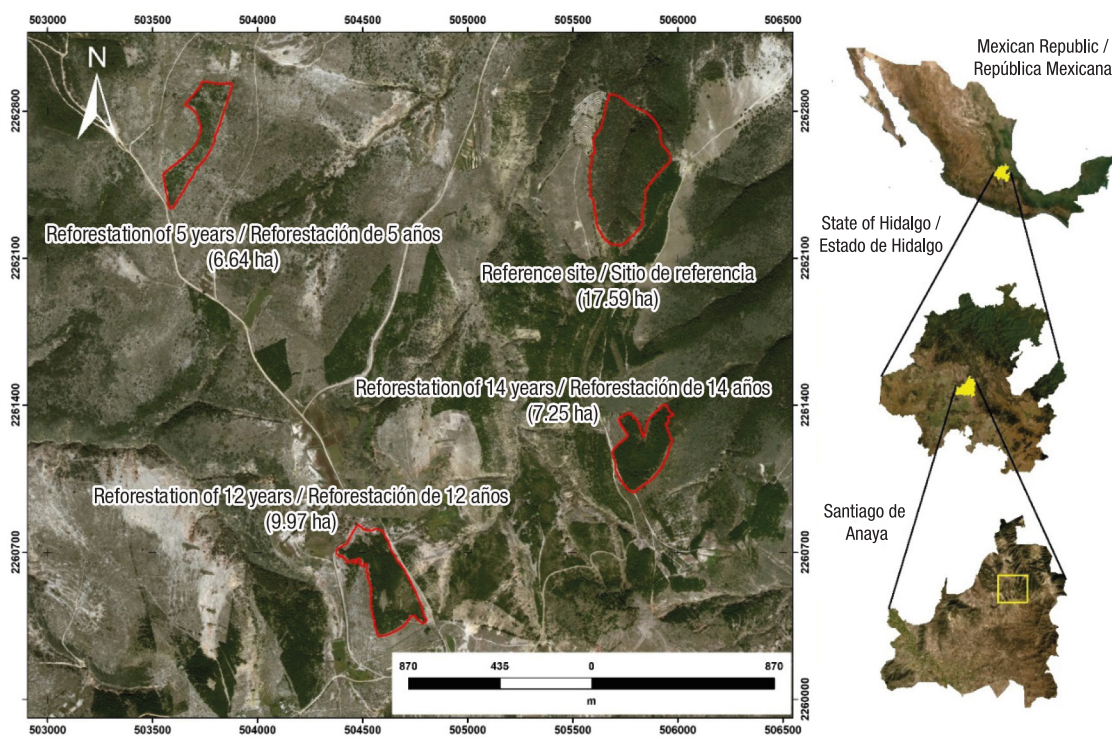


Figure 1. Location of the reference site and areas under forest rehabilitation in El Porvenir, Hidalgo, Mexico.
Figura 1. Localización del sitio de referencia y las áreas bajo rehabilitación forestal en El Porvenir, Hidalgo, México.

typical of a mature forest. However, the site also shows clear visual signs of anthropogenic disturbance (illegal logging, firewood extraction, hunting and grazing), even though according to the inhabitants it has not received forest management (Ventura-Ríos, 2017).

Through systematic grid sampling, five monitoring sites were established for conditions R12, R14 and SR, and only four for R5, because the area did not allow the establishment of an additional site with a minimum equidistance of 150 m between them, as recommended by Ralph et al. (1996) for monitoring birds in areas with small dimensions. Data were collected monthly during the cold-dry season (between January and June 2015), under two schemes: 1) point counts with a fixed radius of 25 m and 2) capture by constant-effort mist-netting (Gallina, 2011; Ralph et al., 1996). Birds were recorded by counting at monitoring sites with a 25 m fixed radius. To do this, the observers placed themselves in the center of each site and waited one minute before collecting data to allow the birds to get used to their presence; all species were then visually identified for 10 min (DeSante, 1986). Mist nets were also placed at each of the monitoring sites; 19 nets in total (15 12 m x 2.6 m nets and four 6 m x 2.6 m nets with 36 mm mesh width) interspersed between the monitoring sites for a similar sampling effort. The nets were kept open from 6:00 a.m. to 2:00 p.m. and were checked every 60 minutes, since the period of greatest bird activity is in the early hours of the day (Ralph et al., 1996). These techniques were used in combination as they are complementary and allow better detection of some bird species that are still, inconspicuous and silent, which makes them very difficult to record through direct observation (Bojorges, López-Mata, Tarango-Arámbula, Herrera-Haro, & Mendoza-Martínez, 2006). Visual records were made using 10 x 50 binoculars (Bushnell brand), and birds were identified using standard field guides (Howell & Webb, 2012; National Geographic Society, 2011).

Tree species were also identified at each of the bird monitoring sites, for each rehabilitation condition, and tree-size variables such as height and diameter at breast height (DBH at 1.30 m from the ground surface) were measured. Data were obtained using the point-centered quarter method (Gallina, 2011). The distance from the central point of each quadrant to the nearest tree was recorded, without taking into account a minimum diameter. For shrub and herbaceous vegetation, only the abundance at each monitoring site was quantified, using nested tables of 4 x 4 m for shrubs and 1 x 1 m for herbaceous species (Begon, Townsend, & Harper, 2006). Plant specimens were collected for later identification at species level, in the "CHAPA" Herbarium of the *Colegio de Postgraduados Campus Montecillo*.

Mediante recorridos de campo se eligieron cuatro condiciones de estudio para el desarrollo de la investigación; tres áreas de rehabilitación forestal con *P. greggii* (R5 = 5 años, R12 = 12 años y R14 = 14 años), de las cuales se conocía la edad de reforestación debido a los trabajos realizados por Ventura-Ríos et al. (2017), y un sitio de referencia (SR) que presenta un bosque natural de *P. cembroides* y *Juniperus flaccida* Schltld. Este sitio se seleccionó por ser un remanente del ecosistema original y estar ubicado a menos de 2 km a la redonda de las áreas elegidas con rehabilitación forestal, además de presentar características alométricas propias de un bosque maduro. No obstante, el sitio muestra también claros indicios visuales de perturbación antrópica (tala ilegal, extracción de leña, cacería y pastoreo), aun cuando de acuerdo con los pobladores no ha recibido manejo forestal (Ventura-Ríos, 2017).

Mediante un muestreo sistemático en cuadrícula, se establecieron cinco sitios de monitoreo para las condiciones R12, R14 y SR, y solo cuatro para R5, debido a que la superficie no permitió el establecimiento de un sitio adicional con equidistancia mínima de 150 m entre ellos, tal como lo recomienda Ralph et al. (1996) para el monitoreo de aves en áreas con dimensiones reducidas. Los datos se obtuvieron mensualmente durante la temporada fría-seca (entre enero y junio de 2015), bajo dos esquemas: 1) recuento en punto con radio fijo de 25 m y 2) captura mediante redes de niebla con esfuerzo constante (Gallina, 2011; Ralph et al., 1996). El registro de aves se realizó mediante conteo en sitios de monitoreo con radio fijo de 25 m. Para ello, el observador se colocó en el centro de cada sitio y esperó un minuto antes de la toma de datos, para permitir que las aves se acostumbraran a su presencia; posteriormente se identificaron todas las especies de manera visual durante 10 min (DeSante, 1986). También se colocaron redes de niebla en cada uno de los sitios de monitoreo; 19 redes en total (15 redes de 12 m x 2.6 m y cuatro de 6 m x 2.6 m con luz de malla 36 mm) intercaladas entre los sitios de monitoreo para tener un esfuerzo de muestreo similar. Las redes se mantuvieron abiertas de 6:00 a 14:00 horas y se revisaron cada 60 min, ya que el periodo de mayor actividad de las aves es en las primeras horas del día (Ralph et al., 1996). Estas técnicas se utilizaron en forma combinada por ser complementarias y permitir una mejor detección de algunas especies de aves que son de comportamiento quieto, inconspicuo y silencioso, lo que las hace muy difíciles de registrar mediante observación directa (Bojorges, López-Mata, Tarango-Arámbula, Herrera-Haro, & Mendoza-Martínez, 2006). Los registros visuales se hicieron utilizando binoculares de 10 x 50 (marca Bushnell), y las aves se identificaron con el uso de guías estándar de campo (Howell & Webb, 2012; National Geographic Society, 2011).

To measure the structure of the vegetation, tree density (Dh) was calculated using the formula $Dh = 10000/(\bar{D})^2$, where \bar{D} = average distance. The basal area per hectare was estimated using the formula $BA_{ha} = \pi (D^2/4) * Dh$, where: D = average diameter (Zarco-Espinosa, Valdez-Hernández, Ángeles-Pérez, & Castillo-Acosta, 2010). The canopy opening was calculated by taking digital hemispherical photographs (Aguirre-Salado, Valdez-Lazalde, Ángeles-Pérez, de los Santos-Posadas, & Aguirre-Salado, 2011) with a NIKON COLPIX® camera and a NIKON® FC-E8 Fisheye Converter lens.

In order to graphically describe the vegetation's vertical structure, the formation of vertical strata of the herbaceous, shrub and tree components by condition was examined by means of the inflections of a curve generated between the number of individuals against their height (López-Toledo, Valdez-Hernández, Pérez-Ferreira, & Cetina-Alcalá, 2012). Subsequently, the richness, abundance and diversity of birds in each condition were related to the formation of the strata.

Estimated richness (Sest) was calculated using smooth curves of species accumulation with the non-parametric Jackknife1 estimator (Magurran & McGill, 2011; Moreno-Ortega, 2001). The analysis was performed with the EstimateS v. 9.1 software application (Colwell, 2013).

Relative abundance was analyzed using the observed frequencies of individuals by species recorded in each condition, using the relative abundance index (Riquelme, Hinojosa, Figueroa, & González-Acuña, 2018):

$$Ai = n/N \times 100$$

where,

Ai = relative abundance of species i
 n = number of individuals of species i
 N = total number of individuals.

With the values obtained, the species were classified by their frequency of observation into two categories: non-abundant (<21 individuals) and abundant (>21 individuals), based on the Curtis (1993) proposal, which measures the degree to which birds use a particular habitat. Models were also constructed to determine the distribution of abundances in each condition, based on the frequencies of individuals by species. Those with the best curve trend were chosen: geometric, logarithmic and log-normal models (Magurran & McGill, 2011; Moreno-Ortega, 2001; Rocha-Ramírez, Chávez-López, Ramírez-Rojas, & Cházaro-Olvera, 2011). These analyses were carried out with the Species Diversity and Richness v. 4.1.2 software (Seaby & Henderson, 2006).

Bird diversity in each condition was calculated with the Shannon-Wiener index (Magurran & McGill, 2011) in the

Las especies arbóreas también se identificaron en cada uno de los sitios de monitoreo de aves, para cada condición de rehabilitación, y se midieron variables dasométricas como altura y diámetro normal (DN a 1.30 m de la superficie del suelo). Los datos se obtuvieron mediante el método de cuadrantes centrados en puntos (Gallina, 2011). Del punto central de cada cuadrante se registró la distancia al árbol más cercano, sin tomar en cuenta un diámetro mínimo. Para la vegetación arbustiva y herbácea únicamente se cuantificó la abundancia en cada sitio de monitoreo, mediante cuadros anidados de 4 x 4 m en el caso de arbustos y de 1 x 1 m para las hierbas (Begon, Townsend, & Harper, 2006). Se recolectaron ejemplares vegetales para su identificación posterior a nivel de especie, en el Herbario "CHAPA" del Colegio de Postgraduados Campus Montecillo.

Para medir la estructura de la vegetación se calculó la densidad arbórea (Dh) mediante la fórmula $Dh = 10000/(\bar{D})^2$, donde \bar{D} = distancia promedio. El área basal por hectárea se estimó mediante la fórmula $AB_{ha} = \pi (D^2/4) * Dh$, donde: D = diámetro promedio (Zarco-Espinosa, Valdez-Hernández, Ángeles-Pérez, & Castillo-Acosta, 2010). La apertura del dosel se calculó mediante la toma de fotografías hemisféricas digitales (Aguirre-Salado, Valdez-Lazalde, Ángeles-Pérez, de los Santos-Posadas, & Aguirre-Salado, 2011) con una cámara NIKON COLPIX® y con un lente de ojo de pescado "Fisheye Converter" (FC-E8 marca NIKON®).

Con el objeto de describir gráficamente la estructura vertical de la vegetación, se examinó la formación de estratos verticales de los componentes herbáceo, arbustivo y arbóreo por condición, mediante las inflexiones de una curva generada entre el número de individuos contra su altura (López-Toledo, Valdez-Hernández, Pérez-Ferreira, & Cetina-Alcalá, 2012). Posteriormente, la riqueza, abundancia y diversidad avifaunística en cada condición se relacionaron con la formación de los estratos.

La riqueza estimada (Sest) se calculó mediante curvas suavizadas de acumulación de especies con el estimador no paramétrico Jackknife1 (Magurran & McGill, 2011; Moreno-Ortega, 2001). El análisis se realizó con el programa EstimateS v. 9.1 (Colwell, 2013).

La abundancia relativa se analizó mediante las frecuencias observadas de individuos por especie registrada en cada condición, con el uso del índice de abundancia relativa (Riquelme, Hinojosa, Figueroa, & González-Acuña, 2018):

$$Ai = n/N \times 100$$

donde,

Ai = abundancia relativa de la especie i

Species Diversity and Richness v. 4.1.2 software (Seaby & Henderson, 2006). The similarity between conditions was estimated with the Jaccard index (Moreno-Ortega, 2001) in the PAST v. 3.15 software package (Hammer, Harper, & Ryan, 2001).

The possible significant differences in richness, abundance and diversity parameters between rehabilitation conditions were determined by a permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA), and as a *post hoc* analysis paired tests with Bonferroni's correction were applied ($\alpha = 0.05$). PERMANOVA is a non-parametric test that analyzes the difference between two or more groups based on distance measurements and is widely used in ecological studies, because it allows solving the effects related to unbalanced or asymmetric sample sizes (Anderson & Walsh, 2013). The analysis considered $\alpha = 0.05$ and all tests were performed under 9999 random permutations, taking the Euclidean distance as a measure of dissimilarity. These analyses were developed in the PAST v. 3.15 software (Hammer et al., 2001).

Results

Bird richness, abundance and diversity

The richness recorded, and reported in Table 1, was 39 species of birds belonging to six orders, 21 families and 32 genera. The best represented families were: Emberizidae with five species, and Parulidae and Tyrannidae with four, while the rest of the families had fewer than two species.

The results of the Jackknife1 estimator (considering all conditions) showed an expected richness of 47 species; this means that 83 % of the potential species were recorded with the sampling effort, inferring good representativeness of the total sampled. Figure 2 graphically shows the estimated number of species for each condition: R5 = 28, R12 = 30, R14 = 32 and RS = 45. PERMANOVA showed that species richness had highly significant differences ($F = 18.27$; $P = 0.0003$) between areas under forest rehabilitation and the reference site: R5-RS ($P = 0.01$), R12-RS ($P = 0.007$) and R14-RS ($P = 0.007$), as well as between areas under forest rehabilitation: R12-R14 ($P = 0.035$).

Considering the bird richness recorded by study condition, 11 species are generalist (found in all four conditions), 10 are distributed in three conditions, 10 more are recorded only in two conditions, and eight others are exclusive to one or the other (Table 1).

The relative abundance index indicated that, at site R5, *Setophaga coronata* (Linnaeus, 1766) and *Salpinctes obsoletus* (Say, 1823) were the most abundant species

$n =$ número de individuos de la especie i
 $N =$ número total de individuos.

Con los valores obtenidos, las especies se clasificaron por su frecuencia de observación en dos categorías: poco abundantes (<21 individuos) y abundantes (>21 individuos), con base en la propuesta de Curts (1993), la cual mide el grado en que las aves usan algún hábitat en particular. También se construyeron modelos para conocer la distribución de las abundancias en cada condición, basados en las frecuencias de individuos por especie. Se eligieron aquellos con la mejor tendencia de las curvas: modelos geométrico, logarítmico y normal logarítmico (Magurran & McGill, 2011; Moreno-Ortega, 2001; Rocha-Ramírez, Chávez-López, Ramírez-Rojas, & Cházaro-Olvera, 2011). Estos análisis se realizaron con el programa *Species Diversity and Richness* v. 4.1.2 (Seaby & Henderson, 2006).

La diversidad de aves en cada condición se calculó con el índice de Shannon-Wiener (Magurran & McGill, 2011) en el programa *Species Diversity and Richness* v. 4.1.2 (Seaby & Henderson, 2006). La semejanza entre condiciones se estimó con el índice de Jaccard (Moreno-Ortega, 2001) en el paquete PAST v. 3.15 (Hammer, Harper, & Ryan, 2001).

Las posibles diferencias significativas en los parámetros de riqueza, abundancia y diversidad, entre condiciones de rehabilitación, se determinaron mediante un análisis multivariado de permutación de la varianza (PERMANOVA), y como análisis *post hoc* se aplicaron pruebas pareadas con la corrección de Bonferroni ($\alpha = 0.05$). El PERMANOVA es una prueba no paramétrica que analiza diferencia entre dos o más grupos basados en medidas de distancias y es utilizado ampliamente en estudios ecológicos, debido a que permite resolver los efectos relacionados con tamaños de muestras desbalanceados o asimétricos (Anderson & Walsh, 2013). El análisis consideró $\alpha = 0.05$ y todas las pruebas se realizaron bajo 9999 permutaciones al azar, tomando la distancia euclidiana como medida de disimilitud. Estos análisis se desarrollaron en el programa PAST v. 3.15 (Hammer et al., 2001).

Resultados

Riqueza, abundancia y diversidad avifaunística

La riqueza registrada, y reportada en el Cuadro 1, fue de 39 especies de aves pertenecientes a seis órdenes, 21 familias y 32 géneros. Las familias mejor representadas fueron: Emberizidae con cinco especies, Parulidae y Tyrannidae con cuatro, mientras que el resto de las familias presentaron menos de dos especies.

Los resultados del estimador de Jackknife1 (considerando todas las condiciones) mostraron una riqueza esperada

Table 1. Species richness, abundance and conservation status of birds recorded in three forest rehabilitation areas with *Pinus gregii* (R5 = 5 years, R12 = 12 years and R14 = 14 years) and a reference site (RS) with natural forest of *Pinus cembroides* and *Juniperus flaccida* in El Porvenir, Hidalgo, Mexico.

Cuadro 1. Riqueza de especies, abundancias y estatus de conservación de las aves registradas en tres áreas de rehabilitación forestal con *Pinus gregii* (R5 = 5 años, R12 = 12 años y R14 = 14 años) y un sitio de referencia (SR) con bosque natural de *Pinus cembroides* y *Juniperus flaccida* en El Porvenir, Hidalgo, México.

No./ Núm	Species/Especie	Conservation status/ Estatus de conservación	Family/Familia	Abundance/Abundancia			
				R5	R12	R14	RS
1	<i>Aimophila ruficeps</i> (Cassin, 1852)	○	Emberizidae	13	14	16	7
2	<i>Aphelocoma ultramarina</i> (Bonaparte, 1825)	○●	Corvidae	3	0	38	74
3	<i>Calothorax lucifer</i> (Swainson, 1827)	○□■	Trochilidae	0	1	0	1
4	<i>Catharus guttatus</i> (Pallas, 1811)	○	Turdidae	0	0	2	3
5	<i>Corvus corax</i> Linnaeus, 1758	○	Corvidae	0	0	2	2
6	<i>Cyrtonyx montezumae</i> (Vigors, 1830)	○Δ	Odontophoridae	0	2	6	0
7	<i>Empidonax</i> sp.		Tyrannidae	16	24	3	8
8	<i>Eremophila alpestris</i> (Linnaeus, 1758)	○	Alaudidae	0	0	0	6
9	<i>Eugenes fulgens</i> (Swainson, 1827)	○□	Trochilidae	0	0	10	0
10	<i>Geococcyx californianus</i> (Lesson, 1829)	○	Cuculidae	1	2	1	1
11	<i>Haemorhous mexicanus</i> (Müller, 1776)	○	Fringillidae	8	16	12	8
12	<i>Icterus parisorum</i> Bonaparte, 1838	○■	Icteridae	0	0	4	5
13	<i>Icterus wagleri</i> Sclater, 1857	○	Icteridae	0	3	0	1
14	<i>Lanius ludovicianus</i> Linnaeus, 1766	▲	Laniidae	0	0	0	0
15	<i>Mniotilta varia</i> (Linnaeus, 1766)	○	Parulidae	2	5	0	9
16	<i>Passerina caerulea</i> (Linnaeus, 1758)	○	Cardinalidae	0	1	4	4
17	<i>Phainopepla nitens</i> (Swainson, 1838)	○	Ptilonotidae	1	0	0	0
18	<i>Pheucticus melanocephalus</i> Swainson, 1827	○■	Cardinalidae	0	1	7	1
19	<i>Dryobates scalaris</i> (Wagler, 1829)	○	Picidae	1	0	2	3
20	<i>Melospiza fusca</i> (Swainson, 1827)	○	Emberizidae	2	1	0	0
21	<i>Pipilo maculatus</i> Swainson, 1827	○	Emberizidae	0	2	0	4
22	<i>Piranga flava</i> (Vieillot, 1822)	○	Thraupidae	1	2	10	8
23	<i>Piranga rubra</i> (Linnaeus, 1758)	○	Thraupidae	2	3	0	2
24	<i>Psaltiriparus minimus</i> (Townsend, 1837)	○	Aegithalidae	1	0	3	1
25	<i>Pyrocephalus rubinus</i> (Boddaert, 1783)	○	Tyrannidae	7	6	0	7
26	<i>Regulus calendula</i> (Linnaeus, 1766)	○	Regulidae	0	0	14	2
27	<i>Salpinctes obsoletus</i> (Say, 1823)	○	Troglodytidae	0	4	0	22
28	<i>Setophaga coronata</i> (Linnaeus, 1766)	○	Parulidae	1	1	16	2
29	<i>Setophaga occidentalis</i> (Townsend, 1837)	○	Parulidae	2	24	0	10
30	<i>Setophaga townsendi</i> (Townsend, 1837)	○	Parulidae	15	0	1	4
31	<i>Spinus psaltria</i> (Say, 1823)	○	Fringillidae	1	4	4	5
32	<i>Spizella atrogularis</i> (Cabanis, 1851)	○	Emberizidae	5	8	24	14
33	<i>Spizella passerina</i> (Bechstein, 1798)	○	Emberizidae	0	2	1	1
34	<i>Thryomanes bewickii</i> (Audubon, 1827)	○	Troglodytidae	0	0	5	1
35	<i>Toxostoma curvirostre</i> (Swainson, 1827)	○	Mimidae	3	3	0	13
36	<i>Turdus migratorius</i> Linnaeus, 1766	○	Turdidae	1	0	1	6
37	<i>Tyrannus couchii</i> Baird, 1858	○	Tyrannidae	0	0	4	1
38	<i>Tyrannus verticalis</i> Say, 1823	○	Tyrannidae	0	0	0	3
39	<i>Zenaidura macroura</i> (Linnaeus, 1758)	○	Columbidae	0	2	2	3

○Minor concern, ▲Near-threatened (International Union for Conservation of Nature [IUCN], 2019); □Apéndice II (CITES, 2017); Δ Subject to special protection (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT], 2010); ● Endemic; ■ Semi-endemic.

○Preocupación menor, ▲Casi amenazado (International Union for Conservation of Nature [IUCN], 2019); □Apéndice II (CITES, 2017); Δ Sujeta a protección especial (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT], 2010); ● Endémica; ■ Semiendémica.

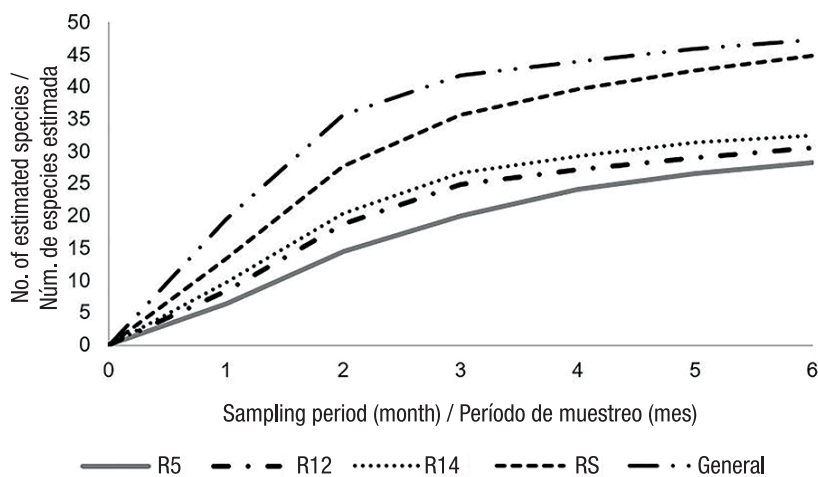


Figure 2. Species accumulation curve using the non-parametric Jackknife estimator1 during the period January-June 2015 in three areas of forest rehabilitation with *Pinus gregii* (R5 = 5 years, R12 = 12 years and R14 = 14 years) and a reference site (RS) with natural forest of *Pinus cembroides* and *Juniperus flaccida* in El Porvenir, Hidalgo, Mexico.

Figura 2. Curva de acumulación de especies mediante el estimador no paramétrico de Jackknife1 durante el periodo enero-junio de 2015 en tres áreas de rehabilitación forestal con *Pinus gregii* (R5 = 5 años, R12 = 12 años y R14 = 14 años) y un sitio de referencia (SR) con bosque natural de *Pinus cembroides* y *Juniperus flaccida* en El Porvenir, Hidalgo, México.

with 18.6 % and 17.4 %, respectively; in R12 they were *Regulus calendula* (Linnaeus, 1766) and *S. coronata* with 18.3 % each; in R14, *Aphelocoma ultramarina* (Bonaparte, 1825) and *Spizella atrogularis* (Cabanis, 1851) with 19.8 % and 12.5 %, respectively; and in RS they were *A. ultramarina* with 30.5 % and *Psaltriparus minimus* (Townsend, 1837) with 9.1 %. The RS condition had the greatest abundance, while R5 recorded the least. The classification of species for all conditions indicates the presence of nine abundant and 30 non-abundant species: 20 non-abundant for R5, 21 non-abundant and two abundant in R12, 23 non-abundant and two abundant in R14, and 32 non-abundant and two abundant in RS. Abundance distribution analyses suggest that two conditions fit a geometric model: R5 ($\chi^2 = 13.44 < \chi^2 = 30.114$; $df = 19$) and R14 ($\chi^2 = 9.944 < \chi^2 = 36.415$; $df = 24$); one a logarithmic model: R12 ($\chi^2 = 0.431 < \chi^2 = 7.815$; $df = 3$); and another a log-normal model: RS ($\chi^2 = 1.254 < \chi^2 = 9.488$; $df = 4$). PERMANOVA showed significant differences ($F = 3.689$, $P = 0.033$) between the abundance of species in the areas under forest rehabilitation and the abundance of the reference site: R5-RS ($P = 0.014$) and R12-RS ($P = 0.007$).

The Shannon-Wiener index showed a trend in which bird diversity increased as rehabilitation age increased: $H' = 2.49$ (R5), $H' = 2.58$ (R12), $H' = 2.74$ (R14), $H' = 2.80$ (R). PERMANOVA indicated that there are significant differences ($F = 6.492$, $P = 0.005$) in the bird diversity recorded between the areas under forest rehabilitation and the reference site: R5-RS ($P = 0.024$), R12-RS

de 47 especies; esto significa que con el esfuerzo de muestreo realizado se registró 83 % de las especies potenciales, lo que infiere una buena representatividad del total muestreado. La Figura 2 evidencia gráficamente el número estimado de especies para cada condición: R5 = 28, R12 = 30, R14 = 32 y SR = 45. El PERMANOVA mostró que la riqueza de especies tuvo diferencias altamente significativas ($F = 18.27$; $P = 0.0003$) entre las áreas bajo rehabilitación forestal y el sitio de referencia: R5-SR ($P = 0.01$), R12-SR ($P = 0.007$) y R14-SR ($P = 0.007$), así como entre las áreas bajo rehabilitación forestal: R12-R14 ($P = 0.035$).

Considerando la riqueza avifaunística registrada por condición de estudio, 11 especies son generalistas (se encuentran en las cuatro condiciones), 10 se distribuyen en tres condiciones, 10 más se registran solo en dos condiciones y otras ocho son exclusivas de alguna condición (Cuadro 1).

El índice de abundancia relativa indicó que, en el sitio R5, *Setophaga coronata* (Linnaeus, 1766) y *Salpinctes obsoletus* (Say, 1823) fueron las especies más abundantes con 18.6 % y 17.4 %, respectivamente; en R12 fueron *Regulus calendula* (Linnaeus, 1766) y *S. coronata* con 18.3 % cada una; en R14, *Aphelocoma ultramarina* (Bonaparte, 1825) y *Spizella atrogularis* (Cabanis, 1851) con 19.8 % y 12.5 %, respectivamente; y en SR fueron *A. ultramarina* con 30.5 % y *Psaltriparus minimus* (Townsend, 1837) con 9.1 %. La condición SR fue la que presentó la mayor abundancia, mientras que R5 registró la menor. La clasificación de las especies para todas

($P = 0.008$) and R14-RS ($P = 0.007$), as well as between areas under forest rehabilitation: R12-R14 ($P = 0.038$). For its part, the Jaccard index indicated that the greatest similarity occurs between the R14-RS conditions; that is, the oldest age condition and the reference site, while the minimum similarity occurred between R5 and R14.

Relationship between vegetation structure and avifauna parameters

Only three tree species were recorded in this study: *P. greggii*, *P. cembroides* and *J. flaccida*. In areas under forest rehabilitation (R5, R12 and R14), the dominant species was *P. greggii*, while in RS the other two species were recorded, with a greater dominance of *P. cembroides*, whose basal area represents 79.6 % of the total.

Table 2 shows the structural values in the studied conditions. The R14 area had the highest density, basal area and tree height, while the R12 area had the highest DBH. Area R5 had the greatest canopy opening, but had the lowest basal area, height and DBH values. According to Table 3, 45 species were identified at the understory level, 23 of which have a shrub growth habit and the remaining 22 an herbaceous one. Of the total species, the greatest richness was concentrated in R12 (27 taxa), while the least was in R14 (19 taxa). A third of the recorded richness (33.3 %) was characteristic of secondary vegetation, represented by *Mimosa aculeaticarpa* Ortega, *Dodonaea viscosa* (L.) Jacq., *Aristida adscensionis* L. and *Dalea bicolor* Willd., species with the highest absolute abundances.

In the vegetation, four vertical strata with different intervals could be recognized in all conditions. The number of strata and their upper limit were as follows:

Table 2. Structural values in three forest rehabilitation areas with *Pinus greggii* (R5 = 5 years, R12 = 12 years and R14 = 14 years) and a reference site (RS) with natural forest of *Pinus cembroides* and *Juniperus flaccida* in El Porvenir, Hidalgo, Mexico.

Cuadro 2. Valores estructurales en tres áreas de rehabilitación forestal con *Pinus greggii* (R5 = 5 años, R12 = 12 años y R14 = 14 años) y un sitio de referencia (SR) con bosque natural de *Pinus cembroides* y *Juniperus flaccida* en El Porvenir, Hidalgo, México.

Condition/ Condición	Density (ind·ha ⁻¹)/ Densidad (ind·ha ⁻¹)	Basal area (m ² ·ha ⁻¹)/ Área basal (m ² ·ha ⁻¹)	Average height (m)/ Altura promedio (m)	Average diameter (cm)/ Diámetro promedio (cm)	Canopy opening (%)/ Apertura del dosel (%)
R5	1 106	0.91	2.94 ± 0.70	3.24 ± 1.19	90.08
R12	563	8.67	7.87 ± 2.24	14.01 ± 4.79	54.82
R14	1 462	21.24	9.95 ± 1.47	13.60 ± 4.00	36.40
RS	722	6.51	4.09 ± 1.72	10.72 ± 5.39	62.60

± standard deviation of the mean

± desviación estándar de la media

las condiciones indica la presencia de nueve especies abundantes y 30 poco abundantes: 20 poco abundantes para R5, 21 poco abundantes y dos abundantes en R12, 23 poco abundantes y dos abundantes en R14, y 32 poco abundantes y dos abundantes en SR. Los análisis de la distribución de la abundancia sugieren que dos condiciones se ajustaron a un modelo geométrico: R5 ($\chi^2 = 13.44 < \chi^2 = 30.114$; gl = 19) y R14 ($\chi^2 = 9.944 < \chi^2 = 36.415$; gl = 24); una al logarítmico: R12 ($\chi^2 = 0.431 < \chi^2 = 7.815$; gl = 3); y otra a normal logarítmico: SR ($\chi^2 = 1.254 < \chi^2 = 9.488$; gl = 4). El PERMANOVA mostró diferencias significativas ($F = 3.689$, $P = 0.033$) entre la abundancia de especies en las áreas bajo rehabilitación forestal y la abundancia del sitio de referencia: R5-SR ($P = 0.014$) y R12-SR ($P = 0.007$).

El índice de Shannon-Wiener mostró una tendencia de incremento de la diversidad avifaunística conforme la edad de rehabilitación aumentó: $H' = 2.49$ (R5), $H' = 2.58$ (R12), $H' = 2.74$ (R14), $H' = 2.80$ (SR). El PERMANOVA indicó que existen diferencias significativas ($F = 6.492$, $P = 0.005$) en la diversidad de aves registrada entre las áreas bajo rehabilitación forestal y el sitio de referencia: R5-SR ($P = 0.024$), R12-SR ($P = 0.008$) y R14-SR ($P = 0.007$), así como entre las áreas bajo rehabilitación forestal: R12-R14 ($P = 0.038$). Por su parte, el índice de Jaccard indicó que la mayor similitud se presenta entre las condiciones R14-SR; es decir, la condición de mayor edad y el sitio de referencia, mientras que la mínima similitud se presentó entre R5 y R14.

Relación entre la estructura vegetal y los parámetros avifaunísticos

En este estudio únicamente se registraron tres especies arbóreas: *P. greggii*, *P. cembroides* y *J. flaccida*. En las

Table 3. Floristic listing and absolute abundance of understory species in three forest rehabilitation areas with *Pinus greggii* (R5 = 5 years, R12 = 12 years and R14 = 14 years) and a reference site (RS) with natural forest of *Pinus cembroides* and *Juniperus flaccida* in El Porvenir, Hidalgo, Mexico.

Cuadro 3. Listado florístico y abundancia absoluta de especies del sotobosque en tres áreas de rehabilitación forestal con *Pinus greggii* (R5 = 5 años, R12 = 12 años y R14 = 14 años) y un sitio de referencia (SR) con bosque natural de *Pinus cembroides* y *Juniperus flaccida* en El Porvenir, Hidalgo, México.

No.	Species / Especie	Family / Familia	R5	R12	R14	RS	Phase*
Shrub / Arbustivas							
1	<i>Acourtia thurberi</i> A. Gray	Asteraceae	0	1	0	0	Primary / Primaria
2	<i>Ageratina adenophora</i> (Spreng.) R. M. King & H. Rob.	Asteraceae	2	0	0	0	Primary / Primaria
3	<i>Ageratina espinosarum</i> (A. Gray) R. M. King & H. Rob.	Asteraceae	0	9	6	19	Primary / Primaria
4	<i>Amelanchier denticulata</i> (Kunth) W. D. J. Koch	Rosaceae	11	2	0	19	Secondary / Secundaria
5	<i>Anoda cristata</i> (L.) Schtdl.	Malvaceae	9	2	44	0	Secondary / Secundaria
6	<i>Berberis zimapana</i> (Fedde) Marroq. & Laferr.	Berberidaceae	0	0	0	10	Primary / Primaria
7	<i>Bouvardia scabrida</i> M. Martens & Galeotti	Rubiaceae	0	4	36	3	Primary / Primaria
8	<i>Brickellia pendula</i> (Schrad.) A. Gray	Asteraceae	0	7	2	0	Primary / Primaria
9	<i>Bursera fagaroides</i> (Kunth) Engl.	Bursaceae	0	0	0	4	Primary / Primaria
10	<i>Calea ternifolia</i> Kunth	Asteraceae	0	0	8	0	Primary / Primaria
11	<i>Calliandra humilis</i> Benth.	Fabaceae	0	0	5	0	Primary / Primaria
12	<i>Chrysactinia mexicana</i> A. Gray	Asteraceae	0	4	0	10	Primary / Primaria
13	<i>Githarexylum tetramerum</i> Brandegee	Verbenaceae	0	2	0	5	Primary / Primaria
14	<i>Dodonaea viscosa</i> (L.) Jacq.	Sapindaceae	4	2	0	51	Secondary / Secundaria
15	<i>Garrya laurifolia</i> Benth.	Garryaceae	0	0	1	0	Primary / Primaria
16	<i>Juniperus flaccida</i> Schtdl.	Cupressaceae	0	0	1	2	Primary / Primaria
17	<i>Karwinskia humboldtiana</i> (Schult.) Zucc.	Rhamnaceae	4	0	0	1	Primary / Primaria
18	<i>Lantana hirta</i> Graham	Verbenaceae	0	0	8	0	Secondary / Secundaria
19	<i>Lantana velutina</i> M. Martens & Galeotti	Verbenaceae	0	0	0	3	Secondary / Secundaria
20	<i>Mimosa aculeaticarpa</i> Ortega	Fabaceae	33	1	13	51	Secondary / Secundaria
21	<i>Opuntia rastreña</i> F. A. C. Weber	Cactaceae	0	0	0	8	Primary / Primaria
22	<i>Opuntia streptacantha</i> Lem.	Cactaceae	2	2	2	0	Primary / Primaria
23	<i>Senna racemosa</i> (Mill.) H. S. Irwin & Barneby	Fabaceae	0	6	0	4	Primary / Primaria
Herbaceous / Herbáceas							
24	<i>Acalypha monostachya</i> Cav.	Euphorbiaceae	6	5	0	1	Primary / Primaria
25	<i>Agave salmiana</i> Otto ex Salm-Dyck	Asparagaceae	5	7	1	0	Primary / Primaria
26	<i>Aristida adscensionis</i> L.	Poaceae	0	150	67	10	Secondary / Secundaria

Table 3. Floristic listing and absolute abundance of understory species in three forest rehabilitation areas with *Pinus greggii* (R5 = 5 years, R12 = 12 years and R14 = 14 years) and a reference site (RS) with natural forest of *Pinus cembroides* and *Juniperus flaccida* in El Porvenir, Hidalgo, Mexico. (cont.)
 Cuadro 3. Listado florístico y abundancia absoluta de especies del sotobosque en tres áreas de rehabilitación forestal con *Pinus greggii* (R5 = 5 años, R12 = 12 años y R14 = 14 años) y un sitio de referencia (SR) con bosque natural de *Pinus cembroides* y *Juniperus flaccida* en El Porvenir, Hidalgo, México. (cont.)

No.	Species / Especie	Family / Familia	R5	R12	R14	RS	Phase*
27	<i>Astragalus micranthus</i> Desv.	Fabaceae	1	7	0	0	Secondary/Secundaria
28	<i>Bidens odorata</i> Cav.	Asteraceae	23	10	0	7	Secondary/Secundaria
29	<i>Bouteloua curtipendula</i> (Michx.) Torr.	Poaceae	0	24	6	4	Secondary/Secundaria
30	<i>Calyptophus hartwegii</i> (Benth.) P. H. Raven	Onagraceae	0	15	0	0	Primary/Primaria
31	<i>Commelina diffusa</i> Burm. f.	Commelinaceae	4	0	0	0	Secondary/Secundaria
32	<i>Dalea bicolor</i> Willd.	Fabaceae	122	1	0	37	Secondary/Secundaria
33	<i>Echinocactus platyacanthus</i> Link & Otto	Cactaceae	11	0	2	8	Primary/Primaria
34	<i>Eryngium serratum</i> Cav.	Apiaceae	0	1	0	0	Primary/Primaria
35	<i>Galium aschenbornii</i> Schauer	Rubiaceae	0	1	0	0	Primary/Primaria
36	<i>Gibasis pulchella</i> (Kunth) Raf.	Commelinaceae	7	0	0	6	Primary/Primaria
37	<i>Hieracium abscissum</i> Less.	Asteraceae	0	1	0	0	Primary/Primaria
38	<i>Mandevilla karwinskii</i> (Müll. Arg.) Hemsl.	Apocynaceae	0	0	38	11	Primary/Primaria
39	<i>Melampodium</i> sp.	Asteraceae	0	2	0	11	Secondary/Secundaria
40	<i>Pilea microphylla</i> (L.) Liebm.	Urticaceae	9	0	76	0	Secondary/Secundaria
41	<i>Salvia helianthemifolia</i> Benth.	Labiatae	19	116	9	0	Primary/Primaria
42	<i>Salvia microphylla</i> Kunth	Labiatae	0	0	0	27	Primary/Primaria
43	<i>Schoenocaulon officinale</i> (Schltdl. & Cham.) A. Gray	Melanthiaceae	0	7	0	0	Primary/Primaria
44	<i>Sclerocarpus divaricatus</i> (Benth.) Benth. & Hook. f. ex Hemsl.	Asteraceae	4	0	0	0	Primary/Primaria
45	<i>Verbena gracilis</i> Desf.	Verbenaceae	6	5	2	0	Secondary/Secundaria

*Vibrans (2018).

*Vibrans (2018)

R5 with two strata and 4.35 m, R12 with three strata and 11.3 m, R14 with four strata and 12.6 m, and RS with three strata and 8.5 m. The parameters of bird richness, abundance and diversity increased as the number of strata per condition studied increased (Figure 3).

áreas bajo rehabilitación forestal (R5, R12 y R14), la especie dominante fue *P. greggii*, mientras que en SR se registraron las otras dos especies, con mayor dominancia de *P. cembroides*, cuya área basal representa 79.6 % del total.

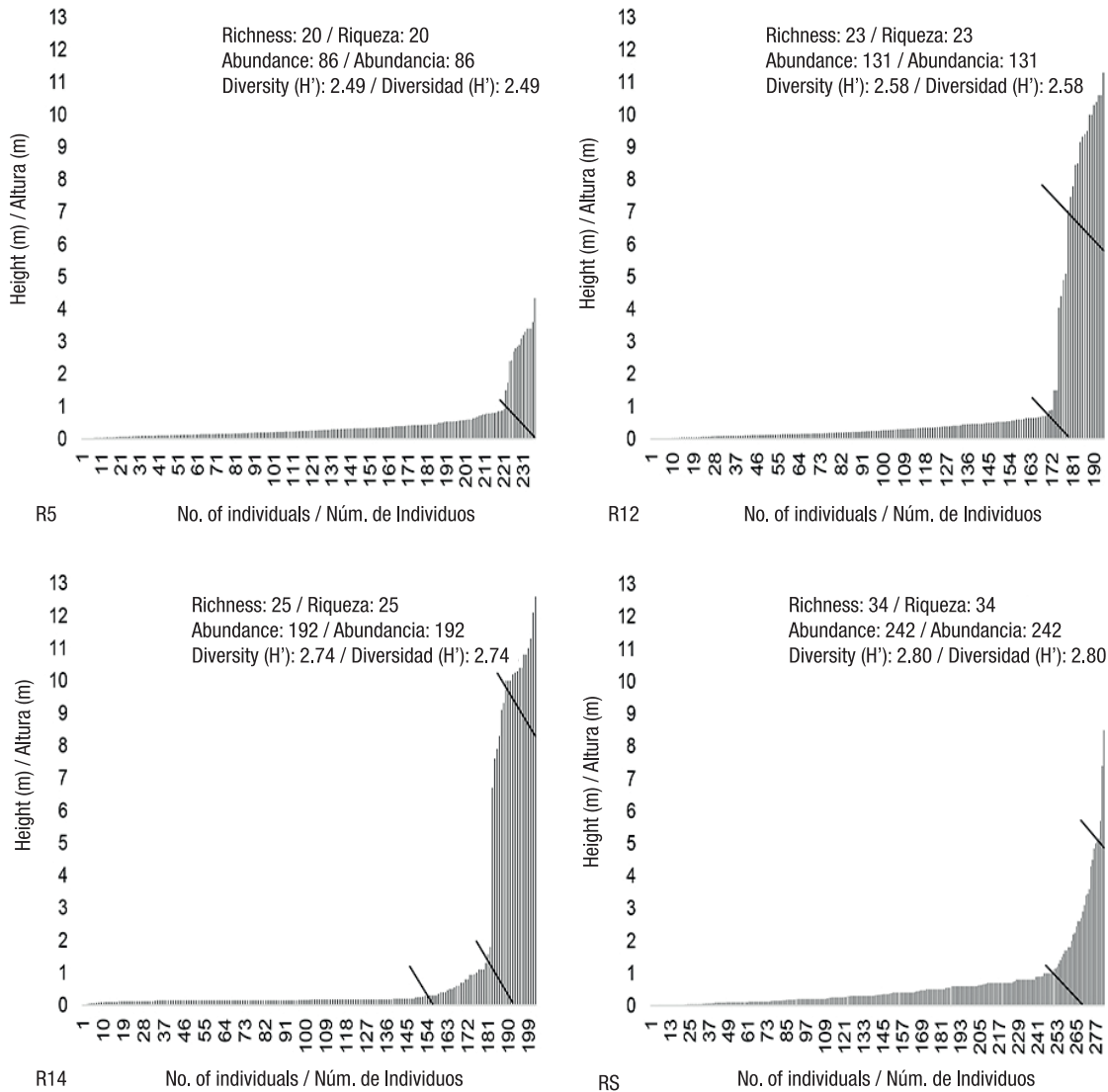


Figure 3. Relationship between bird richness, abundance and diversity, and vertical stratification of vegetation in three forest rehabilitation areas with *Pinus greggii* (R5 = 5 years, R12 = 12 years and R14 = 14 years) and a reference site (RS) with natural forest of *Pinus cembroides* and *Juniperus flaccida* in El Porvenir, Hidalgo, Mexico.

Figura 3. Relación entre la riqueza, abundancia y diversidad de la avifauna, y la estratificación vertical de la vegetación en tres áreas de rehabilitación forestal con *Pinus greggii* (R5 = 5 años, R12 = 12 años y R14 = 14 años) y un sitio de referencia (SR) con bosque natural de *Pinus cembroides* y *Juniperus flaccida* en El Porvenir, Hidalgo, México.

Discussion

The species richness trend is consistent with that found by Flores and Galindo-González (2004), who recorded greater bird richness in conserved forests than in forests under forest rehabilitation. In this study, as in ours, the structure and composition of birds were different between conditions, since there was a greater number of generalist species, which are characteristic of disturbed forests. In this regard, Gil-Tena (2010) points out that some bird species can be classified as generalists, since they have the ability to establish themselves in different and diverse ecosystems to meet their needs for food, shelter and rest.

On the other hand, the results do not coincide with the hypothesis of intermediate disturbance proposed by Connell (1978), who suggests that habitats with intermediate recovery ages increase their diversity exponentially. This study found a gradual sequence of development of both avifauna and vegetation, suggesting that rehabilitation time positively affects the parameters studied; therefore, reforestation actions in disturbed sites should be increased to favor the conservation of this faunal group. Due to its high growth rate (height, diameter and cover) and the considerable contribution of organic matter (leaf litter), *P. greggii* is an ideal species to create favorable microsites for the establishment of native species during initial forest stages (Gutiérrez, Méndez, Flores, Ramírez, & Gutiérrez, 2012; Gómez-Romero et al., 2012). These factors probably influenced the avifauna and vegetation parameters in the disturbed areas of El Porvenir, Hidalgo, Mexico.

If one accepts the proposal of Hill and Hamer (1998), in the sense that an undisturbed community conforms to the log-normal series, it can be argued that there is a homogeneous and equitable partition of available resources in the RS. On the other hand, in this community, the undergrowth recorded the highest number of primary species and the maximum equity with respect to the rest of the conditions (Table 3). In addition, the RS maintains a canopy with several strata that favor the presence of faunal species characteristic of conserved habitats, several of them endemic (*A. ultramarina*, *Calothorax lucifer* [Swainson], 1827, *Icterus parisorum* Bonaparte, 1838, and *Pheucticus melanocephalus* Swainson, 1827) or in some category of risk in the national and international context such as *C. lucifer* and *Eugenes fulgens* (Swainson, 1827) (CITES, 2017). The results indicate that this plant community could be in ecological equilibrium, which in turn is associated with a stable avifauna community.

On the contrary, a community with a certain level of disturbance conforms to the logarithmic series, a

El Cuadro 2 muestra los valores estructurales en las condiciones estudiadas. El área R14 presentó la mayor densidad, área basal y altura de árbol y el área con R12 tuvo DN mayores. El área R5 registró mayor apertura del dosel, pero tuvo los valores más bajos de área basal, altura y DN.

De acuerdo con el Cuadro 3, a nivel del sotobosque se identificaron 45 especies, 23 de las cuales tienen un hábito de crecimiento arbustivo y las 22 restantes herbáceo. Del total de especies, la mayor riqueza se concentró en R12 (27 taxones), en tanto la menor en R14 (19 taxones). Un tercio de la riqueza registrada (33.3 %) fue característica de vegetación secundaria, representada por *Mimosa aculeaticarpa* Ortega, *Dodonaea viscosa* (L.) Jacq., *Aristida adscensionis* L. y *Dalea bicolor* Willd.; especies con las mayores abundancias absolutas. En la vegetación presente se pudieron reconocer cuatro estratos verticales con intervalos diferentes en todas las condiciones. El número de estratos y su límite superior fueron los siguientes: R5 con dos estratos y 4.35 m, R12 con tres estratos y 11.3 m, R14 con cuatro estratos y 12.6 m, y SR con tres estratos y 8.5 m. Los parámetros de riqueza, abundancia y diversidad avifaunística aumentaron conforme el número de estratos por condición estudiada fue mayor (Figura 3).

Discusión

La tendencia en la riqueza de especies concuerda con lo encontrado por Flores y Galindo-González (2004), quienes registraron mayor riqueza de aves en bosques conservados respecto a bosques bajo rehabilitación forestal. En dicho estudio, al igual que en el nuestro, la estructura y composición de aves fueron diferentes entre condiciones, debido a que se registró mayor número de especies generalistas, las cuales son características de bosques perturbados. Al respecto, Gil-Tena (2010) señala que algunas especies de aves pueden clasificarse como generalistas, ya que tienen la capacidad de establecerse en ecosistemas distintos y diversos para cubrir sus necesidades de alimentación, refugio y descanso.

En cambio, los resultados no coinciden con la hipótesis del disturbio intermedio propuesta por Connell (1978), quien sugiere que los hábitats con edades de recuperación intermedias incrementan su diversidad exponencialmente. En este estudio se encontró una secuencia gradual de desarrollo tanto de la avifauna como de la vegetación, lo cual sugiere que el tiempo de rehabilitación incide positivamente en los parámetros estudiados; por lo tanto, las acciones de reforestación en sitios perturbados deberían incrementarse para favorecer la conservación de este grupo faunístico. Debido a su tasa elevada de crecimiento (altura, diámetro y cobertura) y el aporte considerable de

situation presented in R12. This suggests that such a condition is not in equilibrium and may be subject to environmental stress as a result of the incipient allometric characteristics of tree vegetation (e.g. large canopy opening and low number of strata). The fit generated for this condition is partly explained by the fact that the samplings are describing small samples from a larger community (Magurran & McGill, 2011). This makes sense, since R12 was found to have the greatest understory richness of all areas under forest rehabilitation, particularly secondary species considered weeds (Vibrans, 2018), in addition to a vertical structure under development. Due to these particularities, and under the assumptions made by McCann (2000), it is possible to state that the R12 condition favors the dominance of a low specific richness of birds in the ecosystem, concentrated in only four species (*Aimophila ruficeps* [Cassin, 1852], *Empidonax* sp., *Haemorhous mexicanus* [Müller, 1776] and *Setophaga occidentalis* [Townsend, 1837]) of the 23 recorded in this condition.

Rocha-Ramírez et al. (2011) pointed out that environments that conform to a geometric model exhibit unstable communities, a situation that occurs in R5 and R14, where there is a high dominance of some species over available resources, which promotes an imbalance in mutual ecological interactions, generating intra- and interspecific competition at all levels. These characteristics correspond to communities with modified, adverse or early recovery state environments. The above may be related mainly to R5, since it is the youngest condition and is in an initial state of recovery. However, for R14, the fit with this model does not seem to coincide with the rehabilitation age, since in addition to having the greatest number of vertical strata and the highest density, basal area and height values (Table 2), it also presents the greatest bird richness, abundance and diversity (Figure 3); therefore, it is not a condition in early recovery. The inconsistency of the R14 fit to the geometric model may be due to this condition having the smallest canopy opening, which reveals a well-developed crown cover. This situation leads to poor light entry for the development of species in the understory (Campanello, Gatti, Montti, Villagra, & Goldstein, 2011) and therefore results in a lower richness of shrub and herbaceous species. Particularly in R14, less light has benefited pioneering grasses (*A. adscensionis* and *Bouteloua curtipendula* [Michx.] Torr.), which have colonized these sites for their allelopathic effects and bunched or cespitose growth (Vibrans, 2018), displacing other species and reducing plant diversity (Alonso, Febles, Ruiz, & Achang, 2006). This in turn has simplified habitat diversity for birds, favoring the abundance of certain bird groups that characteristically use the upper (*A. ultramarina*) and lower strata (*Spinus psaltria* [Say, 1823], *A. ruficeps*, *R. calendula* and *S. coronata*).

materia orgánica (hojarasca), *P. greggii* es una especie ideal para crear micrositos favorables con fines de establecimiento de especies nativas durante las etapas iniciales de rehabilitación forestal (Gutiérrez, Méndez, Flores, Ramírez, & Gutiérrez, 2012; Gómez-Romero et al., 2012). Estos factores probablemente incidieron en los parámetros avifaunísticos y de la vegetación en las áreas perturbadas de El Porvenir, Hidalgo, México.

Si se acepta la propuesta de Hill y Hamer (1998), en el sentido de que una comunidad no perturbada se ajusta a la serie log-normal, se puede argumentar que en el SR existe partición homogénea y equitativa de los recursos disponibles. Por otra parte, en esta comunidad, el sotobosque registró la mayor cantidad de especies primarias y la máxima equidad con respecto al resto de las condiciones (Cuadro 3). Además, el SR mantiene un dosel con varios estratos que propician la presencia de especies faunísticas características de hábitats conservados, varias de ellas endémicas (*A. ultramarina*, *Calothorax lucifer* [Swainson], 1827, *Icterus parisorum* Bonaparte, 1838, y *Pheucticus melanocephalus* Swainson, 1827) o en alguna categoría de riesgo en el contexto nacional e internacional como *C. lucifer* y *Eugenes fulgens* (Swainson, 1827) (CITES, 2017). Los resultados señalan que esta comunidad vegetal podría estar en equilibrio ecológico, lo que se asocia a su vez con una comunidad avifaunística estable.

Por lo contrario, una comunidad con cierto nivel de perturbación se ajusta a la serie logarítmica, situación que se presenta en R12. Esto sugiere que tal condición no se encuentra en equilibrio y puede estar sometida a estrés ambiental, producto de las características alométricas incipientes de la vegetación arbórea (v. g. apertura elevada del dosel y número bajo de estratos). El ajuste generado para esta condición se explica en parte a que los muestreos realizados están describiendo muestras pequeñas de una comunidad más grande (Magurran & McGill, 2011). Lo anterior tiene sentido, ya que en R12 se encontró la mayor riqueza en el sotobosque de todas las áreas bajo rehabilitación forestal, particularmente, especies secundarias consideradas malezas (Vibrans, 2018), además de una estructura vertical en proceso de desarrollo. Debido a estas particularidades, y bajo los supuestos planteados por McCann (2000), es posible plantear que la condición R12 favorece la dominancia de una baja riqueza específica de aves en el ecosistema, concentrada únicamente en cuatro especies (*Aimophila ruficeps* [Cassin, 1852], *Empidonax* sp., *Haemorhous mexicanus* [Müller, 1776] y *Setophaga occidentalis* [Townsend, 1837]) de las 23 registradas en esta condición.

Rocha-Ramírez et al. (2011) señalaron que los ambientes que se ajustan a un modelo geométrico exhiben comunidades inestables, situación que se presenta en R5 y R14, donde existe dominancia alta

Patterns in bird species diversity contrast with those recorded by Rangel-Salazar, Enríquez, and Sántiz (2009) and Almazán-Núñez et al. (2009) for other temperate and tropical forests, because they found H' values greater than 3.22. This suggests that the areas under forest rehabilitation in El Porvenir are still in the initial stages of ecological succession, as they exhibit less complexity in both richness and equity. In this way, the recorded bird diversity seems to respond to seasonal factors, since monitoring was only done during the months of January to June 2015. Ramírez-Albores (2013) suggests that topographic, climatic, seasonal and anthropogenic factors directly influence regional and local diversity, particularly the structure and composition of bird communities. Other important factors that could have influenced bird communities are the structure and composition of vegetation, because tree species in rehabilitated environments directly influence the composition and growth form of understory communities (Giorgis, Cingolani, Gurvich, Reynero, & Rufini, 2005), which in turn determine the availability of resources for wildlife (Lawton et al., 1998).

A similar scenario occurs in El Porvenir, specifically in the temperate *P. cembroides* forest (reference site) and areas under forest rehabilitation with *P. greggii*, since it was found that bird diversity is associated with plant physiognomy in the vertical plane, determined mainly by rehabilitation actions, as indicated by MacFaden and Capen (2002), Bojorges-Baños and López-Mata (2006) and Salas-Correa and Mancera-Rodríguez (2018). These authors argue that wildlife species, especially birds, tend to increase their diversity depending on the age of the stand, since the older the stand, the greater the structural complexity of the vegetation (greater number of resource strata). This is why forest rehabilitation provides resources required by birds, in quantity and quality, obtaining better natural scenarios as the disturbed forest ages (Holl & Aide, 2011).

Conclusions

This study generated information on the state of bird richness, abundance and diversity in areas under forest rehabilitation, and established the relationship of vegetation structure and composition with rehabilitation actions. The areas under forest rehabilitation evaluated tend to increase bird richness and diversity as the reforestation age increases; the presence of endemic bird species or those in some risk category are recorded in these areas. The *Pinus cembroides* forest had the highest values of avifauna attributes, which are associated with the complexity of the composition and structure of the vegetation. It is concluded that the conservation of bird diversity in areas under forest rehabilitation is directly related to the time factor.

de algunas especies sobre los recursos disponibles, lo que promueve un desequilibrio en las interacciones ecológicas mutualistas, generando competencia intra e interespecífica en todos los niveles. Estas características corresponden a comunidades de ambientes modificados, adversos o de estados tempranos de recuperación. Lo anterior puede estar relacionado principalmente con R5, ya que es la condición más joven y presenta un estado inicial de recuperación. No obstante, para R14, el ajuste con este modelo parece no coincidir con la edad de rehabilitación, pues además de tener la mayor cantidad de estratos verticales, densidad, área basal y altura (Cuadro 2), presenta también la mayor riqueza, abundancia y diversidad avifaunística (Figura 3); por lo tanto, no es una condición en temprana recuperación. La inconsistencia del ajuste de R14 al modelo geométrico puede deberse a que esta condición presentó la menor apertura del dosel, lo que revela una cobertura de copa bien desarrollada. Esta situación incide en una entrada deficiente de luz para el desarrollo de especies en el sotobosque (Campanello, Gatti, Montti, Villagra, & Goldstein, 2011) y repercute, por lo tanto, en una menor riqueza de especies arbustivas y herbáceas. Particularmente, en R14, la menor entrada de luz ha beneficiado a gramíneas pioneras (*A. adscensionis* y *Bouteloua curtipendula* [Michx.] Torr.), las cuales han colonizado estos sitios por sus efectos alelopáticos y crecimiento amacollado o cespitoso (Vibrans, 2018), desplazando a otras especies y reduciendo la diversidad vegetal (Alonso, Febles, Ruiz, & Achang, 2006). Esto a su vez ha simplificado la diversidad de hábitat para la avifauna, favoreciendo la abundancia de ciertos grupos de aves características en el uso del estrato superior (*A. ultramarina*) e inferior (*Spinus psaltria* [Say, 1823], *A. ruficeps*, *R. calendula* y *S. coronata*).

Los patrones en la diversidad de especies de aves contrastan con lo registrado por Rangel-Salazar, Enríquez, y Sántiz (2009) y Almazán-Núñez et al. (2009) para otros bosques templados y tropicales, debido a que encontraron valores de H' mayores de 3.22. Esto sugiere que las áreas bajo rehabilitación forestal en El Porvenir, aún se encuentran en fases iniciales de la sucesión ecológica, pues exhiben menor complejidad tanto en riqueza como en la equidad. De esta manera, la diversidad avifaunística registrada parece responder a factores estacionales, en virtud de que el monitoreo solo se hizo durante los meses de enero a junio del 2015. Ramírez-Albores (2013) sugiere que los factores topográficos, climáticos, estacionales y antrópicos influyen directamente sobre la diversidad regional y local; particularmente sobre la estructura y composición de comunidades de aves. Otros factores importantes que podrían haber influido en las comunidades de aves son la estructura y composición de la vegetación, debido a que las especies arbóreas en ambientes rehabilitados influyen directamente en la composición y forma

Acknowledgments

The authors wish to thank the following: Dr. Gregorio Ángeles Pérez for his advice, information and assistance provided during the development of this research; the *Colegio de Postgraduados Campus Montecillo* for its logistical support in carrying out the fieldwork; Mexico's National Council of Science and Technology (CONACYT) for the financial support given to the first author to complete his master's studies, and the journal's associate editor and anonymous referees for their comments and help in editing the manuscript.

End of English version

References / Referencias

- Aguirre-Salado, C. A., Valdez-Lazalde, J. R., Ángeles-Pérez, G., de los Santos-Posadas, H. M., & Aguirre-Salado, A. I. (2011). Mapeo del índice de área foliar y cobertura arbórea mediante fotografía hemisférica y datos SPOT 5 HRG: regresión y k-nn. *Agrociencia*, 45(1), 105–119. Retrieved from <http://www.scielo.org.mx/pdf/agro/v45n1/v45n1a10.pdf>
- Almazán-Núñez, R. C., Puebla-Olivares, F., & Almazán-Juárez, Á. (2009). Diversidad de aves en bosques de pino-encino del centro de Guerrero, México. *Acta Zoológica Mexicana*, 25(1), 123–142. doi: 10.21829/azm.2009.251604
- Alonso, J., Febles, G., Ruiz, T., & Achang, G. (2006). Efecto de la sombra en la gramínea asociada en un sistema silvopastoril de leucaena-guinea durante sus diferentes etapas. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola*, 40(4), 503–511. Retrieved from <http://www.redalyc.org/pdf/1930/193017672015.pdf>
- Anderson, M. J., & Walsh, D. C. I. (2013). PERMANOVA, ANOSIM, and the mantel testing the face of heterogeneous dispersions: What null hypothesis are you testing? *Ecological Monographs*, 83(4), 557–574. doi: 10.1890/12-2010.1
- Arteaga, N. M. (2018). Estructura y composición de la vegetación de dos pinares de *Pinus caribaea* Morelet y su relación con la diversidad de las aves asociadas. *Revista Científico estudiantil Ciencias Forestales y Ambientales*, 3(2), 193–206. Retrieved from <http://cifam.upr.edu.cu/index.php/cifam/article/view/116/pdf>
- Begon, M., Townsend, C. R., & Harper, J. L. (2006). *Ecology: From individuals to ecosystems*. Malden, MA, USA: Blackwell Pub.
- Bojorges B, J. C., López-Mata, L., Tarango-Arámbula, L. A., Herrera-Haro, J. G., & Mendoza-Martínez, G. D. (2006). Combinación de métodos de muestreo para registrar la riqueza de especies de aves en ecosistemas tropicales. *Universidad y Ciencia*, 22(2), 111–118. doi: 10.19136/era.a22n2.314
- de crecimiento de las comunidades del sotobosque (Giorgis, Cingolani, Gurvich, Reynero, & Rufini, 2005), las cuales a su vez determinan la disponibilidad de recursos para la fauna silvestre (Lawton et al., 1998).
- Un escenario similar se presenta en El Porvenir, específicamente en el bosque templado de *P. cembroides* (sitio de referencia) y las áreas bajo rehabilitación forestal con *P. greggii*, ya que se encontró que la diversidad avifaunística está asociada a la fisonomía vegetal en el plano vertical, determinada principalmente por las acciones de rehabilitación, tal como lo sugieren MacFaden y Capen (2002), Bojorges-Baños y López-Mata (2006) y Salas-Correa y Mancera-Rodríguez (2018). Estos autores argumentan que la fauna silvestre, especialmente las aves, tiende a incrementar su diversidad en función de la edad del rodal, dado que, a mayor edad, la complejidad estructural de la vegetación incrementa (mayor cantidad de estratos del recurso). Es por ello que la rehabilitación forestal provee recursos requeridos por la avifauna, en cantidad y calidad, obteniendo mejores escenarios naturales con el incremento de la edad de los bosques perturbados (Holl & Aide, 2011).

Conclusiones

Este estudio generó información sobre el estado de riqueza, abundancia y diversidad avifaunística en áreas bajo rehabilitación forestal, y estableció la relación de la estructura y composición de la vegetación con las acciones de rehabilitación. Las áreas bajo rehabilitación forestal evaluadas tienden a incrementar la riqueza y diversidad avifaunística conforme la edad de reforestación aumenta; estas áreas registran la presencia de especies de aves endémicas o en alguna categoría de riesgo. El bosque de *Pinus cembroides* tuvo los valores más altos de los atributos avifaunísticos, los cuales están asociados a la complejidad en la composición y estructura de la vegetación. Se concluye que la conservación de la diversidad avifaunística en áreas bajo rehabilitación forestal está directamente relacionada con el factor tiempo.

Agradecimientos

Al Dr. Gregorio Ángeles Pérez por su asesoría, información y facilidades otorgadas durante el desarrollo de esta investigación. Al Colegio de Postgraduados Campus Montecillo por su apoyo logístico para realizar el trabajo de campo y al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo financiero otorgado al primer autor para la realización de sus estudios de maestría. Al editor asociado de la revista y a los árbitros anónimos por sus comentarios y su ayuda en la edición del manuscrito.

Fin de la versión en español

- Bojorges-Baños, J. C., & López-Mata, L. (2006). Asociación de la riqueza y diversidad de especies de aves y estructura de la vegetación en una selva mediana subperennifolia en el centro de Veracruz, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 77(2), 235–249. doi: 10.22201/ib.20078706e.2006.002.338
- Brazeiro, A., Cravino, A., Fernández, P., & Haretche, F. (2018). Forestación en pastizales de Uruguay: Efectos sobre la diversidad de aves y mamíferos a escala de rodal y del paisaje. *Ecosistemas*, 27(3), 48–59. doi: 10.7818/ECOS.1508
- Calamari, N. C., Vilella, F. J., Sica, Y. V., & Mercuri, P. A. (2018). Patch and landscape responses of bird abundance to fragmentation in agroecosystems of east-central Argentina. *Avian Conservation and Ecology*, 13(2), 3. doi: 10.5751/ACE-01222-130203
- Campanello, P. I., Gatti, M. G., Montti, L., Villagra, M., & Goldstein, G. (2011). Ser o no ser tolerante a la sombra: Economía de agua y carbono en especies arbóreas del Bosque Atlántico (Misiones, Argentina). *Ecología Austral*, 21(3), 285–300. Retrieved from <https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/68661>
- CITES. (2017). Convención Sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres. Retrieved July 15, 2019 from <https://www.cites.org/>
- Colwell, R. K. (2013). EstimateS: Statical estimation of species richness and shared species from samples. Versión 9. Retrieved November 21, 2015 from <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates/>
- Connell, J. H. (1978). Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, 199(4335), 1302–1310. doi: 10.1126/science.199.4335.1302
- Curts, J. (1993). Análisis exploratorio de datos. En P. M. A. Salas & C. O. Trejo (Eds.), *Las aves de la Sierra Purépecha del estado de Michoacán* (pp. 1–14). México: SARH División Forestal.
- DeSante, D. F. (1986). A field test of the variable circular-plot censusing method in a sierran subalpine forest habitat. *The Condor*, 88(2), 129–142. doi: 10.2307/1368908
- Flores, P. R., & Galindo-González, J. (2004). Abundancia y diversidad de aves depredadoras de semillas de *Pinus teocote* Schl. et Cham. en hábitats contrastantes de Veracruz, México. *Foresta Veracruzana*, 6(2), 47–53. Retrieved from <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=49760209>
- Gallina, T. S. (2011). *Manual de técnicas para el estudio de la fauna*. México: Instituto de Ecología. Retrieved from https://www.researchgate.net/publication/291330837_Manual_de_tecnicas_del_estudio_de_la_fauna
- Gil-Tena, A. (2010). Factores determinantes de la riqueza, distribución y dinámica de las aves forestales a escala de paisaje en Cataluña: Implicaciones para la gestión forestal sostenible. *Ecosistemas*, 19(2), 150–154. Retrieved from <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=54017099013>
- Giorgis, M. A., Cingolani, A. M., Gurvich, D. E., Reyner, N., & Rufini, S. (2005). Diferencias en la estructura de la vegetación del sotobosque entre una plantación de *Pinus taeda* L. (Pinaceae) y un matorral serrano (Cuesta Blanca, Córdoba). *Kurtziana*, 31(1-2), 39–49. Retrieved from https://www.researchgate.net/publication/257921428_Diferencias_en_la_estructura_de_la_vegetacion_del_sotobosque_entre_una_plantacion_de_Pinus_taeda_L_Pinaceae_y_un_matorral_serrano_Cuesta_Blanca_Cordoba
- Gómez-Romero, M., Soto-Correa, J. C., Blanco-García, J. A., Sáenz-Romero, C., Villegas, J., & Linding-Cisneros, R. (2012). Estudio de especies de pino para restauración de sitios degradados. *Agrociencia*, 46(8), 795–807. Retrieved from <https://www.colpos.mx/agrocien/Bimestral/2012/nov-dic/art-5.pdf>
- González-Valdivia, N., Ochoa-Gaona, S., Pozo, C., Gordon-Ferguson, B., Rangel-Ruiz, L., Arriaga-Weiss, S., ... Kampichler, C. (2011). Indicadores ecológicos de hábitat y biodiversidad en un paisaje neotropical: perspectiva multitaxonómica. *Revista de Biología Tropical*, 59(3), 1433–1451. doi: 10.15517/rbt.v0i0.3409
- Guevara-Hernández, F., Pinto, R., Rodríguez, L. A., Gómez, H., Ortiz, R., Ibrahim, M., & Cruz, G. (2011). Percepciones locales de la degradación de potreros en una comunidad ganadera de Chiapas, México. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola*, 45(3), 311–319. Retrieved from <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=193022270016>
- Gutiérrez, V. M. H., Méndez, G. J., Flores, L. C., Ramírez, D. J. A., & Gutiérrez, V. B. N. (2012). Caída de hojarasca en plantaciones de *Pinus greggii* Engelm. y *Pinus cembroides* Zucc., en Coahuila, México. *Revista Fitotecnia Mexicana*, 35(2), 123–133. Retrieved from <http://www.scielo.org.mx/pdf/rfm/v35n2/v35n2a4.pdf>
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T., & Ryan, P. D. (2001). PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1), 1–9. Retrieved from https://palaeo-electronica.org/2001_1/past/past.pdf
- Hill, J. K., & Hamer, K. C. (1998). Using species abundance models as indicator of habitat disturbance in tropical forest. *Journal of Applied Ecology*, 35(3), 458–460. doi: 10.1046/j.1365-2664.1998.00310.x
- Hobbs, R. J., & Harris, J. A. (2001). Restoration ecology: Repairing the Earth's ecosystems in the new millennium. *Restoration Ecology*, 9(2), 239–246. doi: 10.1046/j.1526-100x.2001.009002239.x.
- Holl, K. D., & Aide, T. M. (2011). When and where to actively restore ecosystems? *Forest Ecology Management*, 261(10), 1558–1563. doi: 10.1016/j.foreco.2010.07.004
- Holl, K. D., Loik, M. E., Lin, E. H. V., & Samuels, I. A. (2000). Tropical montane forest restoration in Costa Rica: Overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration Ecology*, 8(4), 339–349. doi: 10.1046/j.1526-100x.2000.80049.x
- Howell, S. N. G., & Webb, S. (2012). *A guide to the birds of Mexico and northern Central America*. China: Oxford University Press.
- International Union for Conservation of Nature (IUCN). (2019). The IUCN red list of threatened species. Retrieved July 15, 2019 from <http://www.iucnredlist.org>

- Lawton, J. H., Bignell, D. E., Bolton, B., Bloemers, G. F., Eggleton, P., Hammond, P. M., ...Watt, A. D. (1998). Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitats modification in tropical forest. *Nature*, 391(1), 72–76. doi:10.1038/34166
- López-Toledo, J. F., Valdez-Hernández, J. I., Pérez-Ferreira, M. A., & Cetina-Alcalá, V. M. (2012). Composición y estructura arbórea de un bosque tropical estacionalmente seco en la Reserva de la Biósfera La Sepultura, Chiapas. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 3(12), 43–56. Retrieved from <http://www.scielo.org.mx/pdf/remcf/v3n12/v3n12a5.pdf>
- MacFaden, S. W., & Capen, D. E. (2002). Avian habitat relationships at multiple scales in a New England Forest. *Forest Science*, 48(2), 243–253. doi: 10.1093/forestscience/48.2.243
- MacGregor-Fors, I., Blanco-García, A., & Lindig-Cisneros, R. (2010). Bird community shifts related to different forest restoration efforts: A case study from a managed habitat matrix in Mexico. *Ecological Engineering*, 36(10), 1492–1496. doi: 10.1016/j.ecoleng.2010.06.001
- Maglianesi, M. A. (2010). Avifauna asociada a bosque nativo y plantación exótica de coníferas en la reserva forestal Grecia, Costa Rica. *Ornitología Neotropical*, 21(3), 339–350. Retrieved from <https://sora.unm.edu/sites/default/files/ON%2021%20%283%29%20339-350.pdf>
- Magurran, A. E., & McGill, B. J. (2011). *Biological diversity: Frontiers in measurement and assessment*. USA: Oxford University Press.
- Majer, J. D. (2009). Animals in the restoration process-progressing the trends. *Restoration Ecology*, 17(4), 315–319. doi: 10.1111/j.1526-100X.2009.00528.x
- Martínez-Sánchez, E., Cardona-Romero, M., Rivera-Páez, F., Pérez-Cárdenas, J., & Castaño-Villa, G. (2018). Contribution of agroecosystems to the conservation of bird diversity in the department of Caldas. *Revista Facultad Nacional de Agronomía*, 71(2), 8445–8457. doi: 10.15446/rfna.v71n2.66113
- McCann, K. S. (2000). The diversity-stability debate. *Nature*, 405, 228–233. doi: 10.1038/35012234
- Moreno-Ortega, C. E. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad*. Zaragoza, España: M&T-Manuales y Tesis SEA.
- National Geographic Society. (2011). *Field guide to the birds of North America* (6ta ed.). Washington, D.C.: Author.
- Ortega-Álvarez, A., Lindig-Cisneros, R., MacGregor-Fors, I., Renton, K., & Schondube, J. E. (2013). Avian community responses to restoration efforts in a complex volcanic landscape. *Ecological Engineering*, 53, 275–283. doi: 10.1016/j.ecoleng.2012.12.058
- Otavo, S., & Echeverría, C. (2017). Fragmentación progresiva y pérdida de hábitat de bosques naturales en uno de los hotspot mundiales de biodiversidad. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88(4), 924–935. doi: 10.1016/j.rmb.2017.10.041
- Ralph, C. J., Geupel, G. R., Pyle, P., Martin, T. E., DeSante, D. F., & Milá, B. (1996). Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. Retrieved from https://www.avesdecostarica.org/uploads/7/0/1/0/70104897/manual_de_metodos.pdf
- Ramírez-Albores, J. E. (2013). Riqueza y diversidad de aves de un área de la Faja Volcánica Transmexicana, Tlaxcala, México. *Acta Zoológica Mexicana*, 29(3), 486–512. Retrieved from <http://www.scielo.org.mx/pdf/azm/v29n3/v29n3a3.pdf>
- Rangel-Salazar, J. L., Enríquez, R. P. L., & Sántiz, L. E. C. (2009). Variación de la diversidad de aves de sotobosque en el Parque Nacional Lagos de Montebello, Chiapas, México. *Acta Zoológica Mexicana*, 25(3), 479–495. Retrieved from <http://www.scielo.org.mx/pdf/azm/v25n3/v25n3a4.pdf>
- Riquelme, C., Hinojosa, A., Figueroa, R. A., & González-Acuña, D. (2018). Aves de la Reserva Nacional Isla Mocha, sur de Chile: Riqueza, abundancia y diversidad de especies. *Guyana*, 82(1), 40–64. doi: 10.4067/S0717-65382018000100040
- Rocha-Ramírez, A., Chávez-López, R., Ramírez-Rojas, A., & Cházaro-Olvera, S. (2011). *Comunidades. Métodos de estudio*. México: UNAM.
- Salas-Correa, A., & Mancera-Rodríguez, N. (2018). Relaciones entre la diversidad de aves y la estructura de vegetación en cuatro etapas sucesionales de bosque secundario, Antioquia, Colombia. *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*, 21(2), 519–529. doi: 10.31910/rudca.v21.n2.2018.970
- Seaby, R. M., & Henderson, P. A. (2006). Species diversity and richness version 4. Lymington, England: Pisces Conservation Ltd. Retrieved November 6, 2016 from <http://www.pisces-conservation.com/softdiversity.html>
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2010). Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. México: DOF. Retrieved from https://www.biodiversidad.gob.mx/especies/pdf/NOM_059_SEMARNAT_2010.pdf
- Ventura-Ríos, A., Plascencia-Escalante, F. O., Hernández de la Rosa, P., Ángeles-Pérez, G., & Aldrete, A. (2017). ¿Es la reforestación una estrategia para la rehabilitación de bosques de pino? Una experiencia en el centro de México. *Bosque*, 38(1), 55–66. doi: 10.4067/S0717-92002017000100007
- Vibrans, H. (2018). Malezas de México. Retrieved February 27, 2019, from <http://www.conabio.gob.mx/malezasdemexico/2inicio/home-malezas-mexico.htm>
- Whytock, R. C., Fuentes-Montemayor, E., Watts, K., Barbosa, D. P., Whytock, R. T., French, P., ...Park, K. J. (2017). Bird-community responses to habitat creation in a long-term, large-scale natural experiment. *Conservation Biology*, 32(2), 345–354. doi: 10.1111/cobi.12983
- Zarco-Espinosa, V. M., Valdez-Hernández, J. I., Ángeles-Pérez, G., & Castillo-Acosta, O. (2010). Estructura y diversidad de la vegetación arbórea del parque estatal Agua Blanca, Macuspana, Tabasco. *Universidad y Ciencia*, 26(1), 1–17. doi: 10.19136/era.a26n1.179