Diversidad de aves en agrobosques de café y bosque tropical subcaducifolio del occidente de México

Bird diversity in coffee agroforests and subdeciduous tropical forests of western Mexico

Juan Loera-Casillas[1], Luis Ignacio Iñiguez-Dávalos[1*], Susana Zuloaga-Aguilar[1], Jesús Juan Rosales-Adame[1], Salvador Hernández-Vázquez[1], Marcial Alejandro Rojo-Cruz[1], Ramón Cuevas-Guzmán[1]

[1]Benemérita Universidad de Guadalajara, Centro Universitario de la Costa Sur. Avenida Independencia Nacional #151, colonia Centro, CP. 48900. Autlán de Navarro, Jalisco, México.

*Autor de correspondencia: liniguez@academicos.udg.mx

Artículo científico

Recibido: 07 de agosto 2025
Aceptado: 16 de octubre 2026

RESUMEN. Los agrobosques de café se reconocen como lugares de conservación para las aves, con niveles de riqueza de especies y número promedio de individuos comparables con los bosques naturales. El objetivo fue describir y comparar la diversidad taxonómica de aves entre el agrobosque de café (AC) y el bosque tropical subcaducifolio (BTS) en el occidente de Jalisco. Se establecieron seis transectos, tres en AC y tres en BTS, con un total de 60 puntos de conteo (diez puntos por transecto, separados por 250 m). Se aplicaron conteos mensuales durante el año 2024, utilizando el método de conteo por puntos de radio fijo de 25 m. Evaluamos las diferencias en riqueza y número promedio de individuos de aves mediante una prueba no paramétrica de Wilcoxon. También analizamos las diferencias en la riqueza y número promedio de aves entre sitios mediante un modelo lineal de efectos mixtos. Se registraron 142 especies de aves: 2 342 individuos de 106 especies en AC y 2 782 individuos de 123 especies en BTS. Las diferencias en riqueza y número promedio de individuos entre condiciones de manejo y sitios fueron significativas. La diversidad verdadera mostró valores elevados en AC. Los análisis de similitud indicaron diferencias en la composición y número promedio de individuos entre condiciones de manejo. Se sugiere que los AC no sustituyen al BTS, sino que representan una alternativa para la conservación de la avifauna en paisajes transformados, siempre que se mantenga una estructura y composición vegetal compleja.
Palabras clave: Número promedio de individuos, estructura del hábitat, manejo agroforestal, paisajes transformados, riqueza de especies.

ABSTRACT. Coffee agroforests are recognized as conservation sites for birds, supporting species richness levels and an average number of individuals comparable to natural forests. The objective was to describe and compare the taxonomic diversity of birds between coffee agroforests (AC in Spanish) and tropical semideciduous forest (BTS in Spanish) in western Jalisco. Six transects were established, three in AC and three in BTS, with a total of 60 point-count stations (ten points per transect, separated by 250 m). Monthly counts were conducted during 2024, using the 25-m fixed-radius point-count method. We evaluated differences in bird richness and average number of individuals using a non-parametric Wilcoxon test. We also analyzed differences in bird richness and average number of individuals among sites using a linear mixed-effects model. A total of 142 bird species were recorded: 2 342 individuals of 106 species in AC and 2 782 individuals of 123 species in BTS. Differences in richness and average number of individuals between management conditions and sites were significant. True diversity showed high values in AC. Similarity analyses indicated differences in composition and average number of individuals between management conditions. It is suggested that AC do not replace BTS, but rather represent an alternative for avifauna conservation in transformed landscapes, provided that a complex vegetation structure and composition are maintained.
Keywords: Agroforestry management, bird abundance, habitat structure, species richness, transformed landscapes.

Como citar: Loera-Casillas J, Iñiguez-Dávalos LI, Zuloaga-Aguilar MS, Rosales-Adame JJ, Hernández-Vázquez S, Rojo-Cruz MA, Cuevas-Guzmán R (2026) Diversidad de aves en agrobosques de café y bosque tropical subcaducifolio del occidente de México. Ecosistemas y Recursos Agropecuarios 13(3): e4721. DOI: 10.19136/era.a13n3.4721.

INTRODUCCIÓN

Aproximadamente una tercera parte de la avifauna mundial (≈10 000 especies) utiliza áreas dominadas por la agricultura (Blount *et al*. 2021). Esto es particularmente relevante, dado el impacto de la creciente transformación de los ecosistemas naturales y los cambios en el manejo de los sistemas agrícolas, que han resultado en la disminución de poblaciones de aves (Alvarez-Alvarez *et al*. 2022). En particular, la avifauna desempeña un papel fundamental en los ecosistemas al proporcionar servicios ecosistémicos como control de plagas, polinización y dispersión de semillas (Morrison y Mendenhall 2020, Schooler *et al*. 2020, Levey *et al*. 2021).

Entre los sistemas agrícolas con potencial para la conservación de la diversidad se encuentran los agrobosques de café (AC), agroecosistemas donde se combina el cultivo de *Coffea arabica*, una especie tolerante a la sombra, con el arbolado del bosque original y algunos árboles frutales (Fisher-Ortíz *et al*. 2020); este es el concepto de café jardín (Moguel y Toledo 1999). En Etiopía, centro de origen y diversificación natural del género *Coffea*, se encuentran extensas áreas de AC que albergan alta diversidad de aves. También Rodrigues *et al*. (2018) compararon la diversidad de aves en diferentes tipos de AC a lo largo de un gradiente de manejo, en comparación con el bosque húmedo y encontraron que las aves con dietas especializadas, como los insectívoros, así como aquellas indicadoras de bosque conservado, presentaron mayor riqueza y abundancia en los bosques húmedos que en las plantaciones de café.

En Indonesia, los AC mantienen riqueza y abundancia de aves similares a las encontradas en los bosques naturales y los bosques manejados por comunidades para el cultivo de madera. Estos sistemas albergan una mayor representación de nectarívoros, frugívoros e insectívoros, por lo que son clave para la conservación de la biodiversidad y el mantenimiento de servicios ecosistémicos (Imron *et al*. 2022). En el mismo país se realizó un estudio comparativo entre bosque natural, AC y monocultivo de cafetales, encontrando mayor riqueza de aves en el bosque, seguido por los AC y, en el último lugar, los monocultivos. Las aves insectívoras dominaron en los tres tipos de cobertura, y mientras que las frugívoras, granívoras y carnívoras estuvieron representadas en menor proporción. En cuanto al estatus de conservación, la mayoría de las especies de Indonesia se clasificaron como de "preocupación menor" según la UICN, y el 9% del total de las especies registradas fueron migratorias, que utilizan parches de bosque natural (Pardede *et al*. 2025).

Los AC con mayor complejidad estructural y florística mantienen una alta riqueza de aves, aunque la riqueza taxonómica es superior en los bosques naturales (Philpott *et al*. 2008; Monge *et al*. 2022). En Colombia, Velásquez-Trujillo *et al*. (2021) reportaron mayor número de especies de aves en bosques secundarios que en agroecosistemas, como los cafetales. En estos últimos predominaron aves insectívoras generalistas, mientras que en los bosques secundarios dominaron los frugívoros especialistas del dosel y sotobosque. Estos resultados, junto con los de Almazán-Núñez *et al*. (2020), indican que, si bien los AC son importantes para mantener riqueza y abundancia de aves comparables a los bosques naturales, no son equivalentes a ellos; la diferencia radica en que la intensificación del cultivo modifica la diversidad taxonómica.

En el occidente de México, en los AC se registraron 123 especies de aves en dos regiones cafetaleras de la zona; esta diversidad representa el 36% de la avifauna de Nayarit (González-Medina *et al*. 2016). Estas incluyen 16 especies endémicas como *Glaucidium palmarum*, *Trogon citreolus* y *Vireo hypochryseus*. Las familias más abundantes fueron Parulidae, Tyrannidae y Trochilidae. En términos de abundancia, de 1 271 capturas, las especies con más individuos son *Polioptila caerulea* (n = 62), *Turdus assimilis* (n = 60) y *Oreothlypis ruficapilla* (n = 49). No obstante, la mayoría de los estudios que comparan AC con bosques conservados se han realizado en regiones de clima templado (bosque de pino y bosque mesófilo de montaña). Aunque los AC destacan como áreas de importancia económica para la producción de café en México (Ruiz-García *et al*. 2020), se considera que los AC en el occidente de México son poco explorados, pero relevantes en la conservación de la avifauna (González-Medina *et al*. 2016). Sin embargo, en México no se han realizado estudios comparativos de la diversidad taxonómica entre AC y bosque tropical subcaducifolio (BTS). El único trabajo que aborda este tema es el de Velásquez-Trujillo *et al*. (2021); pero solamente en bosques secundarios. El trabajo más cercano geográficamente a nuestra área de estudio es el de González-Medina *et al*. (2016) en Nayarit, como ya se mencionó previamente. En este contexto, el presente estudio tiene como objetivo comparar la diversidad taxonómica (riqueza y número de individuos) y la composición de gremios tróficos de aves entre el AC y el BTS adyacente. Esperamos encontrar que la diversidad taxonómica sea mayor en BTS, mientras que los gremios serán equivalentes entre ambos tipos de bosques.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La investigación se realizó en el occidente de México, en el oeste del estado de Jalisco, en el municipio de Talpa de Allende, en la localidad de La Cuesta, con una elevación entre 550 y 1 450 msnm, entre los 20° 12' 44.05" y 20° 09' 18" LN y los 104° 46' 20" y 104° 51' 26" LO (Figura 1). El clima es cálido subhúmedo, con lluvias en verano, de junio a septiembre; la precipitación es de 949.8 mm y la temperatura media anual es de 20.6 °C (IIEG 2024). La vegetación de la localidad corresponde a bosque mesófilo de montaña, bosque de encino-pino y bosque tropical subcaducifolio; en todos ellos se encuentran agrobosques de café (IIEG 2024).

En México se han descrito cinco sistemas de producción de café, según el manejo y complejidad estructural de la vegetación (Moguel y Toledo 1999). Para este estudio, se seleccionaron tres sitios de AC caracterizados como policultivo tradicional o café jardín (Moguel y Toledo 1999). El AC "Camino Real" tiene un dosel con árboles de *Brosimum alicastrum*, *Cecropia obtusifolia*, *Cnidosculus tepiquensis*, *Hura polyandra* y *Lonchocarpus guatemalensis*. Existe un subdosel con *Annona purpurea*, *Inga vera* y *Roseodendron donell-smithii*, además de árboles frutales como *Byrsonima crassifolia*, *Mangifera indica* y *Musa x paradisiaca*. El sotobosque está dominado por plantas de café *Coffea arabica* y el estrato herbáceo por pastos y *Achyranthes aspera*. Para este AC se registró un 79% de bosque original. El AC "Camino Viejo" presenta un dosel compuesto por *Ficus maxima*, *Inga eriocarpa*, *Quercus uxoris* y *Lonchocarpus guatemalensis*. El subdosel está representado por *Casearia arguta*, *Fraxinus uhdei* y *Juglans major*. El sotobosque está dominado por plantas de café *Coffea arabica* y árboles frutales como *Ardisia compressa* y *Citrus limon*. El estrato herbáceo está dominado por pastos;

aquí se registró un 65% de bosque original. En el AC "Villa Socorro" existe un dosel con *Bursera glabrifolia*, *Brosimum alicastrum*, *Ficus maxima* y *Roseodendron donell-smithii*, un subdosel con *Annona reticulata*, *Hura polyandra*, *Inga laurina* y *Persea americana*; el sotobosque se encuentra dominado por plantas de café *Coffea arabica*, sin estrato herbáceo, ya que se elimina por las actividades de manejo que se hacen en el agrobosque, con un porcentaje de bosque original de 73%.

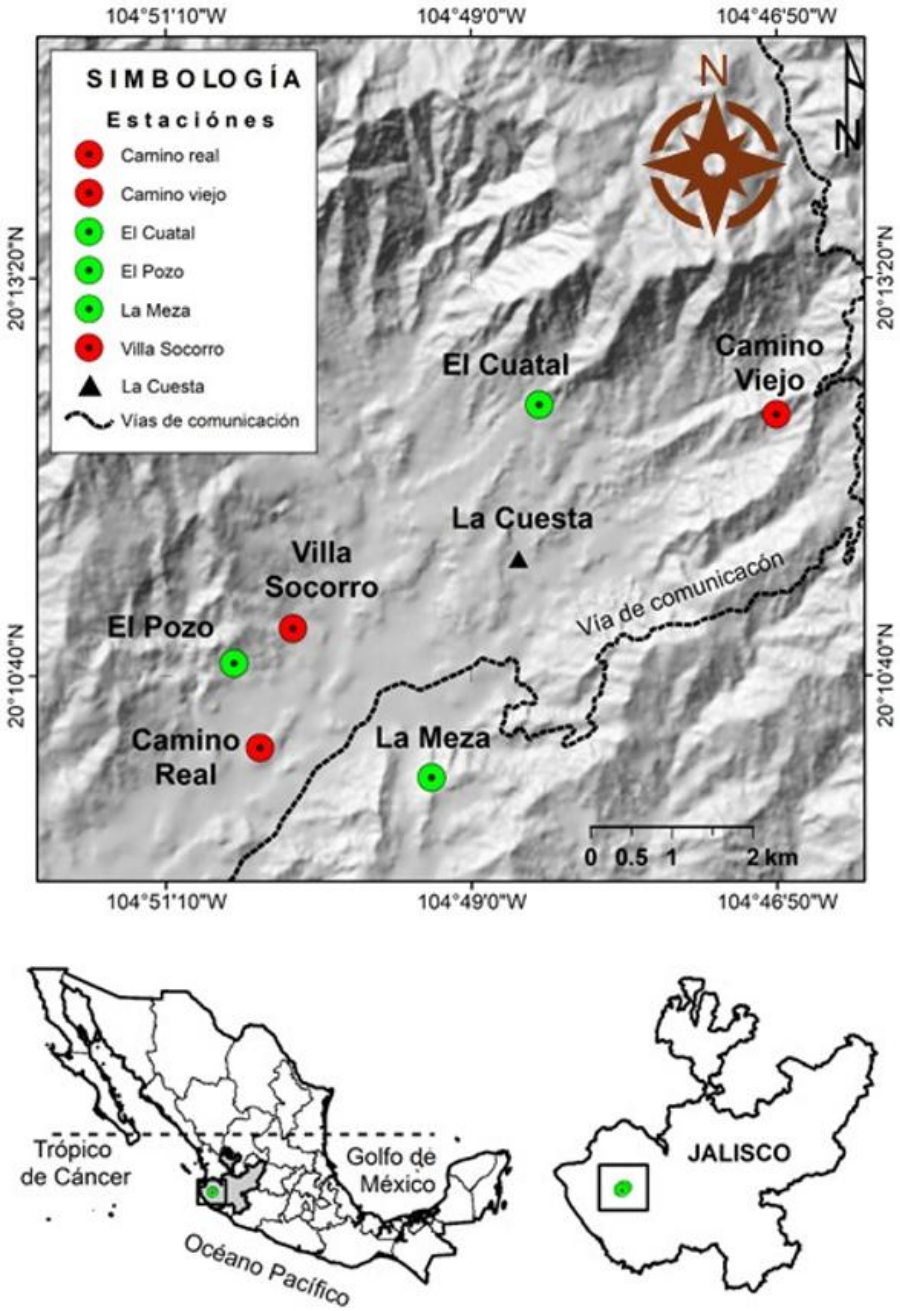


Figura 1. Mapa de ubicación de los seis sitios de muestreo, en La Cuesta, municipio de Talpa de Allende. Los círculos rojos son agrobosques de café y los círculos verdes son bosque tropical subcaducifolio.

Para el bosque tropical subcaducifolio (BTS) se seleccionaron tres transectos conservados, es decir, sin actividades de manejo, sin ganado y sin plantas de *Coffea arabica*. "El Cuatal" tiene un dosel con árboles de *Brosimun alicastrum*, *Ficus insipida*, *F. obtusifolia*, *Quercus salicifolia* y *Roseodendron donell-smithii*. El subdosel se encuentra compuesto por *Annona purpurea*, *Bursera simaruba*, *Enterolobium cyclocarpum*, *Lonchocarpus pittieri* y *Tabernaemontana glabra*. El sotobosque posee especies como *Annona reticulata*, *Eugenia capuli*, *Piper aduncum*, *Urera pacifica* y *Vachellia pennatula*. Otro de los sitios fue "El Pozo", el cual presenta *Coussapoa purpusii*, *Ficus crocata*, *Nectandra hihua*, *Quercus peduncularis* y *Sloanea terniflora* en el dosel. En el subdosel se registró *Aphananthe monoica*, *Bursera fagaroides*, *Guarea glabra*, *Lonchocarpus salvadorensis* y *Quercus uxoris*. El sotobosque incluye especies como *Chiococca alba*, *Faramea occidentalis*, *Hamelia jorullensis*, *Piper rosei* y *Sommera grandis*. Por último, en "La Meza", para el caso del dosel dominan árboles de *Ficus cotinifolia*, *F. velutina*, *Geobalanus retifolius*, *Inga vera* y *Quercus peduncularis*. En el subdosel se registraron *Coccoloba barbadensis*, *Cymbopetalum hintonii*, *Lippia umbellata*, *Sapium macrocarpum* y *Tabernaemontana glabra*. El sotobosque se encuentra compuesto por *Faramea occidentalis*, *Picramnia antidesma*, *Piper aduncum*, *Urera caracasana* y *Vachellia pennatula*.

Muestreo de aves

Se utilizó el método de conteo por punto de radio fijo de 25 m (Ralph *et al*. 1996) en el que, por un periodo de 10 minutos, se registraron todas las especies y el número de individuos de aves observadas y escuchadas. Se seleccionaron tres localidades independientes donde ambas condiciones de manejo (AC y BTS) estaban representadas. En cada localidad, se estableció un transecto de 2 500 m por condición (sumando seis transectos en total: tres en AC y tres en BTS). A lo largo de cada transecto, se distribuyeron 10 puntos de conteo de aves (30 puntos para AC y 30 para BTS, N = 60). Cada punto de conteo fue una unidad de muestreo independiente. Los puntos estuvieron separados entre sí por 250 m para asegurar la independencia de los registros y minimizar la probabilidad de contar los mismos individuos (González-García 2011). Por lo tanto, los transectos se consideraron como réplicas. Los conteos se realizaron en el año 2024, una vez al mes durante 12 meses, lo que resultó en 720 eventos de conteo en 60 puntos (360 en AC y 360 en BTS). Los muestreos iniciaron al amanecer, realizando un transecto por día.

Para identificar las especies de aves se emplearon binoculares Celestron 10 × 50 y la guía de campo de Howell y Webb (1995). La identificación de especies por cantos y llamados se basó en el entrenamiento previo de varios años del primer autor. Para la nomenclatura taxonómica se siguió como referencia el trabajo de la American Ornithological Society (Chesser *et al*. 2024). La clasificación de las especies en gremios tróficos se basó en la propuesta de González-Salazar *et al*. (2014). Para evaluar las diferencias en el número de especies de cada gremio entre condiciones se realizó un análisis de χ^2, con corrección de Bonferroni. La clasificación de la estacionalidad se basó en lo propuesto por Howell y Webb (1995). Con respecto a los endemismos se consultó a Navarro-Sigüenza *et al*. (2014). Las categorías de riesgo se determinaron de acuerdo con la NOM-059-SEMARNAT 2019 (SEMARNAT 2019).

Análisis de datos

Todos los análisis fueron realizados en R (R Core Team 2023). Para evaluar las diferencias en la riqueza y número promedio de aves entre AC y BTS (n = 2, 30 datos para cada condición), se aplicó

una prueba no paramétrica de Wilcoxon de suma de rangos con corrección de continuidad. Las diferencias en la riqueza y número promedio de aves entre transectos (n = 6) se evaluaron con modelos lineales de efectos mixtos de una vía, con el paquete lme4, función lmer (Bates *et al*. 2015). En los modelos, la condición de manejo (AC y BTS, n = 2) y los transectos (n = 6) se definieron como efectos fijos. Para modelar la estructura jerárquica de los datos y controlar la dependencia espacial y temporal, se incluyó un esquema de efectos aleatorios anidados, donde los puntos de conteo (unidades observacionales) se anidaron dentro de los transectos y las condiciones de manejo.

Después de verificar visualmente la homogeneidad de varianzas mediante gráficos de dispersión de residuales (plot) y comprobar la normalidad de los residuales con la prueba de Shapiro-Wilk (shapiro.test) se asumió una distribución gaussiana de los errores. Para las comparaciones múltiples de medias entre las condiciones (AC vs. BTS), se calcularon las medias marginales estimadas utilizando el paquete emmeans (Lenth 2021).

Se estimó la diversidad verdadera para cada sitio utilizando los números de Hill de orden q^0, q^1 y q^2. Estas medidas están diseñadas para incorporar diferentes aspectos de la diversidad, desde la simple presencia de especies, la abundancia relativa y la dominancia. El orden q^0 representa la riqueza de especies, sin considerar las abundancias. El orden q^1 pondera las especies de acuerdo con sus abundancias relativas, asignando un peso equitativo a especies raras y comunes. En contraste, el orden q^2 es sensible a las especies abundantes, otorgándoles mayor peso y reduciendo la influencia de las especies raras (Jost 2007). Para calcular los números de Hill, se construyó una matriz de abundancias por especie en los tres sitios de AC y en los tres de BTS. Los análisis estadísticos fueron realizados en R (R Core Team 2023), utilizando el paquete vegan (Oksanen *et al*. 2022).

Utilizando los 12 meses de muestreo y los puntos de conteo en los tres transectos de AC y los tres de BTS, se construyeron curvas de rarefacción y extrapolación de especies utilizando datos de número de individuos para evaluar la completitud del muestreo. Este enfoque ajusta los datos observados de especies e individuos a una curva de rarefacción, permitiendo proyectar cuántas especies adicionales podrían esperarse si se incrementara el esfuerzo de muestreo (Colwell *et al*. 2012). Las curvas de rarefacción y extrapolación se generaron utilizando la herramienta iNEXT, en la versión interactiva en línea (Chao *et al*. 2016).

Para evaluar la disimilitud en la composición de especies y número de individuos, se utilizaron los índices de Jaccard y Bray-Curtis. Para el análisis de Jaccard, se construyó una matriz de presencia y ausencia con las 142 especies de aves registradas en los tres sitios de AC y los tres de BTS. Para el análisis de Bray-Curtis, se construyó una matriz de número de individuos con las mismas especies y sitios. Ambas disimilitudes se calcularon con la función vegdist, y el agrupamiento se realizó mediante hclust, ambos del paquete vegan en R (R Core Team 2023).

RESULTADOS

Se registraron 5 124 aves, de 142 especies, en agrobosque de café y bosque tropical subcaducifolio. En el AC, se contabilizaron 2 342 registros de 106 especies, 83 géneros y 32 familias, mientras que

en el BTS se encontraron 2 782 registros de 123 especies, 92 géneros y 31 familias. Cada uno de los sitios de AC tuvo menor riqueza que los sitios de BTS. Entre los AC, el sitio Camino Viejo presentó la mayor riqueza, con 81 especies y 729 individuos. En el BTS, el sitio con mayor riqueza fue La Meza, con 98 especies y 1 031 registros (Tabla 1).

Tabla 1. Composición avifaunística de los agrobosques de café y bosque tropical subcaducifolio en La Cuesta, municipio de Talpa de Allende, Jalisco, en el 2024.

Sitios Agrobosque de café	Número de especies	Número de géneros	Número de familias	Número de individuos
Camino Viejo	81	66	27	729
Camino Real	79	69	30	904
Villa Socorro	78	69	27	709
Total	106			
Sitios Bosque tropical				
La Meza	98	78	30	1 031
El Pozo	92	75	30	963
El Cuatal	90	72	28	788
Total	123			

En ambas condiciones, AC y BTS, las familias con mayor número de especies fueron Tyrannidae, Parulidae y Cardinalidae. Los géneros con mayor riqueza en el AC fueron *Piranga* y *Cyanocorax*, mientras que en el BTS destacaron *Vireo* y *Setophaga*. Las especies más abundantes en el AC fueron *Turdus assimilis*, *Amazona finschi* y *Tityra semifasciata*; en contraste, en el BTS predominaron *Eupsittula canicularis*, *Leptotila verreauxi* y *Cardellina pusilla* (Tabla 2).

Tabla 2. Listado taxonómico de las aves registradas en agrobosque de café y bosque tropical subcaducifolio en La Cuesta, municipio de Talpa de Allende, Jalisco, en el 2024. Endemismo: X = endémicos de México. Condición migratoria: R = residente, M = migratorio. Categoría de conservación: P = en peligro, A = amenazada, Pr = protección especial. Vegetación: AC = agrobosque de café, BT = bosque tropical subcaducifolio.

Familia	Especie	Endemismo	Condición migratoria	Categoría de conservación	Gremio Trófico	Vegetación
Tinamidae	*Crypturellus cinnamomeus*		R	Pr	Frugívoro	BT
Cracidae	*Ortalis poliocephala*	X	R		Frugívoro	AC, BT
	Penelope purpurascens		R	A	Frugívoro	AC, BT
Odontophoridae	*Dactylortyx thoracicus*	X	R	Pr	Herbívoro	AC
Columbidae	*Patagioenas flavirostris*		R		Frugívoro	AC, BT
	Columbina inca		R		Granívoro	AC, BT
	Columbina passerina		R		Granívoro	BT
	Columbina talpacoti		R		Granívoro	AC, BT
	Leptotila verreauxi		R		Granívoro	AC, BT
	Zenaida asiatica		R		Granívoro	AC, BT
	Zenaida macroura		R		Granívoro	BT
Cuculidae	*Crotophaga sulcirostris*		R		Insectívoro	BT
	Piaya cayana		R		Insectívoro	AC, BT
Caprimulgidae	*Chordeiles acutipennis*		R		Insectívoro	BT

	Nyctidromus albicollis		R		Insectívoro	AC, BT
Trochilidae	*Phaethornis mexicanus*	X	R		Nectarívoro	AC
	Archilochus colubris		M		Nectarívoro	BT
	Cynanthus latirostris		R		Nectarívoro	AC, BT
	Chlorostilbon auriceps	X	R		Nectarívoro	AC, BT
	Ramosomyia violiceps		R		Nectarívoro	AC
	Saucerottia beryllina		R		Nectarívoro	AC, BT
	Amazilia rutila		R		Nectarívoro	AC, BT
Cathartidae	*Coragyps atratus*		R		Carroñero	AC
	Cathartes aura		R		Carroñero	AC, BT
Accipitridae	*Accipiter striatus*		M		Carnívoro	BT
	Geranospiza caerulescens		R	A	Carnívoro	AC, BT
	Buteogallus anthracinus		R	Pr	Carnívoro	AC, BT
	Rupornis magnirostris		R		Carnívoro	BT
	Geranoaetus albicaudatus		R	Pr	Carnívoro	BT
	Buteo plagiatus		R		Carnívoro	AC, BT
	Buteo albonotatus		M	Pr	Carnívoro	AC
Strigidae	*Glaucidium palmarum*	X	R	A	Carnívoro	AC, BT
	Glaucidium brasilianum		R		Insectívoro	AC, BT
	Strix virgata		R		Carnívoro	AC, BT
Trogonidae	*Trogon citreolus*	X	R		Frugívoro	BT
	Trogon elegans		R		Frugívoro	AC, BT
Momotidae	*Momotus mexicanus*		R		Insectívoro	AC, BT
Picidae	*Melanerpes formicivorus*		R		Insectívoro	BT
	Melanerpes chrysogenys	X	R		Insectívoro	AC, BT
	Dryobates scalaris		R		Insectívoro	AC, BT
	Colaptes auricularis	X	R		Insectívoro	AC, BT
	Dryocopus lineatus		R		Insectívoro	AC, BT
	Campephilus guatemalensis		R	Pr	Insectívoro	AC, BT
Falconidae	*Herpetotheres cachinnans*		R		Carnívoro	AC, BT
	Micrastur ruficollis		M	Pr	Carnívoro	BT
	Micrastur semitorquatus		R	Pr	Carnívoro	AC, BT
	Falco sparverius		M		Insectívoro	AC
	Falco peregrinus		M	Pr	Carnívoro	BT
	Falco rufigularis		R		Carnívoro	AC
Psittacidae	*Eupsittula canicularis*		R	Pr	Frugívoro	AC, BT
	Ara militaris		R	P	Frugívoro	BT
	Forpus cyanopygius	X	R	Pr	Frugívoro	AC, BT
	Amazona finschi	X	R	P	Frugívoro	AC, BT
Tityridae	*Tityra semifasciata*		R		Frugívoro	AC, BT
	Pachyramphus aglaiae		R		Insectívoro	AC, BT
Tyrannidae	*Camptostoma imberbe*		R		Insectívoro	AC, BT
	Myiopagis viridicata		R		Insectívoro	AC, BT
	Attila spadiceus		R		Insectívoro	AC, BT
	Myiarchus tuberculifer		R		Insectívoro	AC, BT

	Myiarchus cinerascens		R		Insectívoro	AC, BT
	Myiarchus nuttingi		R		Insectívoro	AC
	Myiarchus tyrannulus		R		Insectívoro	BT
	Pitangus sulphuratus		R		Insectívoro	AC, BT
	Megarynchus pitangua		R		Insectívoro	AC, BT
	Myiozetetes similis		R		Insectívoro	AC, BT
	Myiodynastes luteiventris		MV		Insectívoro	AC, BT
	Tyrannus melancholicus		R		Insectívoro	BT
	Tyrannus crassirostris		R		Insectívoro	BT
	Mitrephanes phaeocercus		R		Insectívoro	AC
	Contopus pertinax		R		Insectívoro	AC, BT
	Contopus sordidulus		R		Insectívoro	AC
	Empidonax sp.		R		Insectívoro	AC, BT
	Pyrocephalus rubinus		R		Insectívoro	BT
Furnariidae	*Xiphorhynchus flavigaster*		R		Insectívoro	AC, BT
Vireonidae	*Vireo hypochryseus*	X	R		Insectívoro	AC, BT
	Vireo atricapilla		M	P	Insectívoro	BT
	Vireo cassinii		M		Insectívoro	AC, BT
	Vireo plumbeus		M		Insectívoro	AC, BT
	Vireo gilvus		M		Insectívoro	AC, BT
	Vireo flavoviridis		MV		Insectívoro	AC, BT
Corvidae	*Calocitta colliei*		R		Omnívoro	BT
	Cyanocorax formosus		R		Omnívoro	AC
	Cyanocorax yncas		R		Omnívoro	AC, BT
	Cyanocorax samblasianus	X	R		Omnívoro	AC, BT
	Corvus corax		R		Omnívoro	AC
Ptiliogonatidae	*Ptiliogonys cinereus*		R		Insectívoro	BT
Regulidae	*Corthylio calendula*		M		Insectívoro	AC
Polioptilidae	*Polioptila caerulea*		M		Omnívoro	AC, BT
Troglodytidae	*Pheugopedius felix*	X	R		Insectívoro	AC, BT
	Henicorhina leucophrys		R		Insectívoro	AC, BT
	Thryophilus sinaloa	X	R		Insectívoro	AC, BT
Mimidae	*Melanotis caerulescens*	X	R		Insectívoro	AC, BT
Turdidae	*Myadestes occidentalis*		R	Pr	Insectívoro	AC, BT
	Catharus aurantiirostris		R		Insectívoro	AC, BT
	Catharus frantzii		R	A	Insectívoro	AC
	Catharus ustulatus		M		Insectívoro	AC, BT
	Turdus assimilis		R		Insectívoro	AC, BT
	Turdus rufopalliatus	X	R		Insectívoro	AC, BT
Fringillidae	*Chlorophonia elegantissima*		R		Frugívoro	AC, BT
	Euphonia godmani		R		Frugívoro	AC, BT
Rhodinocichlidae	*Rhodinocichla rosea*	X	R		Insectívoro	AC, BT
Passerellidae	*Peucaea ruficauda*		R		Granívoro	BT
	Arremonops rufivirgatus		R		Granívoro	BT
	Melospiza lincolnii		M		Granívoro	AC, BT

	Melozone kieneri	X	R			Granívoro	AC, BT
Icteridae	*Icteria virens*		M			Insectívoro	AC, BT
	Cassiculus melanicterus		R			Omnívoro	AC, BT
	Icterus cucullatus		M			Omnívoro	AC, BT
	Icterus pustulatus		R			Omnívoro	AC, BT
	Icterus bullockii		M			Omnívoro	AC, BT
	Icterus galbula		M			Omnívoro	BT
	Molothrus aeneus		R			Omnívoro	AC, BT
	Quiscalus mexicanus		R			Omnívoro	BT
Parulidae	*Parkesia motacilla*		M			Insectívoro	AC
	Mniotilta varia		M			Insectívoro	AC, BT
	Oreothlypis superciliosa		R			Insectívoro	BT
	Leiothlypis ruficapilla		M			Insectívoro	AC, BT
	Geothlypis tolmiei		M		A	Insectívoro	AC, BT
	Setophaga pitiayumi		R			Insectívoro	AC, BT
	Setophaga petechia		M			Insectívoro	BT
	Setophaga coronata		M			Insectívoro	BT
	Setophaga nigrescens		M			Insectívoro	AC, BT
	Setophaga townsendi		M			Insectívoro	AC
	Basileuterus lachrymosus		R			Insectívoro	AC, BT
	Basileuterus rufifrons		R			Insectívoro	BT
	Basileuterus culicivorus		R			Insectívoro	AC, BT
	Cardellina pusilla		M			Insectívoro	AC, BT
	Myioborus pictus		R			Insectívoro	AC
Cardinalidae	*Piranga flava*		R			Insectívoro	AC, BT
	Piranga rubra		M			Insectívoro	AC, BT
	Piranga ludoviciana		M			Insectívoro	AC, BT
	Piranga bidentata		M			Insectívoro	AC, BT
	Habia rubica		R			Insectívoro	AC, BT
	Pheucticus chrysopeplus		R			Granívoro	AC, BT
	Pheucticus melanocephalus		M			Insectívoro	AC, BT
	Granatellus venustus	X	R			Insectívoro	BT
	Cyanocompsa parellina		R			Granívoro	AC, BT
	Passerina caerulea		R			Granívoro	BT
	Passerina versicolor		M			Granívoro	AC, BT
	Passerina ciris		M			Granívoro	BT
Thraupidae	*Volatinia jacarina*		R			Granívoro	BT
	Saltator grandis		R			Omnívoro	AC, BT

Se encontraron siete gremios tróficos. El de mayor riqueza fue el insectívoro (60 especies), seguido por el frugívoro (15), omnívoro (14), carnívoro y granívoro (ocho cada uno), nectarívoro (siete), y carroñero (dos). Los gremios tróficos no presentaron diferencias significativas en el número de especies presentes en cada condición (Tabla 3). En cuanto a la categoría migratoria, la riqueza de especies fue mayor en el BTS que en AC. Para el BTS se registraron 93 especies de aves residentes, 28 migratorias y dos migratorias de verano, mientras que para el AC fueron 80 residentes, 24

migratorias y dos migratorias de verano (Tabla 2). Se registraron 19 especies endémicas al territorio nacional, 17 para cada condición de manejo (AC y BTS); esto quiere decir que hay cuatro que no se comparten, dos en cada condición. Hubo 20 especies en alguna categoría de riesgo de acuerdo con la NOM-059 SEMARNAT-2019; 14 en los sitios de AC y 15 en BTS (Tabla 2).

Tabla 3. Análisis de χ^2 con corrección de Bonferroni para cada gremio trófico. Los valores en cada condición corresponden al número de especies

Condición	AC	BTS	Total observado	χ^2	p exacto
Carnívoro	11	16	16	0.92	0.3359
Carroñero	2	1	2	0.33	0.5637
Frugívoro	13	17	17	0.53	0.4652
Granívoro	9	16	17	1.96	0.1615
Insectívoro	47	58	58	1.15	0.2831
Nectarívoro	6	5	7	0.09	0.7630
Omnívoro	21	22	25	0.02	0.8787

Se encontraron diferencias significativas en la riqueza promedio de especies de aves entre AC y BTS ($W = 214$, $p < 0.0004$; Figura 2) al igual que entre sitios ($F = 7.58$, g.l. = 5, $p < 0.0001$). Las pruebas post-hoc indicaron diferencias significativas en la riqueza entre los transectos de El Pozo y La Meza, que son BTS, con Camino Real, Camino Viejo, Villa Socorro y El Cuatal (Figura 3). El número promedio de aves fue significativamente diferente entre el AC y el BTS ($W = 201.5$, $p < 0.001$) (Figura 2) y entre sitios ($F = 11.04$, g.l. = 5, $p < 0.0001$). En cuanto al número promedio de aves, el análisis post-hoc indicó que los transectos Camino Viejo (AC), Villa Socorro (AC) y El Cuatal (BTS) presentaron un número promedio de aves significativamente menor que El Pozo y La Meza (ambos BTS). En Camino Real (AC) no se observaron diferencias significativas con ninguno de los otros sitios (Figura 3).

En las curvas de rarefacción y extrapolación, se puede observar una mayor riqueza de especies en La Meza, un sitio con BTS, mientras que la menor se encontró en Villa Socorro, un AC. La completitud del muestreo osciló entre 97 y 98% en todos los sitios (Figura 4).

La diversidad verdadera de orden 0 (q^0, riqueza de especies) coincidió con los resultados obtenidos directamente en los muestreos de campo (Tabla 1). En cuanto a la diversidad de orden 1 (q^1, especies típicas), los valores más altos se concentraron en Camino Viejo (AC) y en El Cuatal para el BTS (Figura 4). El análisis comparativo de este orden (q^1) reveló que las diferencias no fueron estadísticamente significativas entre los sitios de AC (Camino Real, Camino Viejo y Villa Socorro), manteniendo magnitudes de diversidad equivalentes. En contraste, en el BTS se evidenciaron asimetrías claras: El Cuatal superó de manera significativa en número de especies efectivas tanto a El Pozo como a La Meza, mientras que estos dos últimos sitios presentaron valores homogéneos entre sí. Finalmente, para la diversidad de orden 2 (q^2, especies dominantes), la estructura comunitaria mostró que los valores más altos de equitabilidad se registraron en Villa Socorro dentro del AC, y nuevamente en El Cuatal para el BTS (Tabla 4, Figura 4).

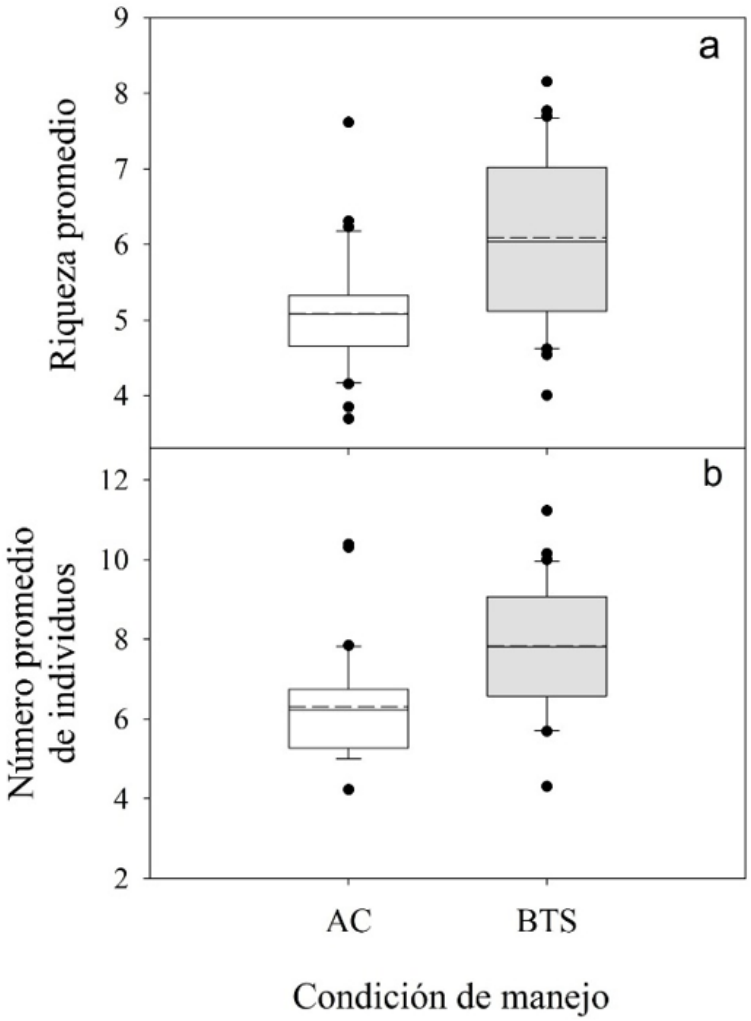


Figura 2. Riqueza (número de especies) y número promedio de individuos de aves en agrobosques de café (AC) y bosque tropical subcaducifolio (BTS), en La Cuesta, municipio de Talpa de Allende, Jalisco, en el 2024.

El análisis de agrupamiento con el índice de disimilitud de Jaccard formó dos grupos que separaron los sitios del AC de los sitios de BTS. En el AC, Camino Real y Villa Socorro presentaron una estructura más similar entre sí, que respecto a Camino Viejo. En el BTS, El Pozo se diferenció de El Cuatal y La Meza (Figura 5). Por su parte, el análisis de agrupación con el índice de Bray-Curtis indicó que el AC Camino Viejo presentó la distribución de abundancias más diferenciada con respecto a los demás sitios. Por otro lado, Villa Socorro y Camino Real (ambos AC) tienen mayor similitud con La Meza BTS, formando un grupo que, a su vez, presenta similitud con El Pozo y posteriormente con El Cuatal, ambos de BTS (Figura 5).

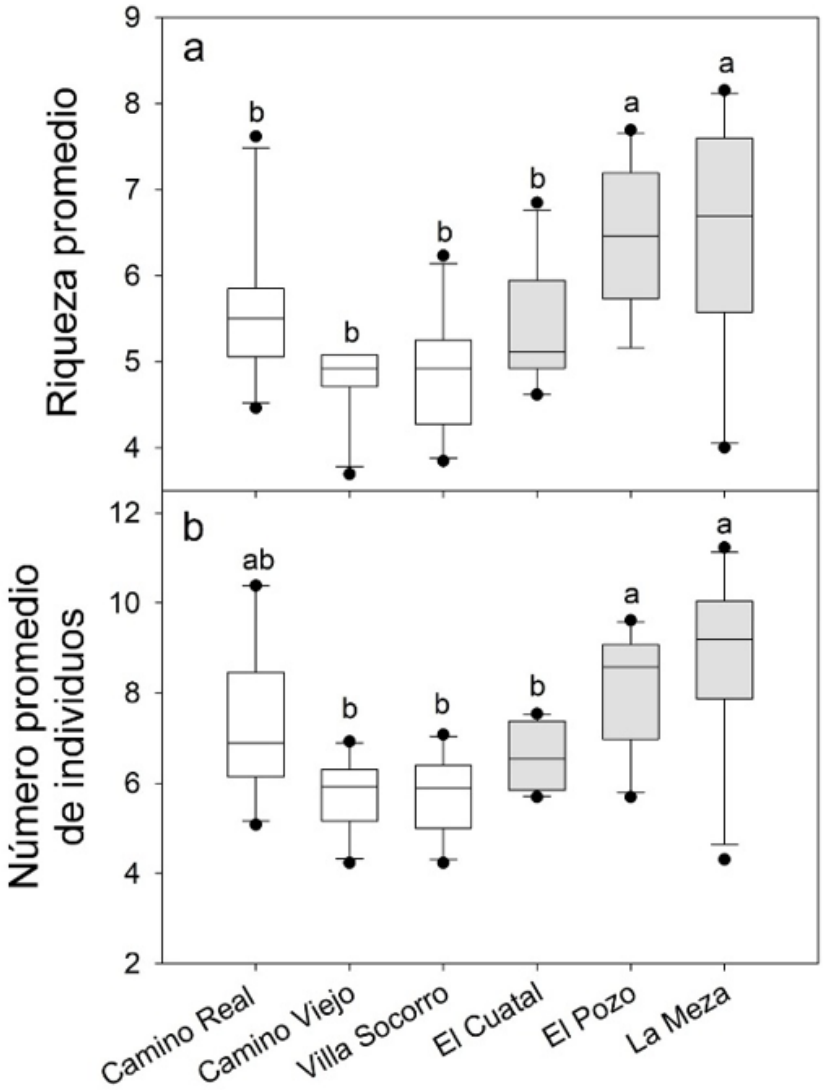


Figura 3. Riqueza (número de especies) y número promedio de individuos de aves por transecto en agrobosques de café (AC) y bosque tropical subcaducifolio (BTS), en La Cuesta, municipio de Talpa de Allende, Jalisco, en el 2024. Las cajas blancas son transectos de AC y las cajas grises de BTS. Letras diferentes indican diferencias significativas entre transectos.

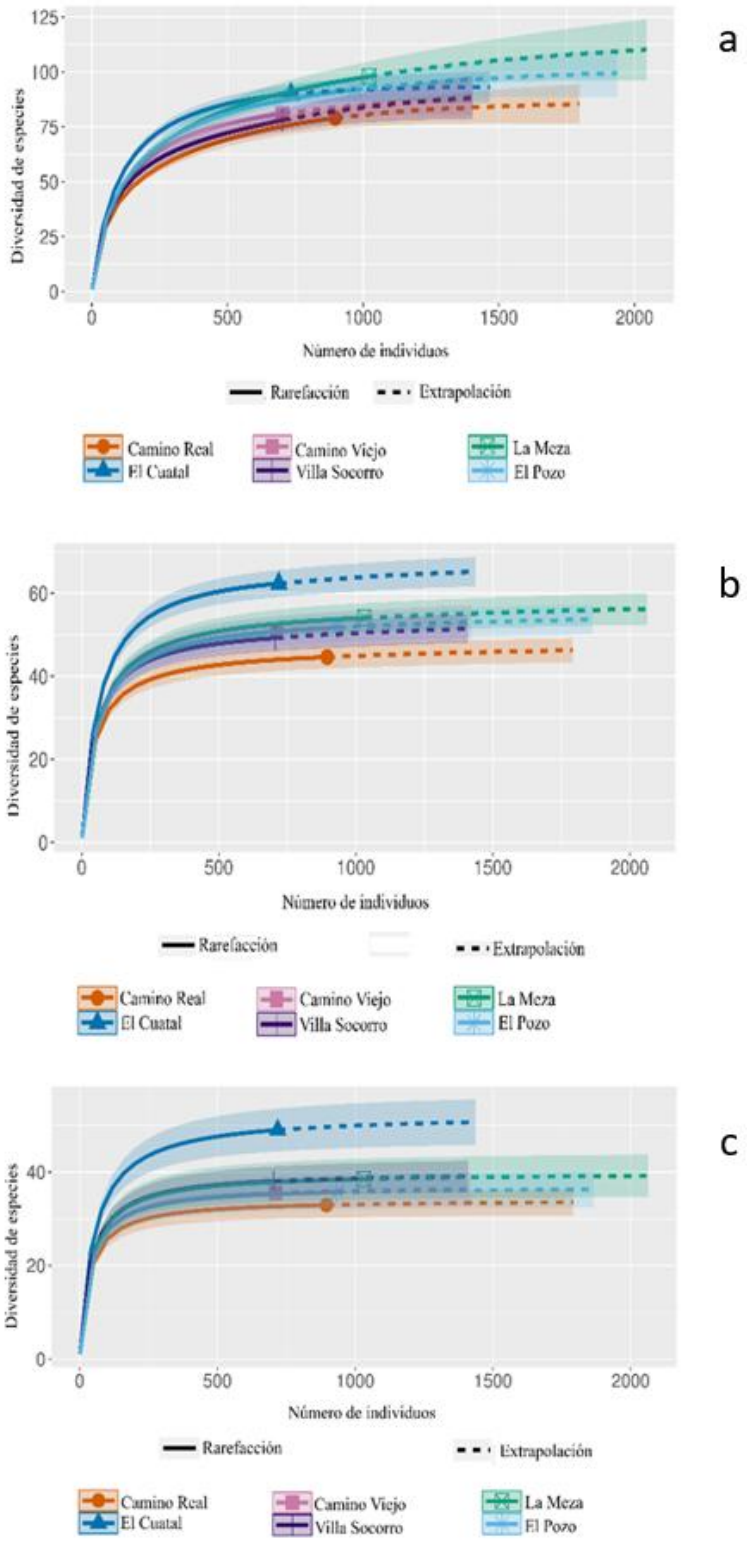


Figura 4. Curvas de rarefacción y extrapolación de especies de diversidad orden 0 (q^0; a), 1 (q^1; b) y 2 (q^2; c) de aves en agrobosques de café (AC) y bosque tropical subcaducifolio (BTS). En La Cuesta, municipio de Talpa de Allende, Jalisco, en el 2024. Camino Real, Camino Viejo y Villa Socorro corresponden a AC y El Cuatal, El Pozo y La Meza a BTS.

Tabla 4. Diversidad de orden q^0, q^1 y q^2 según los índices de Hill calculados en agrobosque de café y bosque tropical subcaducifolio.

	q^0	q^1	q^2
Agrobosque de café			
Camino Viejo	81	51.9	35.4
Camino Real	79	44.8	32.9
Villa Socorro	78	50.4	38.0
Bosque tropical subcaducifolio			
La Meza	98	53.9	38.4
El Pozo	92	51.9	35.6
El Cuatal	90	63.7	48.9

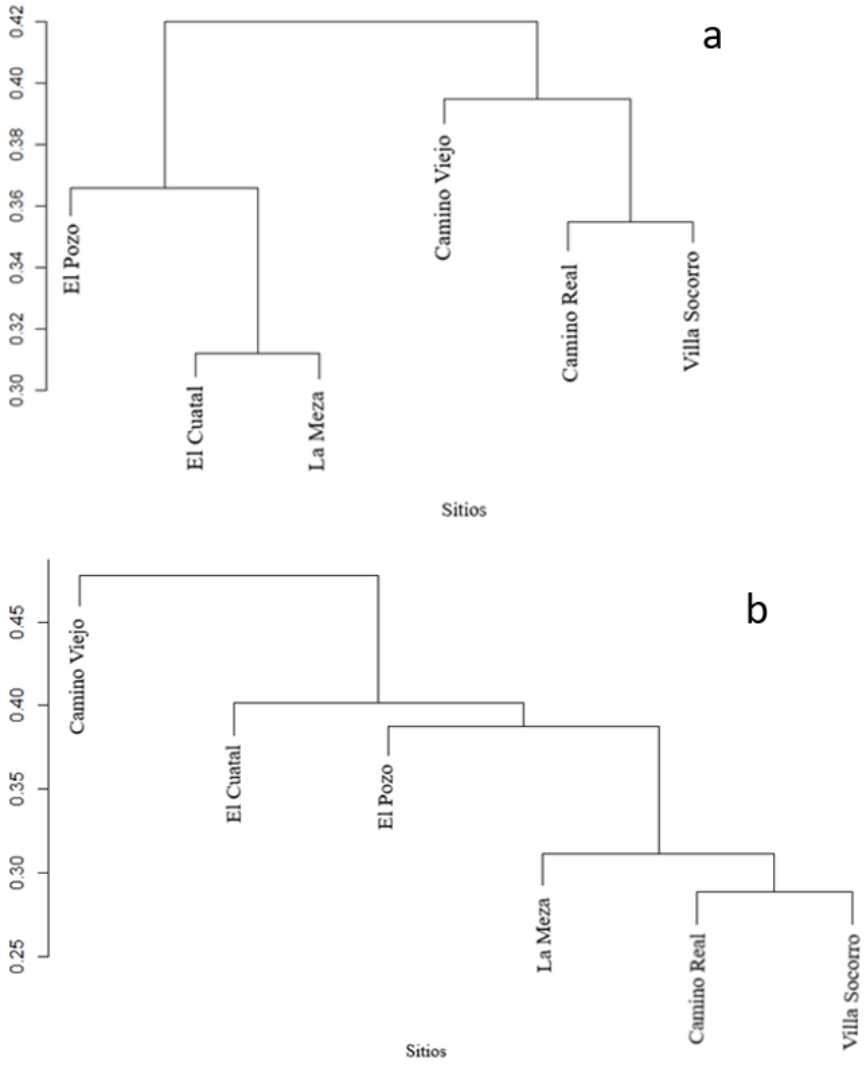


Figura 5. Análisis de los índices de disimilitud de Jaccard (a) y de Bray-Curtis (b) de aves en agrobosque de café y bosque tropical subcaducifolio. En La Cuesta, municipio de Talpa de Allende, Jalisco, en el 2024. Camino Real, Camino Viejo y Villa Socorro corresponden a AC y El Cuatal, El Pozo y La Meza a BTS.

DISCUSIÓN

Las 142 especies de aves que se registraron en el agrobosque de café y bosque tropical subcaducifolio representan el 25% de la avifauna registrada en el estado de Jalisco (554 especies; Berlanga *et al*. 2008). En general, la riqueza de especies y número promedio de individuos fueron mayores en el BTS que en el AC. Sugerimos que estas diferencias responden a la menor complejidad estructural y diversidad vegetal de estos sistemas en relación con los bosques naturales. Este patrón ha sido asociado frecuentemente con las prácticas de manejo implementadas en los cafetales, tales como la reducción de la cobertura arbórea y la alteración de la composición vegetal (Hernandez *et al*. 2013, González-Medina *et al.* 2016, Variar *et al*. 2021, Velásquez-Trujillo *et al.* 2021). La riqueza de especies promedio de aves en El Cuatal, un sitio ubicado en BTS, es similar a la observada en los AC (Figura 3a). Esto sugiere que, a diferencia de los sistemas altamente modificados, que implican la remoción del dosel, los sistemas agroforestales se destacan por mantener una vegetación compleja con estratos arbóreos y arbustivos bien desarrollados. De acuerdo con la literatura (Alvarez-Alvarez *et al*. 2022), esta estructura de la vegetación proporciona refugio y recursos alimenticios similares a los bosques, favoreciendo la presencia de una diversidad relativamente alta de especies.

Este patrón también se hace evidente en la diversidad verdadera de orden 1 (q^1) y 2 (q^2), que fue mayor en el BTS. Esto podría deberse a la mayor heterogeneidad estructural y menor grado de perturbación en comparación con los AC (Espinosa-Méndez *et al*. 2020). Un resultado interesante fue que los valores de diversidad verdadera de orden 1 (q^1) y 2 (q^2) de El Pozo y La Meza, sitios con BTS, fueron similares a los observados en AC. Esto sugiere que los AC, que mantienen la estructura y composición compleja de la vegetación, pueden conformar un gradiente de condiciones con los sitios de BTS, ocupando la parte más baja del mismo (González *et al.* 2024).

Las curvas de rarefacción y extrapolación mostraron que el BTS presentó la mayor riqueza de especies de aves, mientras que en el AC la riqueza fue más baja en todos los casos (Figura 4). El modelo lineal de efectos mixtos también indicó que los sitios de BTS tienen significativamente más especies que el AC. Estos resultados pueden estar relacionados con la mayor complejidad estructural del BTS, lo cual se traduce en mayor variación de hábitats y disponibilidad de recursos para la avifauna (Remeš *et al.* 2022). La extrapolación de las curvas sugiere que la representatividad es buena, pero un mayor esfuerzo de muestreo podría registrar algunas especies más, subrayando la importancia de continuar con los muestreos.

El índice de disimilitud de Jaccard mostró que los sitios de AC se separaron de los del BTS. Dentro de los AC, Camino Viejo se separó de Camino Real y Villa Socorro, lo que sugiere diferencias en las especies de aves compartidas. Algunas especies exclusivas de Camino Viejo fueron *Setophaga townsendi*, *Myioborus pictus* y *Dactylortyx thoracicus*. Por otro lado, en los sitios de BTS, El Pozo se separó de El Cuatal y La Meza, reflejando también una composición diferente de especies. Entre las especies exclusivas de El Pozo se encontraron *Archilochus colubris*, *Arremonops rufivirgatus* y *Granatellus venustus*. Al respecto, Alvarez-Alvarez *et al*. (2022) sugieren que este tipo de diferencias en la composición podrían estar relacionadas con la mayor complejidad estructural y composición vegetal del BTS, así como con su menor intervención humana, en comparación con los AC.

El dendrograma con base en el índice de disimilitud de Bray-Curtis mostró a Camino Viejo (AC) como el sitio con mayor disimilitud, indicando que la distribución en el número de individuos es desigual entre sitios. Entre las especies más abundantes en Camino Viejo se encontraron *Saucerottia beryllina*, *Melozone kieneri*, y *Myadestes occidentalis*. En cuanto a los demás sitios, los AC Camino Real y Villa Socorro presentan mayor similitud entre sí en la distribución de abundancias, lo que sugiere una relación con las condiciones de manejo. También presentaron mayor similitud con los sitios de BTS (El Cuatal, La Meza y El Pozo) que con el AC Camino Viejo. Esta diferencia podría estar asociada a la disponibilidad de recursos y heterogeneidad del hábitat como factores clave en la riqueza y diversidad de aves en estos ecosistemas, como sugieren Variar *et al*. (2021).

En el BTS se registró mayor número de especies residentes (93) y migratorias (28) en comparación con el AC, donde se registraron 80 especies residentes y 24 migratorias. Este patrón también ha sido reportado en zonas cafetaleras de Nayarit (González-Medina *et al*. 2016). No obstante, es importante destacar que los AC también albergan poblaciones de aves migratorias en una proporción ligeramente mayor (Bakermans *et al*. 2012, Escobar-Ocampo *et al*. 2023). La presencia de aves insectívoras migratorias en plantaciones de café bajo sombra resalta el valor de estos sistemas como hábitat de invernada, al estar asociadas con la estructura y composición florística, el tipo de manejo y disponibilidad de presas (Jedlicka *et al*. 2021).

Se registraron 19 especies de aves endémicas al occidente de México para AC y BTS (17 especies en cada condición), lo que representa el 17% de la avifauna con algún grado de endemismo en el territorio nacional (Navarro-Sigüenza *et al*. 2014). Destacan en estos bosques *Amazona finschi* (112 registros en AC y 38 en BTS), *Thryophilus sinaloa* (68 y 76) y *Melanerpes chrysogenys* (71 y 60), que fueron registradas como abundantes tanto en AC como en el BTS. El número de especies encontrado es consistente con lo reportado por González-Medina *et al*. (2016), quienes documentaron 16 especies endémicas en su estudio de Nayarit. El porcentaje encontrado en nuestro trabajo resalta la importancia de estos hábitats para la conservación de la avifauna endémica, como establecen Galindo-Cruz *et al*. (2021).

La avifauna registrada para el AC y el BTS estuvo compuesta predominantemente por aves insectívoras, pero también por frugívoras, carnívoras, granívoras, omnívoras y nectarívoras; este es un patrón previamente reportado por Leyequién *et al*. (2010) en AC en Puebla, México. Al comparar entre tipos de vegetación o entre condiciones encontramos que las diferencias en número de especies no fueron significativas para ningún gremio trófico (Tabla 3). Esto significa que, si bien existen diferencias numéricas, en términos generales, no se detectaron diferencias significativas en la riqueza por gremio. De manera complementaria, Narango *et al*. (2019) demostraron que los árboles utilizados para proporcionar sombra a las plantaciones de café sustentan poblaciones de insectos, aprovechados por las aves insectívoras como recurso alimenticio. Por su parte, Velásquez-Trujillo *et al*. (2021) registraron que en bosques secundarios predominaron insectívoros y frugívoros, mientras que, en los agroecosistemas, como los cafetales, hubo mayor representación de aves granívoras debido a que el manejo de los agroecosistemas, modifica la estructura y composición vegetal, lo que favorece el crecimiento de gramíneas que producen semillas. Se ha propuesto que el AC y el BTS contribuyen a la conservación de la avifauna (Almazán-Núñez *et al*. 2020). En este estudio, se registraron 20 especies de aves incluidas en alguna categoría de riesgo según la NOM-059-SEMARNAT-2019 (SEMARNAT 2019); con 14 especies en el AC y 16 en el BTS,

que representa el 4.8% de las especies con algún grado de riesgo de nuestro país. El 47% de estas especies se encuentran sujetas a protección especial, como *Dactylortyx thoracicus*, *Forpus cyanopygius* y *Micrastur semitorquatus*; otras están catalogadas como amenazadas, como *Catharus frantzii, Glaucidium palmarum* y *Penelope purpurascens*, y algunas en peligro de extinción, como *Ara militaris*, *Amazona finschi* y *Vireo atricapilla.* Al respecto, González-Medina *et al*. (2016) encontraron resultados similares, y destacaron la importancia de los AC como refugio de biodiversidad, al albergar gran diversidad de aves incluidas en alguna categoría de riesgo.

CONCLUSIONES

Tanto los transectos de AC como los de BTS contribuyen al mantenimiento de la avifauna, aunque la riqueza de especies fue mayor en BTS. A pesar de ello, los cafetales bajo sombra también albergaron un número importante de especies endémicas, migratorias y con categorías de riesgo. Los análisis de similitud refuerzan la idea de que ambos tipos de vegetación aportan complementariamente a la conservación de la avifauna. Esto destaca la compatibilidad de estos sistemas productivos con la conservación de la biodiversidad. En este contexto, los AC representan una alternativa viable para la conservación de aves en paisajes transformados a través de modelos de producción agroecológica. Este enfoque no solo favorece el mantenimiento de la diversidad avifaunística, sino también los servicios ecosistémicos en la región. Estos resultados sustentan la predicción inicial, confirmando que la diversidad taxonómica de aves es mayor en el BTS en comparación con el AC y que los gremios entre los dos tipos de condición son equivalentes.

AGRADECIMIENTOS

A la Secretaría de Ciencias, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI) por la beca doctoral 6512e484981dc20c7db92acf otorgada al primer autor. También agradecemos a la Universidad de Guadalajara por el financiamiento para este proyecto. Gracias a los pobladores y productores del agrobosque de café del Ejido La Cuesta, así como a los propietarios privados de los sitios de estudio. Agradecimientos especiales a Rosalío Mascorro Palomera y Delia Hernández Gómez por sus atenciones y apoyo logístico, así como a Miguel Ángel López Navarro por su apoyo como voluntario en el trabajo de campo.

CONFLICTO DE INTERÉS

Los autores declaran no tener conflictos de interés académicos, institucionales o financieros, en competencia con respecto a la información presentada en este trabajo.

LITERATURA CITADA

Almazán-Núñez RC, Alvarez-Alvarez EA, Sierra-Morales P, Rodríguez-Godínez R, Ruíz-Reyes DC, Peñaloza-Montaño A, Salazar-Miranda RI, Morales-Martínez M, López-Flores AI, Gómez-Mendoza JI, Poblete-López DK, Estrada-Ramírez A (2020) Diversidad alfa y beta de la avifauna en bosques tropicales húmedos y semihúmedos de la Sierra de Atoyac, una región prioritaria para la conservación del sur de México. Revista Mexicana de Biodiversidad 91: e913344. https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2020.91.3344

Alvarez-Alvarez EA, Almazán-Núñez RC, Corcuera P, González-García F, Brito-Millán M, Alvarado-Castro VM (2022) Land use cover changes the bird distribution and functional groups at the local and landscape level in a Mexican shaded-coffee agroforestry system. Agriculture, Ecosystems and Environment 330: 107882. https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.107882

Bakermans MH, Rodewald AD, Vitz AC, Rengifo C (2012) Migratory bird use of shade coffee: the role of structural and floristic features. Agroforestry Systems 85(1): 85-94. https://doi.org/10.1007/s10457-011-9389-0

Bates D, Mächler M, Bolker B, Walker S (2015) Fitting linear mixed-effects models using lme4. Journal of Statistical Software 67(1): 1-48. https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01

Berlanga H, Rodríguez-Contreras V, Oliveras de Ita A, Escobar M, Rodríguez L, Vieyra J, Vargas V (2008) Red de Conocimientos sobre las aves de México (AVESMX). CONABIO. https://avesmx.conabio.gob.mx/. Fecha de consulta: 7 de febrero 2025.

Blount JD, Horns JJ, Kittelberger KD, Neate-Clegg MH, Şekercioğlu ÇH (2021) Avian use of agricultural areas as migration stopover sites: A review of crop management practices and ecological correlates. Frontiers in Ecology and Evolution 9: 650641. https://doi.org/10.3389/fevo.2021.650641

Chao A, Ma KH, Hsieh TC (2016) iNEXT (iNterpolation and EXTrapolation) Online: Software for Interpolation and Extrapolation of Species Diversity. Program and User's Guide. http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download/. Fecha de consulta: 7 de marzo de 2025.

Chesser RT, Billerman SM, Burns KJ, Cicero C, Dunn JL, Hernández-Baños BE, Jiménez RA, Johnson O, Kratter AW, Mason NA, Rasmussen PC, Remsen JV Jr (2024) Checklist of North American Birds (online). American Ornithological Society. https://checklist.americanornithology.org/taxa/. Fecha de consulta: 14 de marzo de 2025

Colwell RK, Chao A, Gotelli NJ, Lin SY, Mao CX, Chazdon RL, Longino JT (2012) Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation, and comparison of assemblages. Journal of Plant Ecology 5(1): 3–21. https://doi.org/10.1093/jpe/rtr044

Escobar-Ocampo MC, Castillo-Santiago MA, Ochoa-Gaona S, Enríquez PL, Mondragón-Vázquez E, Espinosa-Jiménez FR, Sibelet N (2023) Drivers of land-use change in agroforestry landscape of Southern Mexico. Human Ecology 51(3): 409-422. https://doi.org/10.1007/s10745-023-00417-w

Espinosa-Méndez SE, Enríquez PL, Pineda Diez de Bonilla E, Vandame R (2020) Diversidad y composición de aves del parque nacional Lagunas de Montebello, Chiapas, México. Acta Zoológica Mexicana 36(1): 1-16. https://doi.org/10.21829/azm.2020.3612062

Fisher-Ortíz RA, Moreno-Calles AI, Rosales-Adame JJ, Rivero-Romero AD, Alvarado-Ramos LF (2020) Agrobosques mexicanos. In: Moreno-Calles AI, Soto-Pinto ML, Cariño-Olvera MM, Palma-García JM, Moctezuma-Pérez S, Rosales-Adame JJ, Montañez-Escalante PI, Sosa-Fernández V de J, Ruenes-Morales M del R, López-Martínez W (cords) Los sistemas agroforestales de México: Avances, experiencias, acciones y temas emergentes. Red Temática de Sistemas Agroforestales de México. Universidad Nacional Autónoma de México, Escuela Nacional de Estudios Superiores. Unidad Morelia y Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología. CDMX, México. pp. 337-386.

Galindo-Cruz A, Rosas-Espinoza VC, Vásquez-Bolaños M, Sahagún-Sánchez FG (2021) Priorización de áreas para la conservación de aves en el occidente de la Faja Volcánica Transmexicana. Madera y Bosques 27(2): e2722175. https://doi.org/10.21829/myb.2021.2722175

González C, Rodewald AD, Arcese P, Bennett RE, Hernandez-Aguilera JN, Rueda X, Gómez MI, Wilson S (2024) Effect of local habitat and landscape attributes and bird communities in shade coffee plantations in the Colombian Andes. Global Ecology and Conservation 55: e03207. https://doi.org/10.1016/j.gecco.2024.e03207

González-García F (2011) Métodos para contar aves terrestres. En: Gallina-Tessaro S, López-González C (eds) Manual de técnicas para el estudio de la fauna. Universidad Autónoma de Querétaro-Instituto de Ecología, A. C., México. pp. 86-123.

González-Medina JK, Figueroa-Esquivel EM, Puebla-Olivares F (2016) Avifauna de dos zonas cafetaleras en Nayarit, oeste de México. Huitzil 17(1): 18-32. https://doi.org/10.28947/hrmo.2016.17.1.212

González-Salazar C, Martínez-Meyer E, López-Santiago G (2014) A hierarchical classification of trophic guilds for North American birds and mammals. Revista Mexicana de Biodiversidad 85(3): 931-941.

Hernandez SM, Mattsson BJ, Peters VE, Cooper RJ, Carroll CR (2013) Coffee agroforests remain beneficial for Neotropical bird community conservation across seasons. Plos One 8(9): e65101. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0065101

Howell SNG, Webb S (1995) A guide to the birds of Mexico and Northern Central America. Oxford University Press. New York. 1008p.

IIEG (2024) Talpa de Allende, diagnóstico del municipio. Instituto de Información Estadística y Geográfica de Jalisco. https://iieg.gob.mx/ns/wp-content/uploads/2024/09/Talpa-de-Allende.pdf. Fecha de consulta: 4 de noviembre del 2024.

Imron MA, Campera M, Bihad AD, Rachmawati FD, Nugroho FE, Budiadi B, Wianti KF, Suprapto E, Nijman V, Nekaris KAI (2022) Bird assemblages in coffee agroforestry systems and other human modified habitats in Indonesia. Biology 11(2): 310. https://doi.org/10.3390/biology11020310

Jedlicka JA, Philpott SM, Baena ML, Bichier P, Dietsch TV, Nute LH, Langridge SM, Perfecto I, Greenberg R (2021) Differences in insectivore bird diets in coffee agroecosystems driven by obligate or generalist guild, shade management, season, and year. PeerJ 9: e12296. https://doi.org/10.7717/peerj.12296.

Jost L (2007) Partitioning diversity into independent alpha and beta components. Ecology 88(10): 2427-2439.

Lenth VR (2021) Emmeans: Estimated marginal means, aka least-squares means. R package version 1.6.2-1. https://cran.r_project.org/package=emmeans. Fecha de consulta: 15 de mayo del 2025.

Levey DR, Estrada A, Enríquez PL, Navarro-Sigüenza AG (2021) The importance of forest-nonforest transition zones for avian conservation in a vegetation disturbance gradient in the northern neotropics. Tropical Conservation Science 14: 19400829211008087. https://doi.org/10.1177/19400829211008087

Leyequién E, De Boer WF, Toledo VM (2010) Bird community composition in a shaded coffee agro-ecological matrix in Puebla, Mexico: The effects of landscape heterogeneity at multiple spatial scales. Biotropica 42(2): 236-245. https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2009.00553.x

Moguel P, Toledo V (1999) Biodiversity conservation in traditional coffee systems of Mexico. Conservation Biology 13(1): 11-21. https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.97153.x

Monge O, Dullinger S, Fusani L, Schulze CH (2022) Taxonomic, functional and phylogenetic bird diversity response to coffee farming intensity along an elevational gradient in Costa Rica. Agriculture, Ecosystems and Environment 326: 107801. https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107801

Morrison BM, Mendenhall CD (2020) Hummingbird-plant interactions are more specialized in forest compared to coffee plantations. Diversity 12(4): 126. https://doi.org/10.3390/d12040126

Narango DL, Tallamy DW, Snyder KJ, Rice RA (2019) Canopy tree preference by insectivorous birds in shade-coffee farms: implications for migratory bird conservation. Biotropica 51(3): 387-398. https://doi.org/10.1111/btp.12642

Navarro-Sigüenza AG, Rebón-Gallardo MF, Gordillo-Martínez A, Peterson AT, Berlanga-García H, Sánchez-González LA (2014) Biodiversidad de aves en México. Revista Mexicana de Biodiversidad 85: 476–495. https://doi.org/10.7550/rmb.41882

Oksanen J, Simpson GL, Blanchet FG, Kindt R, Legendre P, Minchin PR, O'Hara RB, Solymos P, Stevens MHH, Szoecs E, Wagner H, Barbour M, Bedward M, Bengtsson H, Bolker B, Borcard D, Borman T, Carvalho G, Chirico M, De-Caceres M, Durand S, Evangelista HBA, John RF, Friendly M, Furneaux B, Hannigan G, Heida I, Hill MO, Lahti L, Martino C, McGlinn D, Ouellette MH, Cunha ER, Smith T, Stier A, Ter-Braak CJF, Weedon J (2022) Vegan: community ecology package. R package version 2.6-4. https://CRAN.R-project.org/package=vegan. Fecha de consulta: 19 de mayo del 2025.

Pardede L, Iswaru D, Fitriana YR, Darmawan A, Kaskoyo H, Wulandari C, Safe´i R, Herwanti S, Novriyanti, Febryano IG (2025) Insectivorous birds dominate across land-use gradient revealing unexpected ecological resilience in tropical forest-coffee landscape. Journal Wasian 12(01): 22-34. https://doi.org/10.62142/5vf89h84

Philpott SM, Arendt WJ, Armbrecht I, Bichier P, Diestch TV, Gordon C, Greenberg R, Perfecto I, Reynoso-Santos R, Soto-Pinto L, Tejeda-Cruz C, Williams-Linera G, Valenzuela J, Zolotoff JM (2008) Biodiversity loss in Latin American coffee landscapes: review of the evidence on ants, birds, and trees. Conservation Biology 22: 1093-1105. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.01029.x

R Core Team (2023) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. https://www.R-project.org/. Fecha de consulta: 2 de abril de 2025.

Ralph CJ, Geupel GR, Pyle P, Martin TE, DeSante DF, Milá B (1996) Manual de métodos de campo para monitoreo de aves terrestres. General Technical Report PSW-GTR-159. Pacific Southwest Station, Forest Service. U. S., Department of Agriculture. Albany, CA. USA. 46p. https://doi.org/10.2737/PSW-GTR-159

Remeš V, Harmáčková L, Matysioková B, Rubáčová L, Remešová E (2022) Vegetation complexity and pool size predict species richness of forest birds. Frontiers in Ecology and Evolution 10: 964180. http://doi.org/10.3389/fevo.2022.964180

Rodrigues P, Shumi G, Dorresteijn I, Schultner J, Hanspach J, Hylander K, Senbeta F, Fischer J (2018) Coffee management and the conservation of forest bird diversity in southwestern Ethiopia. Biological Conservation 217: 131-139. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2017.10.036

Ruiz-García P, Gómez-Díaz JD, Valdes-Velarde E, Monterroso-Rivas AI (2020) Sistemas agroforestales de café como alternativa de producción sustentable para pequeños productores de México. Revista Ra Ximhai 16(4 Especial): 137-158. http://doi.org/10.35197/rx.16.04.2020.07.pr

Schooler SL, Johnson MD, Njoroge P, Bean WT (2020) Shade trees preserve avian insectivore biodiversity on coffee farms in a warming climate. Ecology and Evolution 10(23): 12960-12972. http://doi.org/10.1002/ece3.6879

SEMARNAT (2019) modificación del Anexo Normativo III de laNorma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2019. Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Jueves 14 de noviembre de 2019.

Variar AS, Anoop NR, Vinayan PA, Ajayan PA, Sujin NS, Ali A, Prasadan PK, Smija MK, Babu S (2021) Resident birds show different patterns in species composition and functional diversity in differently managed coffee plantations in the Western Ghats, India. Ornithological Science 20(2): 185-199.

Velásquez-Trujillo V, Betancurt-Grisales JF, Vargas-Daza AM, Lara CE, Rivera-Páez FA, Fontúrbel FE, Castaño-Villa GJ (2021) Bird functional diversity in agroecosystems and secondary forest of the tropical Andes. Diversity 13(10): 493. http://doi.org/10.3390/d13100493