



UNIVERSIDAD JUÁREZ AUTÓNOMA DE TABASCO
División Académica de Ciencias Biológicas



**“AVES ASOCIADAS A MONOCULTIVOS AGROFORESTALES EN EL
MUNICIPIO DE HUIMANGUILLO, TABASCO”**

Trabajo recepcional, en la modalidad de:

Tesis de Maestría

Para obtener el grado en:

Maestría en Ciencias Ambientales

Presenta:

Calixto Cadenas Madrigal

Directores:

Dra. Ena Edith Mata Zayas
Dr. Stefan Louis Arriaga Weiss



**UNIVERSIDAD JUÁREZ
AUTÓNOMA DE TABASCO**

"ESTUDIO EN LA DUDA. ACCIÓN EN LA FE"



DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

DIRECCIÓN
Villahermosa, Tab., a 23 de Marzo de 2022

ASUNTO: Autorización de Modalidad de Titulación

**C. LIC. MARIBEL VALENCIA THOMPSON
JEFE DEL DEPTO. DE CERTIFICACIÓN Y TITULACION
DIRECCIÓN DE SERVICIOS ESCOLARES
PRESENTE**

Por este conducto y de acuerdo a la solicitud correspondiente por parte del interesado, informo a usted, que en base al reglamento de titulación vigente en esta Universidad, ésta Dirección a mi cargo, autoriza al **C. CALIXTO CADENAS MADRIGAL** egresado de la Maestría en **CIENCIAS AMBIENTALES** de la División Académica de **CIENCIAS BIOLÓGICAS** la opción de titularse bajo la modalidad de Tesis de Maestría denominado: **"AVES ASOCIADAS A MONOCULTIVOS AGROFORESTALES EN EL MUNICIPIO DE HUIMANGUILLO, TABASCO"**.

Sin otro particular, aprovecho la ocasión para saludarle afectuosamente.

A T E N T A M E N T E

**DR. ARTURO GARRIDO MORA
DIRECTOR DE LA DIVISIÓN ACADÉMICA
DE CIENCIAS BIOLÓGICAS**

C.c.p. - Expediente Alumno de la División Académica

C.c.p.- Interesado

**U.J.A.T.
DIVISIÓN ACADÉMICA
DE CIENCIAS BIOLÓGICAS**



DIRECCIÓN



**UNIVERSIDAD JUÁREZ
AUTÓNOMA DE TABASCO**

"ESTUDIO EN LA DUDA. ACCIÓN EN LA FE"



PRECURSOR DE LA REVOLUCIÓN MEXICANA

**DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS
DIRECCIÓN**

MARZO 23 DE 2022

**C. CALIXTO CADENAS MADRIGAL
PAS. DE LA MAESTRIA EN CIENCIAS AMBIENTALES
P R E S E N T E**

En virtud de haber cumplido con lo establecido en los Arts. 80 al 85 del Cap. III del Reglamento de titulación de esta Universidad, tengo a bien comunicarle que se le autoriza la impresión de su Trabajo Recepcional, en la Modalidad de Tesis de Maestría en Ciencias Ambientales titulado: **"AVES ASOCIADAS A MONOCULTIVOS AGROFORESTALES EN EL MUNICIPIO DE HUIMANGUILLO, TABASCO"**, asesorado por la Dra. Ena Edith Mata Zayas y Dr. Stefan Louis Arriaga Weiss, sobre el cual sustentará su Examen de Grado, cuyo jurado integrado por el Hans Van Der Wal, Dr. León David Olivera Gómez, Dra. Ena Edith Mata Zayas, Dra. Claudia Villanueva García y M. en C. Eduardo Javier Moguel Ordoñez.

Por lo cual puede proceder a concluir con los trámites finales para fijar la fecha de examen.

Sin otro particular, me es grato enviarle un cordial saludo.

A T E N T A M E N T E
ESTUDIO EN LA DUDA. ACCIÓN EN LA FE

**DR. ARTURO GARRIDO MORA
DIRECTOR**

C.c.p.- Expediente del Alumno.
C.c.p.- Archivo

U.J.A.T.
DIVISIÓN ACADÉMICA
DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



DIRECCIÓN

CARTA AUTORIZACIÓN

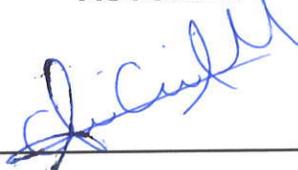
El que suscribe, autoriza por medio del presente escrito a la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco para que utilice tanto física como digitalmente el Trabajo Recepcional en la modalidad de Tesis de Maestría denominado: **“AVES ASOCIADAS A MONOCULTIVOS AGROFORESTALES EN EL MUNICIPIO DE HUIMANGUILLO, TABASCO”**, de la cual soy autor y titular de los Derechos de Autor.

La finalidad del uso por parte de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco el Trabajo Recepcional antes mencionada, será única y exclusivamente para difusión, educación y sin fines de lucro; autorización que se hace de manera enunciativa más no limitativa para subirla a la Red Abierta de Bibliotecas Digitales (RABID) y a cualquier otra red académica con las que la Universidad tenga relación institucional.

Por lo antes manifestado, libero a la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco de cualquier reclamación legal que pudiera ejercer respecto al uso y manipulación de la tesis mencionada y para los fines estipulados en éste documento.

Se firma la presente autorización en la ciudad de Villahermosa, Tabasco el día 23 de marzo del dos mil veintidós.

AUTORIZO



CALIXTO CADENAS MADRIGAL



UNIVERSIDAD JUÁREZ
AUTÓNOMA DE TABASCO

“ESTUDIO EN LA DUDA. ACCIÓN EN LA FE”



División
Académica
de Ciencias
Biológicas

Jefatura de Posgrado

México
2021



Villahermosa, Tabasco a 13 de diciembre de 2021.

C. CALIXTO CADENAS MADRIGAL
EST. DE MAESTRÍA EN CIENCIAS AMBIENTALES
PRESENTE

En cumplimiento de los lineamientos de la Universidad, y por instrucciones de la Dirección de Posgrado, se implementó la revisión de los documentos recepcionales (Tesis), a través de la plataforma Turnitin iThenticate para evitar el plagio e incrementar la calidad en los procesos académicos y de investigación en esta División Académica. Esta revisión se realizó en correspondencia con el Código de Ética de la Universidad, el Reglamento General de Estudios de Posgrado, el Código Institucional de Ética para la Investigación y con los requerimientos para los posgrados en el PNPC-CONACyT.

Por este conducto, hago de su conocimiento las observaciones y el reporte de originalidad de su tesis. Con el objetivo de fortalecer y enriquecer el programa de posgrado, el Coordinador Académico de la Maestría, realizó la revisión del documento en la plataforma iThenticate, obteniendo el reporte de originalidad, el índice de similitud y emitió las siguientes sugerencias y recomendaciones para dar seguimiento en el documento de tesis del proyecto de investigación: ***“Aves asociadas a monocultivos agroforestales en el municipio de Huimanguillo, Tabasco.”***

OBSERVACIONES:

1. El índice de similitud resultó en <1% de coincidencias. El cual se encuentra por debajo del límite tolerable de acuerdo con las Políticas Antiplagio de la UJAT. Las pocas coincidencias, refieren a frases cortas que corresponden con los procesos metodológicos y con el uso de citas adecuadas. Se confirma la originalidad del texto.

C.C.P. Dra. Ena Edith Mata Zayas. Directora de tesis.
C.C.P. ARCHIVO



**UNIVERSIDAD JUÁREZ
AUTÓNOMA DE TABASCO**

"ESTUDIO EN LA DUDA. ACCIÓN EN LA FE"



**División
Académica
de Ciencias
Biológicas**

Jefatura de Posgrado

México
2021



2. Se adjunta el reporte de revisión de la tesis a través de la herramienta Turnitin iThenticate.

Sin otro particular al cual referirme, aprovecho la oportunidad para enviarle un cordial saludo.

ATENTAMENTE

"ESTUDIO EN LA DUDA. ACCIÓN EN LA FE"


DR. ALLAN KEITH CRUZ RAMÍREZ
JEFATURA DE POSGRADO

UJAT



DIVISION ACADEMICA
CIENCIAS BIOLOGICAS
JEFATURA DE POSGRADO

C.C.P. Dra. Ena Edith Mata Zayas. Directora de tesis.
C.C.P. ARCHIVO



Aves asociadas a monocultivos agroforestales en el municipio de Huimanguillo, Tabasco

INFORME DE ORIGINALIDAD

0%

ÍNDICE DE SIMILITUD

FUENTES PRIMARIAS

1	fercordovatapia.files.wordpress.com Internet	19 palabras — < 1%
2	rev.mex.biodivers.unam.mx Internet	18 palabras — < 1%
3	www.tropicalbirding.com Internet	18 palabras — < 1%
4	mafiadoc.com Internet	17 palabras — < 1%

EXCLUIR CITAS

DESACTIVADO

EXCLUIR COINCIDENCIAS DESACTIVADO

EXCLUIR BIBLIOGRAFÍA

ACTIVADO

DEDICATORIA

A mi bella esposa Trini:

Eres y siempre serás el principal pilar que sostiene mi vida. Tu apoyo incondicional y sobre todo tu amor son el motivo que me mueve.

Para Aaron Emiliano:

Mi niño especial. Tu llegada vino a iluminar nuestras vidas. Espero que mis éxitos sean un ejemplo para ti. Llega más lejos que tu viejo.



AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca otorgada durante los estudios de Maestría en Ciencias Ambientales (No. de apoyo: 744162), ya que fue un enorme incentivo que me ayudó a superar obstáculos como la pandemia.

Sin duda, agradecer a mi alma mater la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco (DACBio) y personal académico que hizo posible la realización de este estudio, sobre todo a mis directores de tesis (Dra. Ena Edith Mata Zayas y Dr. Stefan L. Arriaga Weiss), cuya guía y paciencia hicieron posible este escrito. Por supuesto a mis sinodales y comité tutorial que desde el inicio estuvieron de apoyo. También, a los doctores Jessie Knowlton y Samuel Oporto Peregrino, por su valioso apoyo en el desarrollo del capítulo de diversidad funcional.

A los señores William Coutiño Luna (responsable del rancho Pinaza), Tony Coutiño Luna (encargado de la finca Montecristo), Javier López Montiel (encargado del rancho contiguo a la plantación de hule) y Cheauffer Pérez Acosta (propietario del predio entre rancho Pinaza y finca Montecristo). Al ingeniero Atilano López responsable del Rancho El Trébol, en cuyo predio se encuentra el monocultivo de hule, propiedad de la empresa Forestales Mexicanos S.A. de C.V. A Proteak S.A. de C.V. propietaria de los monocultivos de eucalipto. A todos ellos, que me permitieron el acceso a sus terrenos y desarrollar esta investigación.



RESUMEN

El sureste de México ha sufrido una gran transformación del paisaje, siendo dominado por actividades pecuarias y más recientemente, por la presencia de sistemas de aprovechamiento forestal. Éstos aún no han sido evaluados como hábitat para grupos de fauna como las aves. El principal objetivo de este trabajo fue describir y analizar la estructura de los ensambles de avifauna y determinar la influencia de la complejidad estructural de monocultivos agroforestales de eucalipto y hule, sobre estas comunidades en el municipio de Huimanguillo, Tabasco. Para el muestreo de aves se utilizó la técnica de conteo por puntos de radio fijo (30 m), mientras que, parcelas cuadradas (60x60 m) para la estructura de la vegetación. Se realizaron en total 708 puntos de censo, los cuales arrojaron 4699 individuos de 148 especies de aves (37% fueron migratorios). En general, todas las variables de estructura de la vegetación difirieron estadísticamente entre los sitios de estudio. La mayor riqueza y abundancia de aves se presentó en eucalipto. Los gremios insectívoros fueron los más ricos y abundantes entre los sitios. El ANOSIM de una vía mostró diferencias estadísticas significativas entre las comunidades de aves de las plantaciones, especialmente en hule. La comparación a través de SIMPER entre los monocultivos indicó que *Psilorhinus morio* es la especie que aporta mayor porcentaje de disimilitud (7.69%) seguida de *Eupsittula nana* (7.14%). Encontramos diferencias estadísticas entre los sitios, destacando riqueza y abundancia entre monocultivos, así como riqueza, equidad y dispersión en el ámbito funcional. Los GLM indicaron que la estructura de sotobosque influye sobre los parámetros taxonómicos y funcionales de las aves. Los monocultivos de hule en Huimanguillo albergan comunidades de aves de menor riqueza de especies que los de eucalipto, siendo éstos últimos, elementos determinantes como hábitat invernal para migratorios. La presencia de sotobosque y el mantenimiento de árboles de gran tamaño en sistemas forestales son elementos que sustentan los ensambles de aves en esta región estudiada.



ABSTRACT

The southeast of Mexico has undergone a great landscape transformation dominated by livestock activities and, more recently, by forest harvesting systems. However, these systems have not been evaluated as habitats for wildlife such as birds. Therefore, the main objectives of this work were to analyze the bird assemblage structure of eucalyptus and rubber monocultures and determine the influence of vegetation structure on these assemblages at the municipality of Huimanguillo, Tabasco. The fixed-radius point count method (30 m) was used for bird sampling. For the vegetation structure, squares plots (60x60 m) were used. A total of 708 census points were carried out, 4699 individuals of 148 bird species (37% migratory) were counted. Overall, all the vegetation structure variables were statistically different between the study sites. Eucalyptus monoculture showed higher values of richness and abundance. The insectivorous guilds were the richest and most abundant among the sites. The one-way ANOSIM showed statistically significant differences between the plantation bird communities, especially in rubber. SIMPER comparison between monocultures indicated that *Psilorhinus morio* has the highest percentage of dissimilarity (7.69%), followed by *Eupsittula nana* (7.14%). We found statistical differences between the sites, both at taxonomic and functional levels. The GLMs indicated that the understory structure influences the taxonomic and functional parameters of the bird diversity. The rubber monocultures in Huimanguillo hold bird communities with lower species richness than eucalyptus, providing essential winter habitat for migratory birds. The presence of understory and the maintenance of large trees in forest systems support bird assemblages in landscapes dominated by livestock activities.



CONTENIDO

DEDICATORIA	ii
AGRADECIMIENTOS.....	iii
RESUMEN	iv
ABSTRACT	v
CAPÍTULO I	2
1.1 INTRODUCCIÓN	3
1.2 ANTECEDENTES.....	5
1.3 JUSTIFICACIÓN.....	8
1.4 OBJETIVOS.....	11
1.4.1 OBJETIVO GENERAL	11
1.4.2 OBJETIVOS PARTICULARES	11
1.5 MÉTODOS	12
1.5.1 ÁREA DE ESTUDIO.....	12
1.5.2 MUESTREO DE AVES.....	15
1.5.3 ESTRUCTURA DE LA VEGETACIÓN.....	17
1.5.4 ANÁLISIS DE DATOS.....	18
1.6 LITERATURA CITADA.....	20
CAPÍTULO II	37
Comunidades de aves en monocultivos agroforestales comerciales en Huimanguillo, Tabasco, México	39
Resumen.....	39
Palabras clave.....	40
Abstract.....	40
Keywords.....	40
Introducción	40
Materiales y Métodos.....	42
Resultados	46
Discusión.....	48



UNIVERSIDAD JUÁREZ AUTÓNOMA DE TABASCO
DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



Conclusiones	53
Agradecimientos.....	55
Referencias	55
Listado de Tablas	65
Listado de figuras.....	67
Apéndice.....	71
CAPÍTULO III.....	86
Diversidad funcional de aves en monocultivos de hule y eucalipto en el sureste de México.....	87
Resumen.....	87
Palabras clave.....	88
Introducción	88
Métodos	89
Resultados	93
Discusión.....	96
Conclusiones	100
Referencias	100
Listado de tablas	111
Listado de figuras.....	114
CAPÍTULO IV.....	117
CONSIDERACIONES FINALES.....	118



UNIVERSIDAD JUÁREZ AUTÓNOMA DE TABASCO
DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



CAPÍTULO I

AVES ASOCIADAS A MONOCULTIVOS AGROFORESTALES EN EL MUNICIPIO DE
HUIMANGUILLO, TABASCO



1.1 INTRODUCCIÓN

En los últimos años, los trópicos han sufrido una transformación causada por la deforestación y pérdida de hábitats naturales dando lugar a sistemas de producción agrícola, ganadera y forestal (Ahrends *et al.*, 2015; Mang y Brodie, 2015; Warren-Thomas *et al.*, 2015; FAO, 2018, 2019; Zhang *et al.*, 2019). Este cambio de uso de suelo, así como la intensificación de las actividades antrópicas a nivel local y de paisaje, conducen a la pérdida de biodiversidad y funcionamiento de las comunidades de especies (Şekercioğlu, 2012; St. Pierre y Kovalenko, 2014; Lee y Martin, 2017; Fahrig, 2017). Para Tabasco, la tasa media de pérdida de bosque natural ha sido de 2.7 hectáreas por hora durante los últimos 50 años (Gobierno del Estado de Tabasco, 2015).

Actualmente los paisajes tropicales están dominados principalmente por actividades ganaderas y agroforestales, incluyendo plantaciones de aprovechamiento maderable, tales como pino (*Pinus* spp.) (Izzi *et al.* 2018), teca (*Tectona grandis*) (Mang y Brodie, 2015; Bennet *et al.*, 2018) y eucalipto (*Eucalyptus* spp.) (Phifer *et al.*, 2017; Mandal y Raman, 2016), así como plantaciones de tipo comercial como palma de aceite (Teuscher *et al.*, 2015; Almeida *et al.*, 2016), hule (Li *et al.*, 2013; Zhang *et al.*, 2019), cítricos, té (Chettri *et al.*, 2018), entre otros.

Durante las últimas décadas, en México también ha ocurrido una rápida conversión de los ecosistemas naturales a paisajes antrópicos (González-Valdivia *et al.*, 2012). En las regiones tropicales cálido-húmedas de México son comunes las matrices compuestas hábitats de tipo antrópico, incluyendo pastizales, áreas agrícolas y degradadas (Van der Wal *et al.*, 2012; González-Valdivia *et al.*, 2014). Recientemente se ha agregado componente a este mosaico: las plantaciones forestales comerciales a gran escala (Rojo-Martínez *et al.*, 2011; Nájera-Coronado, 2015; CONAFOR, 2010, 2014).

Una plantación forestal comercial (PFC) constituye un agroecosistema establecido por siembra, con pocas especies o monocultivadas, con distribución y edad uniformes, concebidas para fines maderables (Nájera-Coronado, 2015; FAO, AVES ASOCIADAS A MONOCULTIVOS AGROFORESTALES EN EL MUNICIPIO DE HUIMANGUILLO, TABASCO



2018) o suministro de otros productos como el hule (Rojo-Martínez *et al.*, 2011). Hasta el 2010, la CONAFOR reportaba 117,479 ha de PFC distribuidas básicamente en el Golfo de México; actualmente existen 183,567 ha de este tipo de plantaciones en la región, siendo el eucalipto, pino, melina y teca las especies que ocupan mayores superficies (CONAFOR, 2010, 2014); la explotación de este tipo de monocultivos en los últimos 30 años, ha llevado a la paulatina degradación del medio (Foroughbarhch, *et al.*, 2017).

En Tabasco se inició en los años 90's un notable programa de aprovechamiento forestal de tipo comercial impulsado por empresas privadas para obtener productos maderables y no maderables, aprovechando las favorables condiciones edáficas y climáticas (Rojo-Martínez *et al.*, 2011; Zavala-Cruz, 2019). La entidad cuenta con más de 19 mil hectáreas de estas especies plantadas hace más de una década y se encuentran actualmente en aprovechamiento comercial (Zamora-Cornelio, 2019), destacando los municipios de Huimanguillo, Tenosique, Balancán y Macuspana (Rojo-Martínez *et al.*, 2011). Particularmente en el municipio de Huimanguillo los monocultivos agroforestales (principalmente eucalipto y hule) han ocupado extensas superficies (Nájera-Coronado, 2015). Esta expansión cubre 14,316 ha de eucalipto y 3,579 ha de hule (Palma-López *et al.*, 2011) que son aprovechadas comercialmente y que ocupan el primer lugar en producción forestal del estado (Gobierno del Estado de Tabasco, 2015; INEGI, 2017; Zavala-Cruz, 2019). Esta transformación influye en la calidad de hábitat y en la biodiversidad a nivel local (SERNAPAM, 2015), sin que se sepa exactamente cómo.

Este cambio en el paisaje puede ser evaluado a través de las respuestas que tiene la fauna. Entre los vertebrados, las aves son excelentes indicadores de la calidad del hábitat, pues son altamente sensibles a responder a los cambios dinámicos en el paisaje (Arriaga-Weiss *et al.*, 2008; Phifer *et al.*, 2017; Vandewalle, *et al.*, 2010). En los hábitats antrópicos y agroecosistemas, las aves desempeñan servicios ecológicos bien conocidos y analizados (Şekercioğlu, 2006; de Bello *et al.*, 2010; Brockerhoff *et al.*, 2013; Wenny *et al.*, 2011; Whelan, *et al.*, 2015); dentro de



sus funciones están el control de plagas, la dispersión de semillas y la polinización (Van Bael, *et al.*, 2008; Karp, *et al.*, 2013; Mas *et al.*, 2015; Whelan *et al.*, 2015).

En la sabana de Huimanguillo, que es el ecosistema local dominante, las comunidades de aves están adaptadas a los hábitats abiertos o diversos tipos de hábitats nativos; la conversión del paisaje de savana a sistemas de producción agrícola estructuralmente homogéneos, como las plantaciones de eucalipto y hule, resulta en la pérdida del hábitat (Şekercioğlu, 2012), lo cual resulta en la pérdida de elementos de los ensambles de aves y su sustitución por especies generalistas (Arriaga-Weiss, *et al.*, 2008; Dias *et al.*, 2013). El cambio de uso de suelo y la continua transformación del paisaje podría conducir a la pérdida de la diversidad biológica y, por ende, la pérdida de la funcionalidad y servicios ecológicos (Cadotte *et al.*, 2011; Brockerhoff *et al.*, 2013; Luck *et al.*, 2012, 2013; Barros, 2017; Barros *et al.*, 2019).

Por todo esto, el presente estudio tiene como objetivo principal, examinar la composición y estructura de las comunidades de aves en paisajes con presencia de monocultivos agroforestales comerciales de eucalipto y hule, y adicionalmente una pequeña muestra comparativa de la matriz circundante a dichos agroecosistemas.

Con lo anterior se pretende generar conocimiento que permita sugerir actividades de manejo que mejoren la biodiversidad del paisaje (Hsu *et al.*, 2010; Calviño-Cancela *et al.*, 2012; Millán *et al.*, 2015).

1.2 ANTECEDENTES

Las plantaciones agroforestales comerciales han tenido una enorme expansión territorial a nivel mundial alcanzando en 2010 una superficie de 187 millones de hectáreas, que representa casi el 5% de la superficie forestal mundial, concentrándose en sólo 10 países (CONAFOR, 2010). En Asia, particularmente en China, el monocultivo de hule ha tenido una rápida expansión en los últimos 15 años (Ahrends *et al.*, 2015), con más de 2 millones de hectáreas plantadas en ese lapso (Warren-Thomas *et al.*, 2015; Zhang *et al.*, 2019). En México, una superficie de casi



190,000 ha está cubierta de plantaciones forestales comerciales, tanto nativas como exóticas. La mayor parte de ellas se ubican en la vertiente del Golfo en los estados de Tabasco, Campeche y Veracruz (CONAFOR, 2014). En el municipio de Huimanguillo, Tabasco, el paisaje ha sido transformado drásticamente (González-Valdivia *et al.*, 2014). Al oeste del municipio se conservan algunos fragmentos de selva (Rzedowski, 2006), mientras que la mayor parte de la superficie está dominada por áreas abiertas (Palma-López *et al.*, 2011). Este paisaje ha sido modificado por las actividades agropecuarias, forestales y comerciales (Zavala-Cruz, 2019).

El efecto de la expansión a gran escala de las plantaciones forestales sobre la diversidad de aves es poco conocido (Law *et al.*, 2014; Zhang, *et al.*, 2019). En Asia, principalmente en China, Indonesia y Malasia la extensión territorial de los bosques nativos se reduce drásticamente debido al establecimiento de plantaciones de hule (Ahrends *et al.*, 2015; Warren-Thomas *et al.*, 2015; Zhang *et al.*, 2019). Este proceso ha sido evaluado como negativo para la avifauna nativa en la región, acentuando la necesidad de conservar áreas de vegetación natural dentro de estas plantaciones (Peh *et al.*, 2006; Beukema *et al.*, 2007; Li *et al.*, 2013; Ayat y Tata, 2015; Kadir *et al.*, 2015; Prabowo *et al.*, 2016). En América, Cuellar *et al.* (2014) y Bennet *et al.* (2018) confirman la importancia de aumentar la diversidad estructural en estos agroecosistemas.

Además del hule, las plantaciones de tipo forestal maderable han tenido un mayor crecimiento a nivel mundial. De acuerdo a la CONAFOR (2010) las plantaciones de pino y eucalipto son las que cuentan con mayor superficie en nuestro país. El eucalipto, es quizá el monocultivo forestal con mayor demanda de la actualidad, debido a rápido crecimiento (Law *et al.*, 2014; Foroughbakhch *et al.*, 2017).

El efecto ecológico que tiene estos monocultivos sobre la avifauna nativa ha sido evaluado a través estudios comparativos (Marsden, 2001; Hobbs, *et al.*, 2003; Hsu *et al.*, 2010; Fontúrbel *et al.*, 2016; Jacoboski *et al.*, 2016; Kiros *et al.*, 2018; Martínez-Salinas, 2016; Phifer *et al.*, 2017); tomando como referencia hábitats



naturales. Estos estudios indican que las plantaciones son hábitats pobres y limitan los movimientos de las especies (Giubbina *et al.*, 2018). Se ha demostrado que el eucalipto es similar ecológicamente a pino y teca (Proença *et al.*, 2010; de la Hera *et al.*, 2013; Cid *et al.*, 2014; González, 2017; Brazeiro *et al.*, 2018). Además se ha encontrado que existen factores influyentes sobre la avifauna: la estructura forestal, la distancia a bosques naturales y cobertura de sotobosque (Vergara y Simonetti, 2004; Pérez-Pérez, 2004; Baéz-López *et al.*, 2015; Kaban *et al.*, 2017; Iezzi *et al.*, 2018).

En otros trabajos se ha evaluado las aportaciones de las plantaciones a la conservación de la biodiversidad de aves. Bennet *et al.* (2018) indican que las plantaciones de hule y palma de aceite en Guatemala pueden ser muy buenos hábitats para aves migratorias. Sin embargo, la mayor parte de las investigaciones ha evidenciado que los monocultivos son hábitats muy pobres (en especial eucalipto, Calviño-Cancela *et al.* 2012). La conservación de la vegetación nativa, la combinación de métodos de manejo (silvicultura, plantaciones mixtas), reducción del manejo de sotobosque, entre otros aspectos, podrían ayudar a disminuir los efectos negativos de estos agroecosistemas comerciales sobre la avifauna (Calviño-Cancela *et al.*, 2012; Brockerhoff *et al.*, 2013; Millan *et al.*, 2015).

Además de los efectos ecológicos, recientemente se ha comenzado a abordar la diversidad funcional como un parámetro fundamental para evaluar los papeles de los organismos dentro las comunidades (Martín-López *et al.*, 2007; Laureto *et al.*, 2015; Gómez-Ortiz y Moreno, 2017). Su análisis contribuye a entender el estado y funcionamiento de los ecosistemas, complementando los análisis tradicionales taxonómicos que enfatizan la riqueza de especies y su abundancia (Gagic *et al.*, 2015). El análisis de la diversidad funcional permite predecir funciones ecológicas y proporciona información valiosa para la toma de decisiones en relación con la conservación y la restauración de los ecosistemas (Cadotte *et al.*, 2011; Gagic *et al.*, 2015)

A pesar de que las aves son un grupo esencial para evaluar los efectos de las actividades antrópicas en el paisaje, aún son pocos los estudios que analizan la



diversidad funcional y sus cambios (Şekercioğlu, 2006; 2012). Trabajos en Asia, Australia, Francia, Brasil y Colombia han demostrado que el cambio de uso de suelo, reduce la diversidad funcional en aves (Edwards *et al.*, 2014; Barbaro *et al.*, 2014; Luck *et al.*, 2013; Jacoboski *et al.*, 2016; Prescott *et al.*, 2016). Estos estudios se han centrado en monocultivos de rápida expansión mundial como palma de aceite (Almeida, *et al.*, 2016; Prescott *et al.*, 2016; Moo-Culebro, 2017) y eucalipto (Luck *et al.*, 2013; Barros, 2017; Barros *et al.*, 2019).

En México, los estudios de monocultivos de hule se han orientado desde la perspectiva de la producción (Rojo-Martínez *et al.*, 2011). López-Reyes *et al.* (2016) se enfocaron al valor de estas plantaciones en la captación de carbono, comparando monocultivos de distintas edades en Huimanguillo, Tabasco, y concluyendo que éstas son fuentes potenciales de mitigación ante el cambio climático. Arriaga-Padilla *et al.* (2017) evaluaron las plagas por insectos asociados a este monocultivo.

Los estudios en eucalipto igualmente son pocos: ForoughbaRhch *et al.* (2017) realizaron un trabajo evaluando el crecimiento de distintas especies en diferentes sustratos. Concluyeron que este monocultivo se puede adaptar y combinar con la vegetación nativa para reducir los impactos al ambiente. Uribe *et al.* (2013), trabajaron específicamente en Huimanguillo, analizando los efectos de las plantaciones de eucalipto sobre las propiedades físico-químicas del suelo y sus relaciones sobre la composición estructura de los ensambles de oligoquetos. Determinaron que los monocultivos exhiben una mayor biomasa de lombrices, en comparación con sitios de poco más de un mes de cosecha y con practica de quema, así como otro sitio con vegetación secundaria. Concluyeron que, a pesar del tiempo de recuperación en el sitio de acahual, los ensambles de lombrices no se recuperan de los efectos del establecimiento de plantaciones de eucalipto.

1.3 JUSTIFICACIÓN

En los últimos 30 años, en el estado de Tabasco las plantaciones monoculturales comerciales se han establecido como un nuevo elemento del paisaje (CONAFOR, 2010, 2014; Rojo-Martínez *et al.*, 2011; Nájera-Coronado,



2015). Este tipo de sistema agrícola incluye especies exóticas como eucalipto, hule y palma de aceite. Las características de los monocultivos, como su nombre lo indica, son su uniformidad en riqueza y distancia entre individuos sembrados. Su expansión responde a la alta demanda de madera y otros productos forestales y el crecimiento poblacional (FAO, 2019).

Los monocultivos agroforestales, tanto en el municipio como en el estado, aportan ciertos beneficios. En el ámbito social acarrearán beneficios económicos y generación de empleos, además de cubrir las demandas de hule y madera. En el ámbito ecológico, algunos monocultivos de eucalipto han sido implantados en el sureste mexicano en un intento por contribuir a la restauración de la vegetación y proporcionar recursos y servicios ecológicos en áreas altamente modificadas o degradadas (Najera-Coronado, 2015). Sin embargo, la introducción de especies exóticas en el paisaje puede tener repercusiones negativas en la estructura de las comunidades de fauna, los servicios y funcionalidad de los ecosistemas (ForoughbaRhch, *et al.*, 2017).

En este contexto, las aves son conocidas por su susceptibilidad a la alteración del hábitat (Arriaga-Weiss *et al.*, 2008; Phifer *et al.*, 2017). El estudio de la estructura de sus comunidades resulta vital para evaluar la perturbación e identificar acciones de protección (Arriaga-Weiss, *et al.* 2008), además de que a través del entendimiento de sus relaciones con la estructura de la vegetación pueden identificarse estrategias de conservación (St. Pierre y Kovalenko, 2014). Dentro del ámbito de las plantaciones agroforestales, el mayor conocimiento de la avifauna en plantaciones es base para la forma en que responde la avifauna a los cambios de uso de suelo, y su intensificación, y permite identificar los servicios ambientales de las aves en dichos hábitats (Şekercioğlu, 2006; Wenny *et al.*, 2011; Whelan, *et al.*, 2015). Asimismo, nos puede permitir predecir futuros patrones de ocurrencia, abundancia y diversidad en paisajes fuertemente modificados (Şekercioğlu, 2012; Brockhoff *et al.*, 2013).



La investigación sobre avifauna en hule ha tenido su auge en Asia, donde la mayor parte de las investigaciones sobre diversidad se han centrado en la pérdida de bosque nativo en dicha región (Li *et al.*, 2013; Zhang *et al.*, 2019); mientras que, en eucalipto, cuyas plantaciones se encuentran en todo el mundo, sus efectos en la avifauna se han evaluado en distintas regiones, especialmente en Sudamérica (Phifer *et al.* 2017). Estos estudios se enfocan a la pérdida de diversidad biológica debido a la expansión agrícola, abordando principalmente la diversidad taxonómica. Los trabajos referentes a la pérdida de diversidad funcional están cobrando mayor interés, ya que se agrega el elemento de la alteración de las funciones que pueden tener las comunidades en los hábitats. El estudio de la diversidad funcional permite analizar los papeles que tienen los organismos dentro del ecosistema (Córdova-Tapia y Zambrano 2015; Gómez-Ortiz y Moreno, 2017).

Los efectos de los monocultivos forestales plantados sobre la avifauna aún son inciertos y muy pocos estudios han abordado el componente funcional a la par con el componente taxonómico en estos hábitats. En nuestro país, el estudio ecológico de las aves en estos agroecosistemas es escaso y en Tabasco es prácticamente nulo. Por ello se plantea en el presente estudio complementar el estudio taxonómico para los análisis de biodiversidad, con el estudio de diversidad funcional.

Bajo la premisa de que la estructura del paisaje es uno de los principales atributos que modifican la riqueza de especies en vertebrados y que existen ciertas variables que afectan el comportamiento y residencia de aves en determinados hábitats, se plantea que la complejidad estructural de los monocultivos agroforestales puede no ofrecer gran cantidad de nichos ecológicos, por lo cual se espera una limitación de diversidad funcional en contraste con los hábitats circundantes. Por lo anterior, este estudio pretende ser el primero en caracterizar la composición y estructura taxonómica y funcional de las comunidades de aves en sistemas agroforestales monocultivados de especies exóticas de eucalipto y hule, así como una pequeña muestra de su matriz circundante. Se parte de la hipótesis



de que las plantaciones podrían ser taxonómica y funcionalmente más pobres debido a su homogeneidad estructural.

1.4 OBJETIVOS

1.4.1 OBJETIVO GENERAL

Analizar la estructura y composición de las comunidades de aves asociadas a plantaciones monoculturales agroforestales comerciales (*Eucalyptus* sp. y *Hevea brasiliensis*) en el municipio de Huimanguillo, Tabasco.

1.4.2 OBJETIVOS PARTICULARES

1. Determinar los parámetros ecológicos de riqueza, diversidad, abundancia, frecuencia, gremios tróficos y estacionalidad de las comunidades de aves terrestres en plantaciones de eucalipto, hule y matriz circundante en municipio de Huimanguillo, Tabasco, México.
2. Analizar las relaciones entre los parámetros ecológicos taxonómicos y la estructura del hábitat (variables de vegetación) en la región estudiada.
3. Determinar la diversidad y riqueza funcional de las comunidades de aves en los monocultivos a estudiar.
4. Analizar la relación entre las variables estructurales de la vegetación con las variables de diversidad funcional y riqueza funcional de aves en los sitios de estudio.

La presente investigación está dividida en cuatro capítulos: en el primer capítulo se da a conocer un panorama general del trabajo, el marco teórico en el que está inmerso, la pertinencia e importancia de la investigación en la región y una breve explicación de los métodos utilizados para alcanzar los cuatro objetivos mencionados. El capítulo dos aborda los objetivos específicos uno y dos, considerando la diversidad taxonómica de los ensambles de aves incluyendo el análisis de diversidad verdadera y los clásicos índices de equidad y dominancia; este manuscrito se presenta de acuerdo a las normas editoriales de la Revista Mexicana de Biodiversidad, revista a la cual fue enviado. En el capítulo tres, se

AVES ASOCIADAS A MONOCULTIVOS AGROFORESTALES EN EL MUNICIPIO DE HUIMANGUILLO, TABASCO



desarrollan los objetivos tres y cuatro, los cuales comprenden la estimación de la diversidad funcional de los ensambles, mediante el análisis de cuatro índices funcionales. En ambos capítulos se exploran las relaciones con la estructura vegetal de los sitios estudiados. Por último, en el capítulo cuatro se exponen las conclusiones generales.

1.5 MÉTODOS

1.5.1 ÁREA DE ESTUDIO

El trabajo se realizó en el municipio de Huimanguillo, Tabasco, en plantaciones agroforestales de hule, en el área conocida como “la sabana” y en monocultivos de eucalipto, en la región limítrofe con la denominada “sierra” (figura 1); ambas áreas se caracterizan fisiográficamente por una serie de lomeríos bajos (20-50 msnm) y planicies (Palma-López, *et al.* 2011), con dominancia de suelos ultisoles (Meléndez-Nava, 2019). El clima de la región es cálido húmedo con abundantes lluvias durante el verano (cerca de 2343 mm anuales). El paisaje dominante del municipio son los pastizales y sabanas que juntos ocupan más de tres quintas partes de la superficie (INEGI, 2005). La sabana y pastizales están dominados por gramíneas (principalmente especies como *Adropogon bicornis*, *Digitaria leucites*, *Imperata* sp. *Orthoclada laxa*, *Paspalum plicatulum* y *P. pectinatum*) con arbustos y árboles aislados como *Byrsonima crassifolia*, *Bursera simaruba*, *Coccoloba barbadensis*, entre otros (Rzedowski, 2006; Meléndez-Nava, 2019).

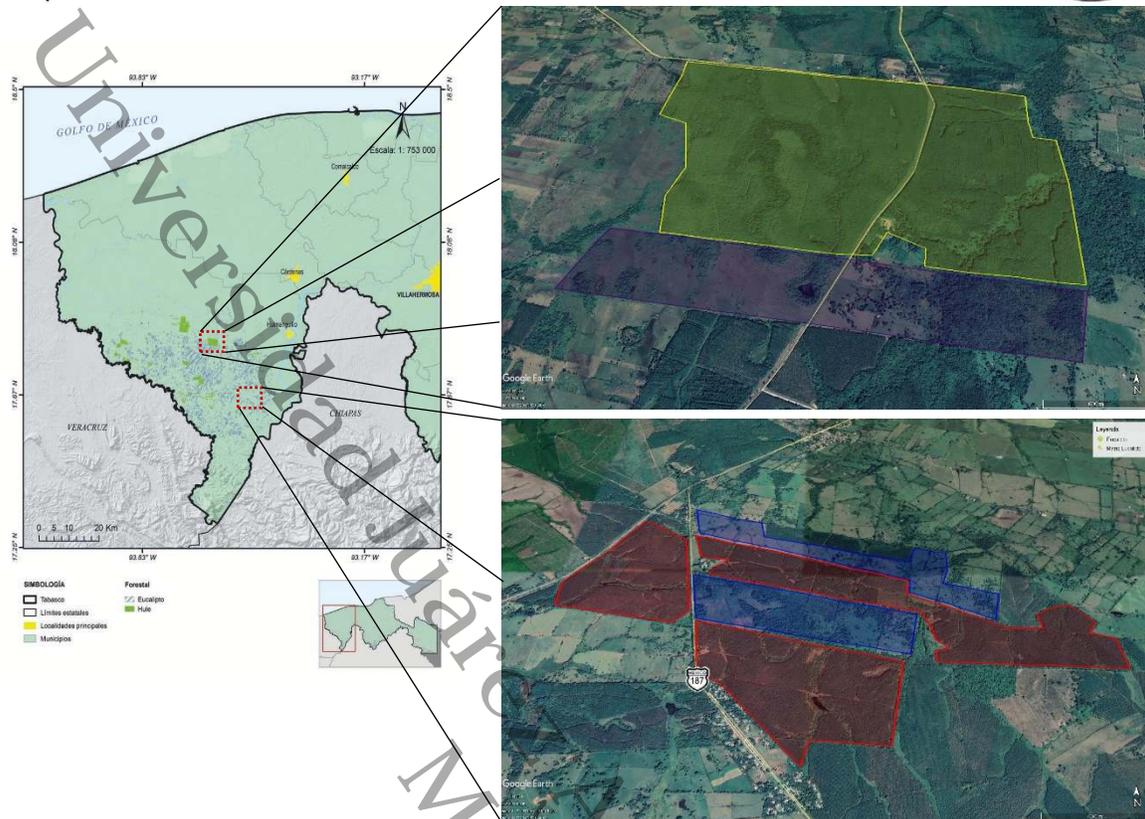


Fig. 1. Ubicación de las plantaciones en Huimanguillo, Tabasco. El área en colores representa: Hule (amarillo), eucalipto (rojo), matriz circundante a hule (morado) y matriz circundante a eucalipto (azul). Fuente: Vázquez-Navarrete *et al.* (2019).

Sitios de monitoreo

Las plantaciones de hule se ubican en la carretera Ranchería Tierra Nueva 2da Sección a Villa Francisco Rueda. Los monocultivos son mayores a 20 años de edad, y se ubican entre las coordenadas $17^{\circ}48'03''$ N y $93^{\circ}36'59''$ O, a 3.11 km de la ranchería Paso del Rosario y 2.27 km del ejido Miguel Alemán (figura 1). El sitio cuenta con una superficie aproximada de más de 400 hectáreas. La altura promedio de los árboles oscila entre los 20 a 30 metros. El sotobosque es herbáceo, sin embargo, es prácticamente nulo debido a las actividades humanas frecuentes. Posee algunas zonas de vegetación arbustiva cercanas a cuerpos de agua corriente dentro de la plantación (corredores riparios).



El monocultivo de eucalipto estudiado se ubica en las coordenadas 17°46'37" N y 93°37'50" O; cuenta con una extensión aproximada de 127 hectáreas. La población más cercana es José María Pino Suárez, a 3.18 km (figura 1). Las plantaciones de eucalipto son monocultivos uniformes con individuos sembrados cada 1.5 m entre sí y 2.5m entre hileras. Carecen de árboles de sombra y el sotobosque está compuesto por lo general de gramíneas y sujeto silvicultura e intervenciones humanas relacionadas a esta actividad.

Adicionalmente, se ubicaron sitios en hábitats alrededor de las plantaciones, de acuerdo a las condiciones de acceso a los predios colindantes (figura 1). Estos sitios constituyeron la muestra de matriz circundante que se estudió de forma comparativa con los monocultivos principales. Está dominada principalmente por actividades ganaderas de tipo extensivo, en el caso de la matriz del hule; mientras que la matriz de eucalipto se conformó por actividades pecuarias, cultivos rotativos y acahuals.

Criterios de selección

Las plantaciones se seleccionaron de acuerdo a la edad, condiciones de acceso y extensión (con base en imágenes satelitales). Se seleccionaron plantaciones maduras de monocultivos de hule y eucalipto. En el del eucalipto, se obtuvo acceso a plantaciones de 2 años, debido a que monocultivos con mayor edad estarían sujetas a cosecha durante el periodo de estudio. Se tomó inicialmente como parámetro de selección la presencia/ausencia de sotobosque herbáceo-arbustivo, ya que en plantaciones forestales se sabe que el efecto de este elemento puede resultar significativo al evaluar la relación de la comunidad de aves con la estructura de hábitat (Brockhoff *et al.*, 2013, Fontúrbel *et al.*, 2016; Tamaris-Turizo *et al.*, 2017; Iezzi *et al.*, 2018), así como el manejo (actividades humanas) de las plantaciones, pueden ser factores a tener en cuenta (Millan *et al.*, 2015).

Se establecieron cuatro sitios de monitoreo: una plantación de hule, una plantación de eucalipto y dos en hábitats circundantes a las plantaciones. Se establecieron 47 puntos en plantaciones de hule, 37 en plantaciones de eucalipto y

AVES ASOCIADAS A MONOCULTIVOS AGROFORESTALES EN EL MUNICIPIO DE HUIMANGUILLO, TABASCO



34 en hábitats circundantes a los monocultivos (17 en cada uno), para una totalidad de 118 puntos de observación. Éstos fueron replicados seis veces entre el periodo diciembre 2019 a noviembre 2020, para una totalidad de 708 puntos. Se abarcaron tres temporadas: secas (marzo-junio), lluvias (julio-noviembre) y nortes (diciembre-febrero). En cada temporada se realizaron dos réplicas de los puntos de observación mencionados, es decir, 236 puntos por temporada.

1.5.2 MUESTREO DE AVES

El muestreo de aves se llevó a cabo mediante el método de conteo por puntos de radio fijo (Ralph *et al.*, 1996; Bibby *et al.*, 2002), por ser de las técnicas más sencillas y adecuadas que se utilizan para censar aves neotropicales (Lynch 1995) y efectiva y eficiente para el muestreo en agroecosistemas forestales (Felton *et al.*, 2011). Se ubicaron puntos de conteo con una separación entre sí de 250 m (Lynch, 1995) y a 100 m del borde de los monocultivos; de esta manera se evita el solapamiento y duplicaciones de conteo de aves (Ralph *et al.*, 1996).

Ralph *et al.* (1996), recomiendan puntos de conteo con radio de 50 metros en hábitats abiertos. En el Neotrópico, se puede reducir a 25 m dependiendo el espesor de la vegetación (Lynch, 1995). Dadas las condiciones de los monocultivos, los puntos de conteo tuvieron un radio de 30 m. En estos puntos se registraron visual y auditivamente todas aves observadas, tomando en cuenta la especie, número de individuos, sexo (de ser posible), estacionalidad, tipo de sustrato utilizado y actividad. Para los análisis de datos sólo se consideraron los individuos que hicieron uso del hábitat excluyendo aquellos con sobrevuelo.

Es recomendable iniciar el conteo 3-5 minutos después de la llegada al punto, para disminuir el efecto de la perturbación (Sáenz *et al.*, 2007; Kiros *et al.*, 2018). Sin embargo, debido al área geográfica-climática en la que se ubicó este estudio se inició el conteo de forma inmediata (Lynch, 1995). Esto permite tasas de detección mucho mayores previo al ascenso de la temperatura diurna (Ralph *et al.*, 1996). De acuerdo a Bounthoux y Balent (2012) y Lynch (1995), la mayor parte de los registros ornitológicos que emplean puntos corresponden a los primeros 5 minutos de

AVES ASOCIADAS A MONOCULTIVOS AGROFORESTALES EN EL MUNICIPIO DE HUIMANGUILLO, TABASCO



observación. Con base a esto, se utilizó la metodología modificada en monocultivos por Phifer *et al.* (2017) y Moo-Culebro (2017) siendo 8 minutos de observación por punto. Esto permitió abarcar una mayor superficie en las plantaciones sin disminuir los registros.

Una de las mayores limitantes en el monitoreo de aves, es el corto periodo de vocalizaciones (Lynch, 1995), por lo que los conteos se iniciaron con el amanecer, entre las 06:00 y 10:00 hrs (Ralph *et al.*, 1996). Se evitó censar un hábitat específico en días consecutivos, pues se obtiene una mejor estimación de la riqueza cuando se alternan hábitats, días y temporadas durante las muestras (Field *et al.*, 2002). Se evitaron los días de lluvia, viento o alto ruido provocado por la densa vegetación (Bibby *et al.*, 2002; Ralph *et al.*, 1996).

Es recomendable el uso de grabaciones vocales de las aves para registrar especies secretivas o de difícil identificación (Gregory *et al.*, 2004), para lo cual se recurrió a colección de sonidos de Boesman (2006) y la base en línea de Xeno-Canto (www.xeno-canto.org).

En la identificación de las especies se utilizaron binoculares (8x40; 10x50), guías ilustradas de campo (Howell y Webb, 1995; Kaufman, 2005; Dunn y Alderfer, 2006). La estacionalidad de las aves se registró de acuerdo a Cortés-Ramírez *et al.* (2012) y Navarro-Sigüenza *et al.* (2014). La clasificación de las aves por gremios alimenticios se basó en Wilman *et al.* (2014) y Van der Wal *et al.* (2012). Se tomó en cuenta la NOM-059-SEMARNAT-2010 (Diario Oficial de Federación, 2010), para aquellas especies que se registren en alguna categoría de riesgo. El inventario final de especies se realizó de acuerdo a lo establecido Berlanga-García *et al.* (2015).

Rasgos funcionales

Los rasgos funcionales son características biológicas, ya sean morfológicas, fisiológicas, de comportamiento o bioquímicas de las especies, que determinan la interacción y desempeño que tienen con la estructura o funcionamiento del ecosistema (Martín-López *et al.*, 2007; Luck, *et al.*, 2012; Laureto *et al.*, 2015; Gomez-Ortiz y Moreno, 2017).



De acuerdo a Luck *et al.* 2012, algunos de los rasgos en aves que mejor responden a los cambios ambientales o tienen efectos sobre las funciones del ecosistema son la masa corporal, la morfología del vuelo, la dieta, el comportamiento de forrajeo y los comportamientos sociales, de anidamiento y reproductivos. En el presente estudio se utilizaron una serie de rasgos funcionales siguiendo lo propuesto por Wilman *et al.* (2014), los cuales se relacionan con la dieta, el estrato o comportamiento de forrajeo, la masa corporal y la estacionalidad.

1.5.3 ESTRUCTURA DE LA VEGETACIÓN

Para caracterizar la estructura vegetal, se realizó el método de parcelas cuadradas propuesto por Bautista *et al.* (2004) y Mostacedo y Fredericksen (2000). Las parcelas se ubicaron en los puntos de conteo de aves. El tamaño de las parcelas fue de 60x60 m (3600 m²), considerando el muestreo de árboles (Aguirre-Mendoza, 2013) y el área de observación de las aves. Para delimitar el contorno de las parcelas se implementó el método de punto centrado en cuadrante (Mostacedo y Fredericksen, 2000; Sáenz *et al.*, 2007).

Dado que los monocultivos son uniformes en distribución y cantidad de elementos sembrados, se realizó una subparcela de 30x30 m dentro de la cual se contabilizó la totalidad de árboles con la intención de obtener la densidad por parcela considerando los individuos ≥ 5 m de altura; fue empleado un clinómetro digital Haglöf modelo EC-II D para determinar la altura promedio de los árboles por parcela. Posteriormente, se midió la circunferencia a la altura de pecho (CAP) o el diámetro a la altura de pecho (CAP~DAP>1.30 m; Mattelucci y Colma, 1982) de todos aquellos individuos con altura \geq tres metros. Para obtener el DAP a partir de la circunferencia del tronco, se utilizará la fórmula: **D = Perímetro o Circunferencia/ π** (Mostacedo y Fredericksen, 2000). Se calculó el área basal siguiendo las fórmulas propuestas por Aguirre-Mendoza (2013) y Sánchez-Gutiérrez *et al.* (2016): **AB = 0.0796 x CAP²** y **AB= 0.7854 x DAP²**. En las que,



0.0796 y 0.7854 son constantes. Se obtuvo el área basal por parcela mediante la sumatoria de las áreas basales obtenidas y de la misma forma el AB/ha. m².

El porcentaje de cobertura arbórea y sotobosque herbáceo arbustivo (0-3 m) fue determinado mediante un densiómetro cóncavo y GRS, respectivamente, en cuatro los puntos cardinales centro de cada parcela (Higgins *et al.*, 2012), promediando la cobertura por parcela.

1.5.4 ANÁLISIS DE DATOS

La información de campo (muestreo de aves y estructura de la vegetación) obtenida fue manejada en una hoja de cálculo en Microsoft Excel 2016. Fueron tomados en cuenta los registros visuales y auditivos dentro de los 30 m de radio establecido, con la finalidad obtener la abundancia relativa, riqueza de especies y diversidad por sitio de muestreo.

Los datos obtenidos se sometieron a pruebas de normalidad de Kolmogorov-Smirnov (corrección Lilliefors) y Shapiro Wilk utilizando PAST 4.03 (Hammer, *et al.*, 2020). Cuando los datos se distribuyeron de forma normal se utilizaron pruebas paramétricas de ANOVA de una vía y pruebas *post-hoc* de Tuckey HSD, mediante PAST 4.03 (Hammer, *et al.*, 2020); mientras que cuando no se ajustaron a la distribución normal, se emplearon pruebas no paramétricas de Kruskal-Wallis y Mann-Whitney mediante STATGRAPHICS Centurion XVI v16.0.08 (Statpoint, 2009).

Diversidad taxonómica

La diversidad alfa de los ensambles se estimó mediante números de Hill (Chao *et al.* 2014), que representan el número efectivo de especies dentro de una comunidad específica (Jost, 2006; 2007; Moreno *et al.* 2011): Q_0 =riqueza de especies, Q_1 =número de especies abundantes y Q_2 =número de especies dominantes (Jost, 2007). Los valores de q^1 (exponencial del índice de entropía de Shannon-Wiener) y q^2 (inverso de Simpson) se obtuvieron mediante EstimateS



9.1.0 (Colwell, 2013) y posteriormente transformados mediante las ecuaciones propuestas por Jost (2006) y Moreno *et al.* (2011). Además, se estimaron los índices de equidad de Pielou y dominancia de Berger-Parker, en cada sitio (software PAST v3.25, Hammer *et al.* 2020).

Para evaluar el esfuerzo de muestreo, se utilizó un estimador de riqueza con inexactitud mínima (Ruiz Bruce Taylor y Bojorges-Baños, 2014) basado en abundancia (Chao1) considerando las fórmulas propuestas por Gotelli y Colwell (2011) mediante el software EstimateS 9.1.0 (Colwell, 2013; Chao *et al.* 2014).

La similitud en la composición de especies y abundancia entre sitios, fue evaluada mediante el análisis de Escalonamiento Multidimensional no Métrico (nMDS), el cual permitió visualizar las diferencias entre los ensamblajes de aves. Se realizó un Análisis de Similitud (ANOSIM) para evaluar estas diferencias y posteriormente, se utilizó el Porcentaje de Similitud (SIMPER) para identificar las especies que contribuyen a estas discrepancias. Estos análisis también fueron empleados para evaluar la composición de los gremios alimenticios. Estas pruebas se realizaron mediante PAST v.4.03 (Hammer, *et al.*, 2020).

Diversidad funcional

Se construyó una matriz con los rasgos funcionales de acuerdo a los datos proporcionados por Wilman *et al.* (2014); se determinó la preferencia de hábitat siguiendo los datos de Ebird.com y Howell y Webb (1995). A través del paquete FD v.1.0-12 en R v.4.10 (Casanoves *et al.* 2011; Laliberté *et al.* 2015) se determinaron cuatro índices de diversidad funcional.

Los datos de diversidad funcional obtenidos, así como también la estructura de la vegetación fueron sometidos a pruebas de normalidad de Shapiro-Wilk y Lilliefors. Posteriormente se aplicaron Análisis de varianza de una vía y Kruskal Wallis. Cuando se encontraron diferencias significativas, se realizaron pruebas post-hoc de Tukey y Mann-Whitney, entre pares de sitios estudiados.

Estructura del hábitat



Los datos fueron sujetos a pruebas de normalidad mediante el test de Shapiro-Wilk utilizando R 3.6.0 (R Core Team 2018). Cuando éstos cumplan con el supuesto de normalidad, se sometieron a pruebas de ANOVA y pruebas post-hoc de Tuckey HSD; se aplicaron pruebas no paramétricas de Kruskal-Wallis y Mann-Whitney, cuando los datos no se ajusten al supuesto de normalidad. Estas pruebas fueron realizadas mediante PAST 4.03 (Hammer et al. 2020).

Relación Aves-Vegetación

Para determinar la influencia de las variables de vegetación sobre las comunidades de aves, se utilizaron modelos lineales generalizados (GLM por sus siglas en inglés) mediante el paquete Stats (R Core Team 2018). Los modelos se ajustaron teniendo en cuenta la devianza y los grados de libertad, observando si existía sobredispersión (Crowley, 2007). Los modelos se reajustaron utilizando la familia de distribución quasipoisson eliminando paso a paso las variables no significativas. Posteriormente se aplicaron ANOVAS y pruebas de X^2 para obtener la significancia de las variables.

Para determinar la relación funcional entre los rasgos de las comunidades de aves y las características de las plantaciones, se emplearon análisis RLQ y Four Corner (Dray *et al.*, 2014). El objetivo de estos análisis es relacionar tres matrices: una matriz con las variables ambientales (**R**: $n \times m$ = las mediciones de m variables ambientales en n muestras), una matriz de rasgos funcionales (**Q**: $s \times p$ = describe s rasgos para p especies) y una matriz de abundancia de las especies (**L**: $n \times p$ = abundancia u ocurrencia de p especies en n muestras). Estos análisis fueron llevados a cabo mediante el paquete ade4 (Dray y Dufour, 2007) en R v3.6.0.

1.6 LITERATURA CITADA

Aguirre-Mendoza, Z. (2013). *Guía de Métodos para medir la Biodiversidad*. Universidad Nacional de Loja, Área Agropecuaria y de Recursos Naturales Renovables. Loja, Ecuador. 81 p.

Ahrends, A., Hollingsworth, P. M., Ziegler, A. D., Fox, J. M., Chen, H., Su, Y. y Xu, J. (2015). Current trends of rubber plantation expansion may threaten biodiversity

AVES ASOCIADAS A MONOCULTIVOS AGROFORESTALES EN EL MUNICIPIO DE
HUIMANGUILLO, TABASCO



- and livelihoods. *Global Environmental Change* 34:48-58. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.06.002>.
- Almeida, S. M., Silva, L. C., Cardoso, M. R., Cerqueira, P. V., Juen L. y Santos M. P. D. (2016). The effects of oil palm plantations on the functional diversity of Amazonian birds. *Journal of Tropical Ecology*, 32(6):1-16. doi:10.1017/S0266467416000377.
- Arriaga-Padilla, V. J., Trejo-Sandoval, Z., López-Guzmán, C. M., Ortiz-Cervantes, E. y Hernández-Cruz, J. M. (2017). *Insectos asociados al hule [Hevea brasiliensis (Willd. ex A. Juss.) Müll. Arg.] en plantaciones comerciales de México*. Folleto Técnico Núm. 26. CENID-COMEF, INIFAP. Ciudad de México, México. 48 p.
- Arriaga-Weiss, S. L., Calmé, S. y Kampichler C. (2008). Bird communities in rainforest fragments: guild responses to habitat variables in Tabasco, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 17:173-190. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-007-9238-7>.
- Ayat, A. y Tata H. L. (2015). Diversity of birds across land use and habitat gradients in forest, rubber agroforest and rubber plantations of North Sumatra. *Indonesian Journal of Forestry Research* 2(2): 103-120. DOI: 10.20886/ijfr.2015.2.2.103-120.
- Bas-López, S., Rivera, J. G. y Sobral, M. (2018). Biodiversidad en plantaciones de eucalipto y robledales del sur de Galicia: plantas y aves. *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)* 25: 71-81.
- Baéz-Pérez, S. A., Pintado-Martínez, L. y Hernández-Martínez, F. (2015). Relación entre aves y variables dendrométricas en plantaciones de *Pinus caribaea* Morelet var. *caribaea* W. H. Barret et Golfari en Viñales, Cuba. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 7(33):8-19.
- Barbaro, L., Giffard, B., Charbonnier, Y., van Halder, I. y Brockerhoff, E. G. (2014). Bird functional diversity enhances insectivory at forests edges: a transcontinental experiment. *Diversity and distributions* 20:149-159. doi: 10.1111/ddi.12132.
- Barros, F. M. 2017. *Species composition, ecological functions and ecosystem services by birds across forest-matrix interfaces in tropical disturbed landscapes*



- (Tesis de Doctorado). Universidade Estadual Paulista: Júlio de Mesquita Filho, Instituto de Biociências Biológicas (Zoologia). Rio Claro, Brasil. 162 p.
- Barros, F. M., Martello, F., Peres, C. A., Pizo, M. A. y Ribeiro, M. C. (2019). Matrix type and landscape attributes modulate avian taxonomic and functional spillover across habitat boundaries in the Brazilia in Atlantic Forest. *Oikos* 00:1-13. doi: 10.1111/oik.05910.
- Bautista, F., Delfín, H., Palacio, J. L. y Delgado, M. C. (2004). *Técnicas de muestreo para manejadores de recursos naturales. 1ra ed.* Universidad Nacional Autónoma de México, Universidad Autónoma de Yucatán, Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, Instituto Nacional de Ecología. México. 507 p.
- Bennett, R. E., Leuenberger, W., Bosarreyes-Leja, B. B., Sagone-Cáceres, A., Johnson, K. y Larkin, J. (2018). Conservation of Neotropical migratory birds in tropical hardwood and oil palm plantations. *PLoS ONE* 13(12):1-18. e0210293. doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0210293>.
- Berlanga-García, H., Gómez de Silva, H., Vargas-Canales, V. M., Rodríguez-Contreras, V., Sánchez-González, L. A., Ortega-Álvarez, R. y Calderón-Parra, R. (2015). *Aves de México: Lista actualizada de especies y nombres comunes.* Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad. México, D. F. 116 p.
- Beukema, H., Danielsen, F., Vincent, G., Hardiwinoto, S. y van Andel, J. (2007). Plant and bird diversity in rubber agroforests in the lowlands of Sumatra, Indonesia. *Agroforestry Systems* 70:217-242. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10457-007-9037-x>.
- Bibby, C.J., Burgess, N.D., Hill, D.A. y Mustoe, S.H. (2002). *Bird Census Techniques.* 2da Ed. Academic Press, London. 302 p.
- Boesman, P. (2006). *BIRDS OF MEXICO - MP3 Sound Collection (1.0)* [CD-ROM]. Merelbeke, Belgium. BirdSound.nl, The Netherlands.
- Bonthoux, S. y Balent, G. (2012) Point count duration: five minutes are usually sufficient to model the distribution of bird species and to study the structure of communities for a French landscape. *Journal of Ornithology* 153:491–504. DOI: 10.1007/s10336-011-0766-2.



- Brazeiro, A., Cravino, A., Fernández, P. y 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.
- Brockerhoff, E. G., Jactel, H., Parrotta, J. A. y Ferraz, S. F. V. (2013). Role of eucalypt and other planted forests in biodiversity conservation and the provision of biodiversity-related ecosystem services. *Forest Ecology and Management* 301:43-50. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.09.018>.
- Brockerhoff, E. G., Jactel, H., Parrotta, J. A., Quine, C. P. y Sayer, J. (2008). Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? *Biodiversity and Conservation* 17(5):925-951.
- Cadotte, M. W., Carscadden, K. y Mirotchnick, N. (2011). Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology* 48:1079-1087. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2011.02048.x.
- Calviño-Cancela, M., Rubido-Bará, M. y van Etten, E. J. B. (2012). Do eucalypt plantations provide habitat for native forest biodiversity? *Forest Ecology and Management* 270:153-172. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.01.019>.
- Calviño-Cancela, M. (2013). Effectiveness of eucalypt plantations as a surrogate habitat for birds. *Forest Ecology and Management* 310:392-399. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2013.09.014>.
- Chettri, A., Sharma, K., Dewan, S. y Acharya, B. (2018). Bird diversity of tea plantations in Darjeeling Hills, Eastern Himalaya, India. *Biodiversitas* 19(3):1066-1073. DOI: <https://doi.org/10.13057/biodiv/d190339>.
- Chettri, N., Debes, C. D., Eklabya, S. y Rodney, J. (2005). The relationship between bird communities and habitat. *Mountain Research and Development* 25(3):235-243. DOI: [https://doi.org/10.1659/0276-4741\(2005\)025\[0235:TRBBCA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1659/0276-4741(2005)025[0235:TRBBCA]2.0.CO;2).
- Chao, A., Gotelli, N. J., Hsieh, T. C., Sander, E. L., Ma, K. M., Colwell, R. K. y Ellison, A. M. (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in diversity studies. *Ecological Monographs* 84(1):45-67. DOI: <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>.



- Cid, F. D. y Caviedes-Vidal, E. (2014). Differences in bird assemblages between native natural habitats and small-scale tree plantations in the semiarid midwest of Argentina. *The Wilson Journal of Ornithology* 126(4): 673-685. DOI: <https://doi.org/10.1676/13-217.1>.
- Colwell, R. K. (2013). *Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples (EstimateS) ver. 9.1.0*. University of Connecticut, USA. Disponible en: <http://purl.oclc.org/estimates>.
- CONAFOR (2010). *Situación actual y perspectivas de las plantaciones forestales comerciales en México*. Comisión Nacional Forestal, Colegio de Postgraduados. México, 448 p.
- CONAFOR (2014). *Sistemas Agroforestales Maderables en México*. Jalisco, México. 140 p.
- Cortés-Ramírez, G., Gordillo-Martínez, A. y Navarro-Sigüenza, A. G. (2012). Patrones biogeográficos de las aves de la península de Yucatán. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83: 530-542. DOI: <http://dx.doi.org/10.22201/ib.20078706e.2012.2>.
- Cuéllar, A. S., Rodríguez-Díaz, C. A. y Rodríguez-León, C. H. (2014). Estructura de la comunidad de aves en diferentes sistemas de producción de caucho (*Hevea brasiliensis*) en Caquetá, Colombia. *Revista Colombia Amazónica* 7:73-88.
- de Bello, F., Lavorel, S., Diaz, S., Harrington, R., Cornelissen, J. H. C., Bardgett, R. D., Berg, M. P., Cipriotti, P., Feld, C. K., Hering, D., Martin da Silva, P., Potts, S. G., Sandin, L., Sousa, J. P., Storkey, J., Wardle, D. A. y Harrison, P. A. (2010). Towards an assessment of multiple ecosystem processes and services via functional traits. *Biodiversity and Conservation* 19: 2873-2893. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9850-9>.
- De la Hera, I., Arizaga, J. y Galarza, A. (2013). Exotic tree plantations and avian conservation in northern Iberia: a view from a nest-box monitoring study. *Animal Biodiversity and Conservation* 36(2): 153-163.
- Diario Oficial de la Federación (DOF) (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, 77 p.
- Dias, R. A., Bastazini, V. A. G., Gonçalves, M. S. S., Bonow, F. C. y Müller S. C. (2013). Shifts in composition of avian communities related to temperate-grassland afforestation in southeastern South America. *Iheringia, Série Zoologia, Porto Alegre* 103(1):12-19. Doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S0073-47212013000100002>.
- Dunn, J. L. y Alderfer, J. (2006). *A field guide to the birds of North America*. 5th ed. National Geographic Society. Washington D. C., U.S.A. 503 p.
- Dray, S., Choler, P., Dolédec, S., Peres-Nieto, P. R., Thuiller, W., Pavoine, S. y Ter Braak, C. J. F. (2014) Combining the fourth-corner and the RLQ methods for assessing trait responses to environmental variation. *Ecology* 95(1):14–21. Doi: <https://doi.org/10.1890/13-0196.1>.
- Dray, S. y Dufour, A. B. (2007). The ade4 package: implementing the duality diagram for ecologists. *Journal of Statistical Software* 22:1–20.
- Edwards, F. A., Edwards, D. P., Larsen, T. H., Hsu, W. W., Benedick, S., Chung, A., Vun Khen, C., Wilcove, D. S., Hamer, K. C. (2014). Does logging and forest conversion to oil palm agriculture alter functional diversity in a biodiversity hotspot? *Animal Conservation* 17:163–173. doi: <http://dx.doi.org/10.1111/acv.12074>.
- FAO (2018). *El estado de los bosques del mundo: Las vías forestales hacia el desarrollo sostenible*. Food and Agriculture Organization of United Nations. Roma. Licencia: CC BY-NC-SA 3.0 IGO. 132 p.
- FAO (2019). Food and Agriculture Organization of United Nations. Disponible en: <http://www.fao.org/forestry/plantedforests/en/>. Acceso: 28/05/2019.
- Fahrig, L. (2017). Ecological Responses to Habitat Fragmentation Per se. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 48:1-23. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110316-022612>.
- Felton A., Andersson E., Ventorp D. y Lindbladh, M. (2011) A comparison of avian diversity in spruce monocultures and spruce-birch polycultures in Southern Sweden. *Silva Fennica* 45(5):1143–1150.



- Field, S. A., Tyre, A. J. y Possingham, H. P. (2002). Estimating bird species richness: How should repeat surveys be organized in the time? *Austral Ecology* 27: 624-629. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1442-9993.2002.01223.x>.
- Fontúrbel, F. E., Candia, A. B. y Castaño-Villa, G. J. (2016). Are abandoned eucalyptus plantations avifauna-friendly? A case study in the Valdivian forest. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 87:1402-1406. DOI:10.1016/j.rmb.2016.09.011
- ForoughbaRqch, R., Carrillo-Parra, A., Hernández-Piñero, J. L. y Guzmán-Lucio, M. A. (2017). Growth and yield of an eucalyptus subtropical plantation in a Northeastern Mexico degraded land soil. *Madera y Bosques* 23(3):71-85. DOI: <https://doi.org/10.21829/myb.2017.2331130>.
- Gagic, V., Bartomeus, I., Jonsson, T., Taylor, A., Winqvist, C., Fischer, C., Slade, E. M., Steffan-Dewenter, I., Emmerson, M., Potts, S. G., Tschardtke, T., Weisser, W. y Bommarco, R. (2015). Functional identity and diversity of animals predict ecosystem functioning better than species-based indices. *Proceedings of the Royal Society of London B* 282(1801):20142620. DOI: <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2014.2620>.
- Giubbina, M. F., Martensen, A. C. y Ribeiro, M. C. (2018). Sugarcane and Eucalyptus plantation equally limit the movement of two forest-dependent understory bird species. *Austral Ecology* 43: 527-533 doi:10.1111/aec.12589.
- Gobierno del Estado de Tabasco (2015). *Programa Especial de Desarrollo Forestal 2013-2018*. Gobierno del Estado de Tabasco, Secretaría de Desarrollo Agropecuario, Forestal y Pesquero, Comisión Estatal Forestal. 1ra. Edición. Villahermosa, Tabasco, México. 70 p.
- González, M. (2017). Riqueza y caracterización ecológica de aves en bosque nativo y plantaciones exóticas (Prusia, Costa Rica). *UNED Research Journal* 9(2):226-235. Doi: <https://doi.org/10.22458/urj.v9i2.1659>.
- Gómez-Ortiz, Y. y Moreno, C. E. (2017). La diversidad funcional en comunidades animales: una revisión que hace énfasis en los vertebrados. *Animal Biodiversity and Conservation* 40(2):165-174. Doi: <https://doi.org/10.32800/abc.2017.40.0165>.



- Gotelli, N. J. y Colwell, R. K. (2011). Estimating species richness. En: Magurran, A. y McGill, B. (Eds), *Biological diversity. Frontiers in Measurement and Assessment*. Oxford University Press. Nueva York, E.U.A.
- González-Valdivia, N. A., Arriaga-Weiss, S. L., Ochoa-Gaona, S., Ferguson, B. G., Kampichler, C. y Pozo, C. (2012). Ensamblajes de aves diurnas a través de un gradiente de perturbación en un paisaje en el sureste de México. *Acta Zoológica Mexicana* (n.s.) 28(2):237-269. DOI: <https://doi.org/10.21829/azm.2012.282831>.
- González-Valdivia, N., Barba-Macías, E., Hernández-Daumás, S. y Ochoa-Gaona, S. (2014). Avifauna en sistemas silvopastoriles en el Corredor Biológico Mesoamericano, Tabasco, México. *Revista de Biología Tropical* 62(3):1031-1052.
- Gregory, R. D., Gibbons, D. W. y Donald, P. F. (2004). Bird census and survey techniques. En: Sutherland, W. J., Newton, I., Green R. E. y Green, R. (Eds), *Bird Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques*. Oxford University Press. New York. p.p. 17-56.
- Hammer, Ø, Harper, D.A.T., Ryan, P.D. (2020). *PAST: PAleontological STatistics software package for education and data analysis v.3.25*. Natural History Museum, University of Oslo.
- Higgins, K. F., Jenkins, K. J., Clambey, G. K., Uresk, D. W., Naugle, D. E., Klaver, R. W., Norland, J. E., Jensen, K. C. y Barker, W. T. (2012). Vegetation Sampling and Measurement. En: Silvy, N. J. (Ed.). *The Wildlife Techniques Manual: Research*. 7ma. Edición. John Hopkins University Press. Baltimore, Maryland, U.S.A. p.p. 381-413.
- Hobbs, R., Catling, P. C., Wombey, J. C., Clayton, M., Atkins, L. y Reid, A. (2003). Faunal use of bluegum (*Eucalyptus globulus*) plantations in southwestern Australia. *Agroforestry Systems* 58:195-212. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1026073906512>.
- Howell, S. N. G. y Webb, S. (1995). *A guide to the birds of Mexico and Northern Central America*. 1st ed. Oxford University Press. 851 p.



- Hsu, T., French, K. y Major, R. (2010). Avian assemblages in eucalypt forest, plantations and pastures in northern NSW, Australia. *Forest Ecology and Management* 260:1036-1046. doi: 10.1016/j.foreco.2010.06.028.
- Iezzi, M. E., Cruz, P., Varela, D., De Angelo, D. y Di Bitetti, M. S. (2018). Tree monocultures in a biodiversity hotspot: Impact of pine plantations on mammal and bird assemblages in the Atlantic forest. *Forest Ecology and Management* 424:216-227. doi: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.04.049>.
- INEGI (2005). *Cuaderno Estadístico Municipal: Huimanguillo, Estado de Tabasco*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. 66 p.
- INEGI, (2017). *Anuario Estadístico y Geográfico de Tabasco 2017*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. 440 p.
- Jacoboski, L. I., Mendonça-Lima, A. y Hartz, S. M. (2016). Structure of birds communities in eucalyptus plantations: nestedness as a pattern on species distribution. *Brazilian Journal of Biology* 76: 583–591. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.18614>
- Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *Oikos* 113:363-375. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>.
- Jost, L. (2007). Partitioning diversity into independent alpha and beta components. *Ecology* 88:2427-2439. DOI: <https://doi.org/10.1890/06-1736.1>.
- Kaban, A., Mardiasuti, A. y Mulyani, Y. A. (2017). Response of bird community to various plantation forest in Gunung Walat, West Java, Indonesia. *HAYATI Journal of Biosciences* 24:72-78. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.hjb.2017.08.006>
- Kadir, R. A., Mohammad, M.I. y Zulkifli, S. Z. (2018). Assessment on Bird Conservation Status Found in Rubber Forest Plantation by Using IUCN and Regional Classification. *Journal of Science and Mathematics Letters* 6(201):47-60.
- Kaufman, K. (2005). *Guía de campo a las aves de Norteamérica*. Houghton Mifflin. Nueva York, E.U.A. 392 p.
- Karp, D. S., Mendenhall, C. D., Sandí, R. F., Chaumont, N., Ehrlich, P. R., Hadly, E. y Daily G. C. (2013). Forest bolsters bird abundance, pest control and coffee yield. *Ecology Letters* 16:1339-1347. Doi: <https://doi.org/10.1111/ele.12173>.



- Kiros S., Afework B., Legese K. (2018). A preliminary study on bird diversity and abundance from Wabe fragmented forests around Gubre subcity and Wolkite town, Southwestern Ethiopia. *International Journal of Avian & Wildlife Biology* 3(5):333-340. doi: 10.15406/ijawb.2018.03.00116.
- Laliberté, E, Legendre, P y Shipley, E. (2015). *FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology*. – R package ver. 1.0-12. Recuperado de: <<https://cran.r-project.org/web/packages/FD/index.html>>.
- Laureto, L. M. O., Cianciaruso, M. V. y Menezes-Samia, D. S. (2015). Functional diversity: an overview of its history and applicability. *Natureza & Conservação* 13: 112-116. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ncon.2015.11.001>.
- Law, B. S., Chidel, M., Brassil, T., Turner, G. y Kathuria, A. (2014). Trends in bird diversity over 12 years in response to large-scale eucalypt plantation establishment: Implications for extensive carbon plantings. *Forest Ecology and Management* 322:58-68. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2014.02.032>.
- Lee, M-B. y Martin, J. A. (2017) Avian Species and Functional Diversity in Agricultural Landscapes: Does Landscape Heterogeneity Matter? *PLoS ONE* 12(1):e0170540. doi:10.1371/journal.pone.0170540.
- Lepš. J. y Šmilauer, P. (2003). *Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO*. Cambridge University Press. Cambridge, U.K. 269 p.
- Li, S., Zou, F., Zhang, Q. y Sheldon, F. H. (2013). Species richness and guild composition in rubber plantations compared to secondary forest on Hainan Island, China. *Agroforestry Systems* 87: 1117-1128. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10457-013-9624-y>.
- López-Reyes, L. Y., Domínguez-Domínguez, M., Martínez-Zurimendi, P., Zavala-Cruz, J., Gómez-Guerrero, A. y Posada-Cruz, S. (2016). Carbono almacenado en la biomasa aérea de plantaciones de hule (*Hevea brasiliensis* Müell. Arg.) de diferentes edades. *Madera y Bosques* 22(3):49-60. DOI: <https://doi.org/10.21829/myb.2016.2231456>.
- Luck, G. W., Lavorel, S., McIntyre, S. y Lumb, K. (2012). Improving the application of vertebrate traitbased frameworks to the study of ecosystem services. *Journal*



- of *Animal Ecology* 81(5):1065–1076. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2012.01974.x>.
- Luck, G. W., Carter, A., Smallbone, L. (2013). Changes in Bird Functional Diversity across Multiple Land Uses: Interpretations of Functional Redundancy Depend on Functional Group Identity. *PLoS ONE* 8(5): e63671. DOI: 10.1371/journal.pone.0063671.
- Lynch, J. F. (1995). Effects of Point Count Duration, Time-of-Day, and Aural Stimuli on Detectability of Migratory and Resident Bird Species in Quintana Roo, México. En: Ralph, C. J., S. Droege y J. Sauer (Eds). *Monitoring bird population trends by point counts*. U.S. Department of Agriculture Forest Service General Technical Report PSW-GTR-149. P.p. 1-6.
- Mandal, J. y Raman, T. R. S. (2016). Shifting agriculture supports more tropical forest birds than oil palm or teak plantations in Mizoram, northeast India. *The Condor: Ornithological Applications* 118:345-359. DOI: <https://doi.org/10.1650/CONDOR-15-163.1>.
- Mang, S. L. y Brodie, J. F. (2015). Impacts of non-oil tree plantations on biodiversity in Southeast Asia. *Biodiversity and Conservation* 24:3431-3447. DOI: 10.1007/s10531-015-1022-5.
- Marsden, S. T., Whiffin, M. y Galetti, M. (2001). Bird diversity and abundance in forest fragments and Eucalyptus plantations around an Atlantic forest reserve, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 10: 737–751. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1016669118956>.
- Martín-López, B., Cravino, A., González, J. A. Díaz, S., Castro, I. y García-Llorente, M. (2007). Biodiversidad y bienestar humano: el papel de la diversidad funcional. *Ecosistemas* 16(3): 69-80. DOI:10.7818/re.2014.16-3.00.
- Martínez-Salinas, M. A. (2016). *Contribution of agricultural land uses to bird conservation: a case study of ecosystem service provisioning* (Dissertation for Degree of Doctorate). University of Idaho. 177 p.
- Mas, B., Karp, D. S., Bumrungsri, S., Darras, K., Gonthier, D., Huang, J. C. C., Lindell, C. A., Maine, J. J., Mestre, L., Michel, N. L., Morrison, E. B., Perfecto, I., Phillpot, S. M., Şekercioğlu, C. H., Silva, R. M., Taylor, P. J., Tschamtker, T., Van



- Bael, S. A., Whelan, C. J. y Williams-Guillén, K. (2015). Bird and bat predation services in tropical forests and agroforestry landscapes. *Biological Reviews*: 000-000. DOI: 10.1111/brv.12211.
- Mattelucci, S. D. y Colma, A. (1982). *Metodología para el estudio de la vegetación*. The General Secretariat of the Organization of American States. Washington D. C. 170 p.
- Meléndez-Nava, F. (2019). Las sabanas. En: Cruz-Angón, A., Cruz-Medina, J., Valero-Padilla, J., Rodríguez-Reynaga, F. P., Melgarejo, E. D., Mata-Zayas, E. E. y Palma-López, D. J. (Eds), *La biodiversidad en Tabasco. Estudio de Estado. Vol. II*. CONABIO. México. P.p. 133-136.
- Millán, C. H., Develey, P. F. y Verdade, L. M. (2015). Stand-level management practices increase occupancy by birds in exotic *Eucalyptus* plantations. *Forest Ecology and Management* 336: 174-182. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.10.005>.
- Moo-Culebro, L. Y. (2017). *Avifauna asociada a plantaciones de palma africana, acahual y matriz circundante de la sierra tabasqueña* (Tesis de Maestría). Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, División Académica de Ciencias Biológicas. Villahermosa, Tabasco México. 97 p.
- Moreno, C. E., Barragán F., Pineda E. y Pavón, N. (2011). Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82: 1249-1261. DOI: <http://dx.doi.org/10.22201/ib.20078706e.2011.4>.
- Morante-Filho, J. C., Arroyo-Rodríguez, V., de Souza Pessoa, M., Cazetta, E. y Faria, D. (2018). Direct and cascading effects of landscape structure on tropical forest and non-forest frugivorous birds. *Ecological Applications* 0(0):1-9. DOI: 10.1002/eap.1791.
- Mostacedo, B. y Fredericksen, T. S. (2000). *Manual de Métodos Básicos de Muestreo y Análisis en Ecología Vegetal*. 1ra ed. Editora El País. Santa Cruz, Bolivia. 87 p.



- Nájera-Coronado, M. (2015). *La nueva planta forestal industrial de Huimanguillo, Tabasco y sus posibles repercusiones ambientales, económicas y sociales en la región*. SEP-IndAutor. Reporte técnico. Tabasco, México. 74 p.
- Navarro-Sigüenza, A. G., Rebón-Gallardo, M. F., Gordillo-Martínez, A., Peterson, A. T., Berlanga-García, H. y Sánchez-González, L. A. (2014). Biodiversidad de aves de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, Supl. 85:476-495. DOI: <http://dx.doi.org/10.22201/ib.20078706e.2014.5>.
- Novack-Gottshall, P. y Wang, S. C. (2019). *KScorrect: Lilliefors-Corrected Kolmogorov-Smirnov Goodness-of-Fit Tests*. R package version 1.4.0. Recuperado de: <https://CRAN.R-project.org/package=KScorrect>.
- Palma-López, D. J., Vázquez-Navarrete, C. J., Mata-Zayas, E. E., López-Castañeda, A., Morales-Garduza, M. A., Chablé-Pascual, R., Contreras-Hernández, J. y Palma-Cancino, D. Y. (2011). *Zonificación de ecosistemas y agroecosistemas susceptibles de recibir pagos por servicios ambientales en la Chontalpa, Tabasco*. Colegio de Postgraduados Campus Tabasco, Secretaría de Recursos Naturales y Protección Ambiental, Petróleos Mexicanos. Villahermosa, Tabasco, México. 128 p.
- Peh, K. S. H., Sodhi, N. J., de Jong, J., Şekercioğlu, C. H., Yap, C. A. M. y Lim, S. M. H. (2006). Conservation value of degraded habitats for forest birds in southern Peninsular Malaysia. *Diversity and Distributions* 12:572-581. DOI: 10.1111/j.1366-9516.2006.00257.x.
- Pérez-Pérez, M. F. (2004). *Efecto de la estructura de las plantaciones de Pinus radiata D. Don sobre su calidad como hábitat para aves en Constitución* (Memoria para obtener el grado de Ingeniería Forestal). Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Chile. Santiago de Chile. 30 p.
- Petchey, O. L. y Gaston, K. J. (2006). Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters* 9:741-758. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2006.00924.x.
- Phifer, C. C., Knowlton, J. L., Webster, C. R., Flaspohler, D. J. y Licata, J. A. (2017). Bird community responses to afforested eucalyptus plantations in the Argentine pampas. *Biodiversity and Conservation* 26(13): 3073-3101. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1126-6>.



- Prabowo, W. E., Darras K., Clough, Y., Toledo-Hernandez, M., Arlettaz, R., Mulyani, Y. A. y Tschamtker, T. (2016). Bird Responses to Lowland Rainforest Conversion in Sumatran Smallholder Landscapes, Indonesia. *PLoS ONE* 11(5): e0154876. DOI:10.1371/journal.pone.0154876.
- Prescott, G. W., Gilroy, J. J., Haugaasen, T., Medina Uribe, C. A., Foster, W. A. y Edwards, D. P. (2016). Reducing the impacts of Neotropical oil palm development on functional diversity. *Biological Conservation* 197:139-145. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2016.02.013>.
- Proença, V. M., Pereira, H. M., Guilherme, J. y Vicente, L. (2010). Plant and bird diversity in natural forests and in native and exotic plantations in NW Portugal. *Acta Ecológica* 36:219-226. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.actao.2010.01.002>.
- R Core Team (2018). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Viena, Austria. Disponible en: <http://www.R-project.org/>
- Ralph, C. J., Geupel, G. R., Pyle, P., Martin, T. E., DeSante, D. F. y Milá, B. (1996). *Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres*. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-159. Albany, CA: Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture. 46 p.
- Rojo-Martínez, G. E., Martínez-Ruiz, R. y Mata, J. J. (2011). *El cultivo del hule en México*. 1ra. Edición. Universidad Autónoma Indígena de México; Colegio de Postgraduados Campus Montecillo. México. 317 p.
- Ruiz Bruce Taylor, M. D. M. y Bojorges-Baños, J. C. (2014). Estimating species richness and density of a bird community in a coastal lagoon on the Mexican Pacific. *HUITZIL* 15(2):64-81.
- Rzedowski, J. (2006). *Vegetación de México*. 1ra. Edición. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. 504 p.
- Schleuter, D., Daufresne, M., Massol, F. y Argillier, C. (2010). A user's guide to functional diversity indices. *Ecological Monographs* 80(3):469-484. DOI:10.1890/08-2225.1.
- Şekercioğlu, C. H. (2006). Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in Ecology and Evolution* 21(8):464-471. DOI:10.1016/j.tree.2006.05.007.



- Şekercioğlu, C. H. (2012). Bird functional diversity and ecosystem services in tropical forests, agroforests and agricultural areas. *Journal of Ornithology* 153:153-161. DOI: 10.1007/s10336-012-0869-4.
- Sáenz, J. C., F. Villatoro, M. Ibrahim, D. Fajardo y M. Pérez, (2007). Relación entre las comunidades de aves y la vegetación en agropaisajes dominados por la ganadería en Costa Rica, Nicaragua y Colombia. *Agroforestería en las Américas* 45:37-48.
- Sánchez-Gutiérrez, F., Pérez-Flores, J., Obrador-Olán, J. J., Sánchez, A. S. y Ruiz-Rosado, O. (2016). Árboles maderables en el Sistema agroforestal de cacao en Cárdenas, Tabasco, México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas Pub. Esp.* 14: 2711-2723.
- Schleuter, D., Daufresne, M., Massol, F. y Argillier, C. (2010) A user's guide to functional diversity indices. *Ecological monographs* 80(3):469-484. DOI: 10.1890/08-2225.
- SERNAPAM (2015). *Programa Estatal de Ordenamiento Ecológico 2013-2018. Gobierno del Estado de Tabasco*. Secretaría de Energía, Recursos Naturales y Protección Ambiental. Villahermosa, Tabasco, México. 88 p.
- St. Pierre, J. I. y Kovalenko, K. E. (2014). Effect of habitat complexity attributes on species richness. *Ecosphere* 5(2):22. DOI: <http://dx.doi.org/10.1890/ES13-00323.1>
- StatPoint (2009). STATGRAPHICS Centurion v.16.0.08. StatPoint Technologies Inc. USA.
- Tamaris-Turizo, D. P., López-Arévalo, H. F. y Romero-Rodríguez, N. (2017). Efecto de la estructura del cultivo de palma de aceite *Elaeis guineensis* (Arecaceae) sobre la diversidad de aves en un paisaje de la Orinoquía colombiana. *Revista de Biología Tropical* 65(4):1569-1581.
- Teuscher, M., Vorlauffer, M., Wollni, M., Brose, U., Mulyani, Y. y Clough Y. (2015). Trade-offs between bird diversity and abundance, yields and revenue in smallholder oil palm plantations in Sumatra, Indonesia. *Biological Conservation* 186:306-318. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2015.03.022>.



- Uribe, S., Huerta, E., Geissen, V., Mendoza, M., Godoy, R. y Jarquín, A. (2012). *Pontoscolex corethrurus* (Annelida: Oligochaeta) indicador de la calidad del suelo en sitios de *Eucalyptus grandis* (Myrtaceae) con manejo de tumba y quema. *Revista de Biología Tropical* 60(4):1543-1552.
- Van der Wal, H., Peña-Álvarez, B., Arriaga-Weiss, S. L. y Hernández-Daumás, S. (2012). Species, functional groups, and habitat preferences of birds in five agroforestry classes in Tabasco, Mexico. *The Wilson Journal of Ornithology* 124(3):558-571. DOI: <https://doi.org/10.1676/10-111.1>.
- Van Bael, S.A., Philpott, S.M., Greenberg, R., Bichier, P., Barber, N.A., Mooney, K.A., Gruner, D.S. (2008). Birds as predators in tropical agroforestry systems. *Ecology* 89:928-934. DOI: <https://doi.org/10.1890/06-1976.1>
- Vandewalle, M., de Bello, F., Berg, M. P., Bolger, T., Dolédec, S., Dubs, F., Feld, C. K., Harrington, R., Harrison, P. A., Lavorel, S., da Silva, P. M., Moretti, M., Niemelä, J., Santos, P., Sattler, T., Sousa, J. P., Sykes, M. T., Vanbergen, A. J. y Woodcock, B. A. (2010). Functional traits as indicators of biodiversity response to and use changes across ecosystems and organisms. *Biodiversity and Conservation* 19:2921-2947. doi: 10.1007/s10531-010-9798-9.
- Vázquez-Navarrete, C. J., Mata-Zayas, E. E. y Palma-López, D. J. (2019). Valoración económica de servicios ecosistémicos en la región de la Chontalpa. En: Cruz-Angón, A., Cruz-Medina, J., Valero-Padilla, J., Rodríguez-Reynaga, F. P., Melgarejo, E. D., Mata-Zayas, E. E. y Palma-López, D. J. (Eds), *La biodiversidad en Tabasco. Estudio de Estado. Vol. III*. CONABIO. México. P.p. 325-334.
- Vergara, P. M. y Simonetti, J. A. (2004). Avian responses to the fragmentation of the Maulino forest in central Chile. *Oryx* 38(4): 383-388. DOI: 10.1017/S0030605304000742.
- Warren-Thomas, E., Dolman, P. M. y Edwards, D. P. (2015). Increasing demand for natural rubber necessitates a robust sustainability initiative to mitigate impacts on Neotropical Biodiversity. *Conservation Letters* 8(4):230-241. DOI: 10.1111/conl.12170.



- Wenny, D. G., Devault, T. L., Johnson, M. D., Kelly, D., Şekercioğlu, C. H., Tomback, D. F., y Whelan, C. J. (2011). The need to quantify ecosystem services provided by birds. *Auk* 128(1):1-14. DOI: <https://doi.org/10.1525/auk.2011.10248>
- Whelan, J.C., Şekercioğlu, C. H. y Wenny, D. G. (2015). Why birds matter: from economic ornithology to ecosystem services. *Journal of Field Ornithology* 156 (Suppl. 1):S227-S238. DOI:10.1007/s10336-015-1229-y.
- Wilman, H., Belmaker, J., Simpson, J., de la Rosa, C., Rivadeneira, M. M. y Jetz, W. (2014). EltonTraits 1.0: Species level foraging attributes of the world's birds and mammals. *Ecology* 95:2027. DOI: <http://dx.doi.org/10.1890/13-1917.1>.
- Xeno-canto (2019). Fundación Xeno-canto; Naturalis Biodiversity Center. Disponible en: <https://xeno-canto.org>.
- Zamora-Cornelio, L. F. (2019). Uso de árboles maderables en zonas rurales de La Chontalpa. En: Cruz-Angón, A., Cruz-Medina, J., Valero-Padilla, J., Rodríguez-Reynaga, F. P., Melgarejo, E. D., Mata-Zayas, E. E. y Palma-López, D. J. (Eds), *La biodiversidad en Tabasco. Estudio de Estado*. Vol. I. CONABIO. México. P.p. 223-227.
- Zavala-Cruz, J. (2019). Uso del suelo. En: Cruz-Angón, A., Cruz-Medina, J., Valero-Padilla, J., Rodríguez-Reynaga, F. P., Melgarejo, E. D., Mata-Zayas, E. E. y Palma-López, D. J. (Eds), *La biodiversidad en Tabasco. Estudio de Estado*. Vol. I. CONABIO. México. P.p. 77-82.
- Zhang, J. Q., Corlett, R. T. y Zhai, D. (2019). After the rubber boom: good news and bad news for biodiversity in Xishuangbanna, Yunnan, China. *Regional Environmental Change* 19:1713-1724. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10113-019-01509-4>.



UNIVERSIDAD JUÁREZ AUTÓNOMA DE TABASCO
DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



CAPÍTULO II

AVES ASOCIADAS A MONOCULTIVOS AGROFORESTALES EN EL MUNICIPIO DE
HUIMANGUILLO, TABASCO



[RMB] Acuse de recibo de artículo

1 mensaje

Fernando Álvarez Noguera <falvarez@ib.unam.mx>

Para: Biologo Calixto Cadenas Madrigal <biolcadenasmadrigal@gmail.com>

Biologo Calixto Cadenas Madrigal:

Gracias por enviar el manuscrito "Comunidades de aves en monocultivos agroforestales comerciales en Huimanguillo, Tabasco, México" a Revista Mexicana de Biodiversidad.

Con nuestro sistema de gestión de revistas en línea, podrá iniciar sesión en el sitio web de la revista y hacer un seguimiento de su progreso a través del proceso editorial.

URL del manuscrito:

<http://www.revista.ib.unam.mx/index.php/bio/author/submission/4913>

Nombre de usuario/a: biolcadenasmadrigal

ES IMPORTANTE QUE USE UN ÚNICO REGISTRO PERSONAL PARA MÚLTIPLES CONTRIBUCIONES (TRATAMIENTO EDITORIAL, CONSULTAS, ETC).

En caso de dudas sobre el registro, contacte con la Editora técnica Ma. Antonieta Arizmendi (aarizmen@ib.unam.mx). Gracias por elegir esta revista para publicar su trabajo.

Fernando Álvarez Noguera
Revista Mexicana de Biodiversidad

Revista Mexicana de Biodiversidad <http://www.revista.ib.unam.mx>



1 **Comunidades de aves en monocultivos agroforestales comerciales en**
2 **Huimanguillo, Tabasco, México**

3 **Bird communities in commercial agroforestry monocultures in Huimanguillo,**
4 **Tabasco, Mexico**

5 Calixto Cadenas Madrigal¹, Ena Edith Mata Zayas¹, León David Olivera Gómez¹,
6 Johannes Cornelis van der Wal², Stefan Louis Arriaga Weiss¹

7 1 Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, División Académica de Ciencias Biológicas.
8 Entronque Bosques de Saloya, Km. 0.5 Carr. Villahermosa-Cárdenas, Villahermosa,
9 Tabasco, México, C.P. 8600. 2 El Colegio de la Frontera Sur, Campus Villahermosa.
10 Carretera a Reforma Km. 15.5 s/n Ra, Guineo 2da. Sección, 86280.

11 *email: biolcadenasmadrigal@gmail.com

12 **Resumen.** El sureste de México ha sufrido una gran transformación del paisaje, en parte
13 por la presencia de sistemas de aprovechamiento forestal. Describimos ensambles de
14 avifauna y determinamos la influencia estructural de monocultivos de eucalipto y hule,
15 sobre estos ensambles en el municipio de Huimanguillo, Tabasco. Se establecieron 118
16 puntos de conteo de aves y parcelas cuadradas para evaluar la vegetación. En el total de
17 708 puntos realizados se observaron 4699 individuos de 148 especies de aves, de los
18 cuales 37% migratorios. La estructura de la vegetación difirió estadísticamente entre los
19 sitios de muestreo, particularmente el número de árboles y la cobertura arbórea de las
20 plantaciones con respecto a las matrices circundantes. La mayor riqueza y abundancia
21 de aves se presentó en eucalipto. Los gremios insectívoros fueron los más ricos y
22 abundantes en los sitios estudiados. El Análisis de Similitud (ANOSIM) mostró diferencias
23 significativas entre ensambles de las plantaciones de hule y eucalipto. El Análisis de
24 Porcentaje de Similitud (SIMPER) indicó que *Psilorhinus morio* y *Eupsittula nana* aportan
25 los mayores porcentajes de disimilitud (7.69% y 7.14%). Los Modelos Lineales
26 Generalizados (GLM) indicaron que la estructura de sotobosque y el tipo de plantación
27 influyen sobre los parámetros ecológicos de los ensambles. Los monocultivos de hule en
28 Huimanguillo albergan comunidades de aves más pobres que los de eucalipto, siendo



29 estos últimos, parte fundamental del hábitat invernal para aves migratorias. La presencia
30 de sotobosque en sistemas forestales es un parte esencial que sustenta los ensambles
31 de aves en paisajes dominados por actividades antrópicas.

32 **Palabras clave:** Avifauna, Monocultivos Agroforestales, Plantaciones, Eucalipto, Hule-

33 **Abstract.** Southeastern Mexico has undergone a great transformation of the landscape,
34 in part due to the presence of forest harvesting systems. We describe assemblages of
35 avifauna and determine the structural influence of eucalyptus and rubber monocultures
36 on these assemblages in the municipality of Huimanguillo, Tabasco. 118 bird count
37 points and square plots were established to evaluate the vegetation. In the total of 708
38 points made, 4699 individuals of 148 species of birds were observed, of which 37%
39 were migratory. The vegetation structure differed statistically between the sampling
40 sites, particularly the number of trees and the tree cover of the plantations with respect
41 to the surrounding matrices. The greatest richness and abundance of birds was found in
42 eucalyptus. The insectivorous guilds were the richest and most abundant in the studied
43 sites. The Analysis of Similarity (ANOSIM) showed significant differences between
44 assemblies of the rubber and eucalyptus plantations. The Similarity Percentage Analysis
45 (SIMPER) indicated that *Psilorhinus morio* and *Eupsittula nana* provide the highest
46 dissimilarity percentages (7.69% and 7.14%). The Generalized Linear Models (GLM)
47 indicated that the understory structure and the type of plantation influence the ecological
48 parameters of the assemblages. The rubber monocultures in Huimanguillo are home to
49 poorer bird communities than those of eucalyptus, the latter being a fundamental part of
50 the winter habitat for migratory birds. The presence of understory in forest systems is an
51 essential part that sustains bird assemblages in landscapes dominated by anthropic
52 activities.

53 **Keywords:** Avifauna, Agroforestry Monocultures, Plantations, Eucalyptus, Rubber

54 **Introducción**

55 Los trópicos han sufrido una transformación causada por la deforestación y
56 pérdida de ecosistemas dando lugar a sistemas de producción agrícola, ganadera y
57 forestal (Ahrends et al. 2015; Mang y Brodie 2015; Warren-Thomas et al. 2015; FAO

AVES ASOCIADAS A MONOCULTIVOS AGROFORESTALES EN EL MUNICIPIO DE HUIMANGUILLO, TABASCO



58 2018, 2019; Zhang et al. 2019). Este cambio, así como la intensificación de las
59 actividades antrópicas a nivel local y de paisaje, conducen a la pérdida de biodiversidad
60 y funcionamiento de las comunidades (Şekercioğlu, 2012).

61 Durante las últimas décadas los ecosistemas en México han tenido una rápida
62 conversión a paisajes antrópicos (González-Valdivia et al. 2012), tanto, que en las
63 regiones tropicales cálido-húmedas son comunes las matrices de paisaje compuestas por
64 pastizales, plantaciones, remanentes de selva, áreas agrícolas y degradadas, etc. (Van
65 der Wal et al. 2012; González-Valdivia et al. 2014). Recientemente se ha agregado un
66 elemento a este mosaico: los monocultivos forestales comerciales (MFC) a gran escala
67 (Rojo-Martínez et al. 2011; Nájera-Coronado 2015). De acuerdo a la CONAFOR (2010,
68 2014) la mayor parte de los MFC se distribuyen en el sur, en la vertiente del Golfo de
69 México, destacando los maderables y comerciales como eucalipto, hule, teca, y melina.
70 La explotación de los MFC en los últimos 30 años, ha llevado a la paulatina degradación
71 del medio (ForoughbaRhhch et al. 2017). A nivel local, el estado de Tabasco en el sureste
72 de México, ha experimentado una enorme transformación por MFC impulsada por
73 empresas privadas para obtener productos maderables y no maderables, aprovechando
74 las condiciones edáficas y climáticas favorables (Rojo-Martínez et al. 2011; Zavala-Cruz
75 2019), de tal manera que esta transformación repercute en la calidad e integridad de los
76 ecosistemas y biodiversidad a nivel local (SERNAPAM 2015).

77 En este contexto, la fauna adaptada a ambientes abiertos, puede verse
78 afectada por la homogenización del paisaje (forestación con especies exóticas; Brazeiro
79 et al. 2018). Entre los vertebrados, las aves son conocidas por su susceptibilidad a la
80 alteración de la estructura del hábitat (Şekercioğlu, 2006). Por ello, el estudio de la
81 estructura de sus comunidades resulta vital para evaluar perturbación e identificar
82 regiones alteradas o que necesiten protección (Arriaga-Weiss et al. 2008; González-
83 Valdivia et al. 2014); además, a través del entendimiento de sus relaciones con la
84 vegetación, puede ayudar a comprender e identificar los elementos más importantes del
85 paisaje a considerar en estrategias de conservación (Chettri et al. 2005; Calviño-Cancela
86 et al. 2012; Calviño-Cancela 2013).



87 A pesar de esto, el papel de los MFC como parte del hábitat para las aves ha
88 sido poco evaluada (Brockhoff et al. 2013; Law et al. 2014). En México, este
89 conocimiento es igualmente pobre y en Tabasco es prácticamente nulo. Dado que la
90 estructura del paisaje es uno de los principales atributos que modifican la riqueza de
91 especies en vertebrados (Chettri et al. 2005; St. Pierre y Kovalenko, 2014) y que existen
92 ciertas variables que afectan el comportamiento y residencia de aves en determinados
93 ambientes (Najera y Simonetti, 2010; van der Wal et al. 2012), hipotetizamos en este
94 estudio que los MFC no ofrecen suficientes recursos debido a la prácticas de monocultivo
95 que reducen la complejidad estructural y por ende, reducen la utilización por las aves
96 (Calviño-Cancela et al. 2012; Calviño-Cancela 2013). Por tanto, el objetivo de este
97 estudio fue caracterizar la composición y estructura de las comunidades de aves en MFC
98 de eucalipto, de hule y de sus matrices circundantes, además de determinar la influencia
99 de la estructura vegetal de los sitios sobre los ensambles.

100 **Materiales y Métodos**

101 **Área de estudio.** El estudio se llevó a cabo en el municipio de Huimanguillo,
102 ubicado al oeste del estado Tabasco ($17^{\circ}50'06''$ N y $93^{\circ}23'26''$ O) (INEGI 2017). El área
103 de estudio se caracteriza fisiográficamente por una serie de lomeríos bajos, 20-50 msnm
104 (Palma-López et al. 2011) dominados por suelos ultisoles (Meléndez-Nava 2019). El
105 clima de la región es cálido húmedo con abundantes lluvias durante el verano (cerca de
106 2 343 mm anuales). El paisaje dominante del municipio son los pastizales y sabanas, que
107 juntos ocupan más de tres quintas partes de su superficie (INEGI 2005). La sabana y
108 pastizales están dominados por gramíneas (principalmente especies como *Adropogon*
109 *bicornis*, *Digitaria leucites*, *Imperata* sp. *Orthoclada laxa*, *Paspalum plicatum* y *P.*
110 *pectinatum*) con arbustos y árboles aislados como *Byrsonima crassifolia*, *Bursera*
111 *simaruba*, *Coccoloba barbadensis*, entre otros (Rzedowski 2006; Meléndez-Nava 2019).

112 La región comprende un paisaje dominado por actividades antrópicas,
113 incluyendo campos agrícolas, cultivos anuales, matrices pecuarias y numerosos MFC,
114 destacando principalmente cítricos (*Citrus* spp.), palma africana (*Eleaéis guineensis*),
115 hule (*Hevea brasiliensis*) y eucalipto (*Eucalyptus* spp.). Particularmente, los MFC de hule



116 y eucalipto han ganado enorme terreno (Nájera-Coronado 2015), con una extensión que
117 alcanza más de 14 000 ha de eucalipto y más de 3 500 de hule en todo el municipio
118 (Palma-López et al. 2011).

119 Los MFC se seleccionaron a través de la revisión de imágenes satelitales y
120 recorridos de campo en la región. Una vez identificadas las plantaciones de hule (*H.*
121 *brasiliensis*) y eucalipto (*Eucalyptus spp.*), así como las matrices circundantes a estas
122 plantaciones, se solicitó el acceso a las empresas y los propietarios de los predios. La
123 selección final de los sitios se determinó por los accesos permitidos para el muestreo.
124 Los MFC de hule seleccionados ($17^{\circ}45'28''$ N y $93^{\circ}42'34''$ O) y se caracterizan por
125 sotobosque herbáceo mínimo (carente normalmente) debido al manejo, altura arbórea
126 estimada de 20 m y una extensión que supera las 400 ha. Los MFC de eucalipto
127 ($17^{\circ}34'35''$ N y $93^{\circ}30'19''$ O) se caracterizan por tener sotobosque herbáceo y con
128 presencia de ganadería, están atravesados por una serie de cuerpos de agua lóticos y
129 una altura arbórea uniforme que va desde los 7-10 a los 12-15 m. Los dos monocultivos
130 se ubicaron en la zona de lomeríos al oeste del municipio (Fig. 1).

131 **Muestreo de Aves.** Se utilizó el método de conteo por puntos de radio fijo
132 (Bibby et al. 2002), por ser una de las técnicas más sencillas y adecuadas para censar
133 aves neotropicales (Lynch 1995), además de que es efectiva y eficiente para el muestreo
134 en agroecosistemas forestales (Felton et al. 2011; Cuming y Felton, 2019). Se
135 establecieron 47 puntos de muestreo en el monocultivo de hule, 37 en monocultivo de
136 eucalipto y 17 en cada una de las matrices circundantes, mismos que fueron replicados
137 seis veces durante el periodo de diciembre 2019 a noviembre 2020, abarcando tres
138 temporadas en la región: lluvias, secas y nortes (van der Wal et al. 2012). Los puntos de
139 muestreo estuvieron separados 250 m entre ellos y 100 m del borde (Lynch 1995; Ralph
140 et al. 1996). El radio de observación fue de 30 metros y la duración de los conteos de 8
141 minutos (Bounthoux y Balent 2012). Los censos (visuales y auditivos) fueron diurnos,
142 entre las 06:00 y 10:00 horas, alternándolos para una mejor obtención de riqueza (Field
143 et al. 2002); se evitaron los días con precipitación o con vientos fuertes (Bibby et al. 2002).
144 Para la identificación de las especies se utilizaron binoculares 10X 50 y las guías de



145 identificación de Howell y Webb (1995) y de Kaufman (2005). Para las especies
146 detectadas de forma auditiva, se utilizó la colección de sonidos de Boesman (2006) y la
147 base en línea de Xeno-Canto (www.xeno-canto.org). De acuerdo a las preferencias de
148 hábitat propuestos por Howell y Webb (1995) y Sullivan (2009), fueron clasificadas las
149 especies en seis grupos: generalistas, áreas semiabiertas, áreas abiertas, bosque,
150 vegetación secundaria y cuerpos de agua. La distribución por gremios alimenticios se
151 basó en Wilman et al. (2014) y Van der Wal et al. (2012). El inventario final de especies
152 se realizó de acuerdo a la propuesta de Berlanga-García et al. (2015).

153 **Caracterización del hábitat.** Se tomaron en cuenta seis variables de
154 vegetación: número de árboles; cobertura arbórea; altura arbórea; cobertura de
155 sotobosque (herbáceo-arbustivo); altura de sotobosque; diámetro a altura de pecho (área
156 basal), mediante la técnica de parcelas propuesta por Mostacedo y Fredericksen (2000)
157 y Bautista et al. (2004). La dimensión de las parcelas fue de 60 x 60 m (3600 m²). Las
158 variables se midieron en los puntos de censo de las aves, es decir, 47 parcelas en hule
159 (16.92 ha muestreada), 37 en eucalipto (13.32 ha) y 34 en las matrices (6.12 ha por cada
160 matriz): 118 parcelas totales (42.48 ha muestreadas). Dentro de cada parcela se
161 contabilizaron todos los árboles y se estimó su altura usando un clinómetro electrónico
162 Haglöf modelo EC-II D. En el caso de los monocultivos, dada la homogeneidad de los
163 elementos, se tomaron cuatro muestras, obteniendo un promedio de altura por parcela.
164 La cobertura del dosel y sotobosque (herbáceo arbustivo 0-3 m) se obtuvo con ayuda de
165 un densiómetro cóncavo y gris, respectivamente, siguiendo el procedimiento antes
166 mencionado, en cuatro puntos y obteniendo una media por parcela (Higgins et al. 2012).

167 **Análisis de Datos.** Los datos obtenidos fueron sujetos a pruebas de
168 normalidad de Kolmogorov-Smirnov (corrección Lilliefors) y Shapiro-Wilk mediante PAST
169 v.4.03 (Hammer et al 2020). Para evaluar las diferencias entre los parámetros
170 taxonómicos de las aves, así como las variables de vegetación entre ambientes, se aplicó
171 un ANOVA de una vía y pruebas post-hoc de Tukey, así como la prueba no paramétrica
172 de Kruskal-Wallis y post-hoc de Mann-Whitney cuando no se pudo probar la normalidad.
173 Estos análisis se realizaron en el programa PAST 4.03 (Hammer et al. 2020).



174 La diversidad α de los ensamblajes se estimó mediante números de Hill (Chao
175 et al. 2014), que representa el número efectivo de especies dentro de una comunidad
176 específica (Jost 2006, 2007; Moreno et al. 2011): ${}^0D_\alpha$ =riqueza de especies, ${}^1D_\alpha$ =número
177 de especies abundantes y ${}^2D_\alpha$ =número de especies dominantes (Jost 2007). Los valores
178 de ${}^1D_\alpha$ y ${}^2D_\alpha$ se calcularon mediante la conversión de los valores de los índices de
179 entropía de Shannon-Wiener y dominancia de Simpson, respectivamente, estimados en
180 PAST v. 4.03 (Hammer et al. 2020) y posteriormente transformados mediante las
181 ecuaciones propuestas por Jost (2006) y Moreno et al. (2011). Para evaluar el esfuerzo
182 de muestreo, se utilizó un estimador de cobertura basado en abundancia, Chao1,
183 mediante el software EstimateS 9.1.0 (Colwell, 2013; Chao et al. 2014). En el software
184 PAST v.4.03 (Hammer et al. 2020) se obtuvieron los índices de equidad de Pielou y
185 dominancia de Berger-Parker.

186 Se realizó un análisis de Escalonamiento Multidimensional no Métrico (nMDS,
187 López-González e Hidalgo-Sánchez, 2010), el cual permitió visualizar las diferencias
188 entre los ensamblajes de aves. El Análisis de Similitud (ANOSIM) evaluó estas diferencias
189 y posteriormente se utilizó el Porcentaje de Similitud (SIMPER) para identificar las
190 especies que contribuyen a estas discrepancias. Estos análisis también se emplearon
191 para evaluar la composición de los gremios alimenticios entre sitios. Estas pruebas se
192 realizaron en el programa PAST v.4.03 (Hammer, et al. 2020).

193 Para determinar la influencia de las variables de vegetación sobre las
194 comunidades de aves, se utilizaron modelos lineales generalizados (GLM por sus siglas
195 en inglés), en el paquete Stats (R Core Team 2018). Los modelos se ajustaron teniendo
196 en cuenta la devianza y los grados de libertad, observando si existía sobredispersión
197 (Crowley, 2007). Los modelos se reajustaron utilizando la familia de distribución
198 quasipoisson eliminando paso a paso las variables no significativas. Posteriormente se
199 aplicaron ANOVAS y pruebas de X^2 para obtener la significancia de las variables.



200 **Resultados**

201 **Composición y estructura de la comunidad de Aves.** Se registraron 4 699
202 individuos, correspondientes a 148 especies, 32 familias y 15 órdenes. Las familias más
203 ricas en especies y abundancia de individuos fueron Parulidae, Tyrannidae, Psittacidae
204 y Corvidae (Apéndice I). A nivel de gremios, las aves insectívoras dominaron en los cuatro
205 sitios, siendo los insectívoros de follaje los más destacados en riqueza de especies y
206 abundancia. Las especies generalistas de hábitat aportaron una mayor cantidad de
207 individuos, seguidos por las aves de áreas semiabiertas y las de áreas abiertas, en total
208 estos 3 grupos aportaron 76.4% del total de individuos. Sólo 4.7% de la abundancia
209 correspondió a especialistas boscosos.

210 El número efectivo de especies fue ${}^1D_{\alpha}=64.2$ y ${}^2D_{\alpha}=38.7$. De acuerdo con el
211 estimador Chao1 todos los sitios tuvieron un porcentaje de representatividad de riqueza
212 superior al 87% (tabla 1). De las 148 especies, 52 corresponden a migratorios invernales
213 (35.1%, $n=1649$ individuos), ocho especies fueron transitorias y dos migratorias de
214 verano. Del total de especies, trece se encuentran en alguna categoría de riesgo de la
215 NOM-059-SEMARNAT-2010 y tres más figuran en la lista roja de la Unión Internacional
216 para la Conservación de la Naturaleza (IUCN).

217 La matriz circundante al monocultivo de eucalipto fue el sitio que presentó mayor
218 riqueza de especies ($n=113$). El monocultivo de eucalipto registró mayor número de
219 individuos ($n=1588$). Entre los sitios, se encontraron diferencias significativas en cuanto
220 a riqueza de especies ($F=12.69$, $p<0.001$); el monocultivo de hule tuvo una menor riqueza
221 y abundancia que los sitios restantes; estas diferencias fueron significativas (KW:
222 $H=30.49$, $p<0.0001$) (Fig. 2). No se presentaron diferencias estadísticas en cuanto a
223 equidad (KW: $H=4.447$, $p=0.21$); sin embargo, se encontraron diferencias en dominancia
224 (KW: $H=16.54$, $p=0.0008$); la prueba pos-hoc por pares de Mann-Whitney señaló que el
225 monocultivo de hule es distinto a los otros sitios ($p<0.02$) pero que no existen diferencias
226 estadísticas en dominancia entre los sitios restantes.



227 La diversidad verdadera ${}^1D_\alpha$ fue mayor en matriz circundante del eucalipto y
228 menor en los monocultivos de hule (KW: $H=32.91$, $p<0.05$). El análisis por pares de sitios
229 estudiados indicó que el hule, tuvo un número efectivo de especies comunes q^1
230 significativamente menor que los otros hábitats. El monocultivo de eucalipto también tuvo
231 diferencias significativas con su matriz circundante ($W=55$, $p=0.026$). No se observaron
232 diferencias significativas entre los otros sitios estudiados.

233 De la misma forma, existen diferencias estadísticas entre número efectivo de
234 especies dominantes (${}^2D_\alpha$, KW: $H=43.94$, $p<0.001$), siendo mayor en la matriz
235 circundante al eucalipto y menor en los monocultivos de hule. Las pruebas post hoc de
236 Mann-Whitney indicaron que únicamente la matriz del hule con monocultivo de eucalipto
237 no mostraron diferencias significativas en este parámetro ($W=151$, $p=0.007$).

238 Con base en el índice de similitud de Jaccard, el monocultivo de eucalipto y su
239 respectiva matriz circundante tienen ensambles de aves muy similares ($J=0.67$), mientras
240 que, por el contrario, el monocultivo del hule, fue el sitio más distinto en su composición
241 de especies con los otros sitios (fig. 3a). Estos resultados concuerdan con el análisis de
242 escalonamiento multidimensional no métrico (fig. 3b).

243 El ANOSIM de una vía con distancia de Bray-Curtis indicó que existen
244 diferencias significativas entre los sitios de muestreo ($R=0.54$, $p=0.0001$, fig. 3b). La
245 comparación entre pares con el procedimiento secuencial de Bonferroni corregido indicó
246 que estas diferencias son significativas ($p<0.0002$). La comparación a través de SIMPER
247 entre los monocultivos indicó que *Psilorhinus morio* es la especie que aporta mayor
248 porcentaje de disimilitud (7.69%) seguida de *Eupsittula nana* (7.14%). De la misma
249 forma, *E. nana* contribuyó con el mayor porcentaje de disimilitud entre el eucalipto y su
250 matriz (7.3%). Mientras que, para el monocultivo de hule y su matriz, *P. morio* y
251 *Sporophila moreletti* contribuyeron con el 14.37% de la disimilitud.

252 **Estructura de los tipos de hábitat.** El número de árboles fue mayor en los
253 monocultivos en comparación con sus matrices circundantes (KW: $H=96.32$, $p<0.001$);
254 acorde a esto, también se encontraron diferencias en cobertura de dosel de las



255 plantaciones con respecto a sus matrices. Cabe destacar, que, en eucalipto vs matriz,
256 estas diferencias no fueron tan marcadas ($W=210$, $p=0.052$). En cuanto al sotobosque
257 herbáceo-arbustivo, el monocultivo de hule presentó una altura significativamente menor,
258 sin embargo, la cobertura de esta variable no mostró diferencias entre los sitios. El nMDS
259 muestra como las matrices circundantes son similares, mientras que los monocultivos
260 tienen una estructura propia característica (Fig. 4).

261 **Relación estructura de la vegetación-avifauna.** Los modelos lineales
262 generalizados (GLM) permitieron explorar la influencia de seis variables de la estructura
263 de la vegetación sobre las variables taxonómicas de las comunidades de aves. La matriz
264 de correlaciones indicó que la cobertura de dosel arbóreo, la altura de los árboles y el
265 área basal estuvieron correlacionadas, por lo que se realizó un análisis de componentes
266 principales (PCA), resultando en un eje (PC1) que explicó más del 86% de la variación
267 de sus datos. Los GLM construidos con cinco factores de vegetación y el factor sitio,
268 indicaron que la altura del sotobosque herbáceo-arbustivo y el sitio son las variables con
269 mayor influencia sobre cinco de las seis variables de composición y estructura de la
270 avifauna. Cabe mencionar que además de altura de sotobosque y el sitio, la riqueza de
271 aves también se ve influida fuertemente por el eje PC1; la cobertura de sotobosque
272 también tiene un efecto significativo sobre la abundancia de aves. La estructura de la
273 vegetación no tuvo influencia sobre la equidad (Tabla 2).

274 **Discusión**

275 La diversidad de aves en plantaciones forestales comerciales en Huimanguillo
276 fue de 148 especies, lo que corresponde al 29.9% del total de 495 especies reportadas
277 para Tabasco (Arriaga-Weiss, et al. 2019). Esta riqueza de especies y abundancia de
278 aves, es similar a las reportadas en Sudamérica para monocultivos en paisajes pecuarios
279 (Marsden et al. 2001; Phifer et al. 2016). Las 53 especies migratorias registradas,
280 representan más de la mitad de las reportadas para el estado (Arriaga-Weiss, et al. 2019)
281 y 11.2% del total de migratorias a nivel nacional (Navarro-Sigüenza, et al. 2014). Es un
282 alto porcentaje para monocultivos, concordando con lo reportado por Bennet et al. (2018)
283 en Centroamérica, para monocultivos y otros agroecosistemas.



284 Entre los dos tipos de monocultivo evaluados, el hule exhibió la menor riqueza
285 y abundancia de aves. A nivel global, ambos sistemas han sido evidenciados como
286 perjudiciales para la biodiversidad (Ahrends et al. 2015; He y Martin, 2015; Warren-
287 Thomas et al., 2015; Castaño-Villa et al. 2019; Zhang et al., 2019), y particularmente para
288 aves en regiones tropicales (Dias et al. 2013; Cid y Caviedes-Vidal, 2014). La mayor parte
289 de los estudios en Asia, son comparativos entre hábitat nativo y nuevos monocultivos, sin
290 embargo, la riqueza en Huimanguillo es similar a las 67 especies reportadas por Kadir et
291 al. (2016) y las 58 de Sreekar et al. (2015), a pesar de no tener cercanía a ambientes
292 nativos. en América latina no existen muchos estudios en plantaciones de hule. Cuéllar
293 et al. (2014) reportan sólo 573 individuos, pero un número elevado de especies, 86. Sin
294 embargo, esta riqueza involucra sistemas de cultivo monoculturales, mixtos y con
295 regeneración secundaria. En general, en todas las regiones tropicales, los parámetros
296 ecológicos de aves disminuyen desde los sistemas nativos hasta los sistemas
297 monoculturales (Beukema et al. 2007; Ayat y Tata, 2015; Prabowoo et al., 2016), o visto
298 de otro modo, la cercanía a elementos nativos suele aumentar la diversidad de aves
299 (Sreekar et al., 2015; Godoi et al. 2017). A diferencia de Kadir et al. (2016) y Peh et al.
300 (2006), la comunidad de aves en plantación de hule en Huimanguillo, es muy distinta a
301 las de la matriz circundante; esto podría ser causado por la edad misma de las
302 plantaciones o la poca conectividad entre otros elementos del paisaje (Castaño-Villa et
303 al. 2019).

304 Por otra parte, los monocultivos de eucalipto presentaron la mayor abundancia
305 de aves y la segunda mayor riqueza (sólo menor a su propia matriz circundante). De
306 acuerdo a Cid y Caviedes-Vidal (2014), las plantaciones exóticas pueden tener una alta
307 riqueza de especies, pero con menores abundancias. Los resultados obtenidos en
308 monocultivos de eucalipto en Huimanguillo no se ajustan a estos supuestos. A nivel global
309 se han catalogados como “desiertos verdes” (Bremer y Farley, 2010; Calviño-Cancela,
310 2013; De la Hera, 2016); las 103 especies registradas en este estudio superan con
311 facilidad lo reportado en España (Calviño-Cancela, 2013, ${}^0D_{\alpha}=45$; Calviño-Cancela y
312 Newman 2015, ${}^0D_{\alpha}=33$; Goded et al. 2019, ${}^0D_{\alpha}=19$), Portugal (Proença et al. 2010,
313 ${}^0D_{\alpha}=11$), Ethiopia (Kiros et al. 2018, ${}^0D_{\alpha}=15$), Brasil (Dias et al. 2013, ${}^0D_{\alpha}=54$; Lopes et



314 al. 2015, ${}^0D_{\alpha}=32-35$) Argentina (Phifer et al. 2016, ${}^0D_{\alpha}=28$) y Chile (Fontúrbel et al. 2016,
315 ${}^0D_{\alpha}=19$). De la misma forma, estos estudios en su mayor parte, comparan sitios nativos
316 que han sido reemplazados por estas plantaciones, por lo que denotan efectos negativos
317 de su expansión sobre la diversidad de aves (Marsden et al., 2001; Castaño-Villa et al.
318 2019)

319 El número efectivo de especies comunes (${}^1D_{\alpha}$) y dominantes (${}^2D_{\alpha}$) fue distinto
320 entre los sitios analizados. Estos valores son superiores a otras plantaciones
321 agroforestales en Sudamérica, en las cuales reportan menos de diez especies efectivas
322 comunes y dominantes (Phifer et al. 2016; Iezzi et al. 2018); de forma comparativa y
323 obteniendo los valores a través de la fórmula $\text{Exp}(H')$, se puede observar que Phifer et al.
324 (2016) en paisajes similares a Huimanguillo, obtuvieron 5.3-7.6 veces menos especies
325 efectivas comunes en plantaciones agroforestales, mientras que en sus matrices
326 circundantes, Huimanguillo fue 2.6-3.4 veces mayor en ${}^1D_{\alpha}$.

327 En el caso de las matrices circundantes, los resultados destacaron en
328 cuestiones de riqueza y abundancia de aves. La matriz circundante al monocultivo de
329 hule (MH) fue donde se obtuvo la menor abundancia de aves, mientras que por el
330 contrario la matriz circundante al monocultivo de eucalipto (ME) registró la segunda
331 mayor abundancia y la mayor riqueza de aves en general. Considerando que MH estuvo
332 dominada por pastizales pecuarios, presentó bajas diversidades de aves debido a la
333 menor complejidad y sotobosque compuesto en su mayor parte por pastos (Sáenz et al.
334 2006; Godoi et al. 2017). La baja riqueza de aves encontrada en la matriz de pastizales
335 difiere a Valdés-Leal et al. (2018), quienes reportan 110 especies, números similares a la
336 ME, aunque esta última no estuvo dominada totalmente por pastos.

337 Los resultados de los GLM nos indican relaciones positivas entre el sitio y las
338 comunidades de aves, así como también la influencia particular del sotobosque sobre los
339 parámetros taxonómicos de los ensamblajes. De esta forma, las plantaciones de eucalipto
340 de Huimanguillo tuvieron gran densidad de árboles y con una buena cobertura de
341 sotobosque (en algunas zonas incrementada por vegetación riparia), pero con individuos
342 de menor DAP (Bas-Lopez, et al 2018). Esto parece favorecer a las aves pequeñas que



343 suelen alimentarse en estratos bajos (Vergara y Simonetti, 2004; Cid y Caviedes-Vidal,
344 2014), como las migratorias. Castaño-Villa et al. (2019) discrepan al respecto, pues
345 mencionan que la presencia de sotobosque y su poco manejo, no es benéfico para la
346 avifauna a escala local. En orden de importancia las variables que afectan la abundancia
347 de aves son: propósito de la plantación, origen, tipo, edad, tamaño, presencia de
348 sotobosque, manejo y conectividad paisajística. Mientras que las que afectan la riqueza
349 de aves son: tamaño de plantación, edad, propósito, tipo, origen, conectividad, presencia
350 de sotobosque y manejo (Castaño-Villa et al. 2019). El sitio también es un factor que
351 influye en los ensamblajes de aves (Hanane et al., 2019). Otros factores que podrían
352 afectar los parámetros taxonómicos de aves en la región son la temporada de muestreo,
353 la florística y la presencia de cuerpos de agua al interior. Bas-Lopes et al. (2018)
354 menciona que existe una correlación positiva entre en número de plantas y el número de
355 especies de aves en plantaciones de eucalipto, por cual, la florística y la vegetación riparia
356 dentro los monocultivos en Huimanguillo pueden estar influyendo de manera local a las
357 comunidades de aves. Cid y Caviedes-Vidal (2014) y Hanane et al. (2019) indican que la
358 temporada es un factor a considerar, sin embargo, a pesar de existir diferencias en los
359 números efectivos de especies, éstas no fueron significativas, en este estudio.

360 Los gremios insectívoros dominaron los sitios estudiados. Sin embargo, en
361 monocultivos de hule fue mayor la presencia de omnívoros. Al respecto, Prabowoo et al.
362 (2016) creen que la dispersión de semillas es una de las funciones que se alteran con la
363 implantación de estos sistemas. Particularmente en Huimanguillo, ese supuesto no está
364 del todo claro, ya que *Psilorhinus morio* fue la especie dominante (no se reportaron
365 especies omnívoras que tuvieran una gran abundancia además de esta), mientras que
366 las especies de psitácidos aportaron un gran número de individuos a la comunidad, es
367 decir, éstos pueden estar desempeñando el papel de dispersores de semillas en este
368 paisaje antrópico. El porcentaje de similitud denota justamente que estos grupos de aves
369 aportan las diferencias entre monocultivos. Por otra parte, los insectívoros que se
370 alimentan en suelo y sotobosque herbáceo-arbustivo, tuvieron mayores abundancias en
371 plantaciones (Cid y Caviedes-Vidal 2014) mientras que los granívoros en las matrices
372 pecuarias (Phifer et al. 2016). De acuerdo a Cid y Caviedes-Vidal, (2014) las insectívoras



373 de follaje son más abundantes en hábitat nativo. En Huimanguillo, este grupo se
374 representó de mejor manera en las plantaciones de eucalipto a través de las migratorias
375 invernales (Bennet et al. 2018).

376 *Implicaciones para la Conservación.* Es bien conocido que los
377 agroecosistemas soportan una buena diversidad de aves, especialmente en paisajes
378 altamente modificados (Tanalgo et al. 2015). En Huimanguillo, como en otras regiones
379 tropicales, los paisajes están dominados por actividades pecuarias y agrícolas, entonces
380 ¿cómo afecta este proceso de forestación de áreas abiertas a la biodiversidad? Autores
381 como Vergara y Simonetti (2004) manifiestan que los monocultivos afectan
382 diferencialmente a las especies de aves de acuerdo a su interacciones ecológicas y uso
383 del hábitat. La implantación de sistemas de aprovechamiento agroforestal exóticos, como
384 el hule y eucalipto, puede tener repercusiones si su expansión conlleva a la eliminación
385 de hábitat nativo (Castaño-Villa et al. 2019) de tal forma que estos sistemas dan mejores
386 resultados en diversidad cuando se establecen en áreas muy degradadas (Bremer y
387 Farley, 2010).

388 Los resultados indican que el tipo de plantación tiene un efecto sustancial
389 sobre las comunidades de aves (Bremer y Farley, 2010). Ambas plantaciones son
390 exóticas, por lo que pueden estar ofreciendo pocos recursos y nichos ecológicos a las
391 comunidades de aves (Brockhoff et al. 2008; Calviño-Cancela, 2013).

392 Castaño Villa et al. (2019), afirman que los monocultivos pequeños y con ciclos
393 rotativos largos son más amigables para la biodiversidad, sin embargo, para los
394 monocultivos estudiados ocurre lo contrario: las plantaciones de eucalipto, cuyo ciclo de
395 cosecha es de 4-5 años, parece ofrecer mejores condiciones que un monocultivo de hule
396 de más de 30 años, al menos para las migratorias. Dado que la estructura de la
397 vegetación juega un papel determinante en la composición de los ensamblajes (Najera y
398 Simonetti, 2010; Pierre y Kovalenko, 2014), particularmente el sotobosque, el valor de
399 estos monocultivos, en cuestiones de conservación, aumenta si son manejados
400 promoviendo la complejidad estructural y heterogeneidad del paisaje (Beukema et al.,
401 2007; Najera y Simonetti, 2010; Sheldon et al., 2010; Lopes et al. 2015); sin embargo, en



402 regiones donde la forestación afecta pastizales nativos, el efecto es negativo sobre las
403 aves (Brokerhoff et al. 2008, 2013; Brazeiro et al. 2013).

404 Especialmente en plantaciones de hule, se recomienda el cese del uso de
405 herbicidas, con la finalidad de promover el desarrollo de sotobosque (He y Martin, 2015).
406 Otra alternativa es la implementación de intercultivos o cultivos mixtos, ya que una mayor
407 florística incrementa los nichos y recursos disponibles para las aves nativas, a diferencia
408 de los sistemas monoculturales (Felton et al., 2011; Carnol et al. 2014; Cuéllar et al.
409 2014).

410 Es imperativo la investigación en la región ya que se conoce poco sobre las
411 funciones a escala local de estas plantaciones. Por ejemplo, Calviño-Cancela y Newman
412 (2015) analizaron las interacciones de las aves con los monocultivos de eucalipto,
413 encontrando que éstos son los mayores recursos de flores para las aves especialistas.
414 Además, estas plantaciones cuando son jóvenes pueden proporcionar un hábitat
415 adecuado para las especies de sotobosque (Calviño-Cancela, et al., 2012) y si son
416 abandonadas, a largo plazo son buenos receptores de biodiversidad de aves (Fontúrbel
417 et al. 2016).

418 **Conclusiones**

419 Los monocultivos de hule sostienen una comunidad de aves muy distinta al
420 resto de los sitios estudiados. Comparativamente, albergó una menor riqueza y
421 abundancia de aves. Esta baja riqueza y abundancia de aves en monocultivo de hule
422 podría deberse en sí a varios factores. Primero (al igual que eucalipto), es una especie
423 exótica, la fenología del árbol podría provocar una baja producción de recursos para las
424 aves; la dureza y características de la madera no permiten la formación de oquedades,
425 que proporcionen refugios y sitios de anidación. Segundo, la intensidad de las actividades
426 de cosecha y tratamiento de sotobosque herbáceo; dado que los resultados indicaron
427 relaciones positivas entre la presencia de este elemento, su reducción o eliminación tiene
428 efectos negativos en las aves. Y tercero, la posible conectividad con el paisaje
429 circundante; esto hace que la plantación de hule estudiada esté aislada en un paisaje



430 dominado por pastizales antrópicos, por lo que podría tener una baja conectividad con la
431 matriz circundante.

432 Las plantaciones de eucalipto por otra parte, proporcionan un buen hábitat,
433 especialmente para las aves migratorias. Los resultados indicaron que una gran densidad
434 arbórea en conjunto con sotobosque herbáceo, resulta atractivo para este grupo de aves.
435 La cobertura arbórea en estos monocultivos fue baja, por lo que permite el paso de luz
436 solar y el consecuente desarrollo de sotobosque. Además, es posible una mayor
437 disponibilidad de invertebrados en estas plantaciones. La transformación de pastos a
438 monocultivos eucalipto, tiene efectos negativos sobre las aves residentes. Esto podría
439 ser causado por los rápidos ciclos de cosecha, los cuales no permitirían, adecuarse a las
440 aves residentes a estos cambios.

441 En el caso de las matrices circundantes, es de precisar que se analizaron
442 pequeñas muestras. Los resultados en diversidad y abundancia de aves reflejan
443 notablemente cómo la estructura de los sitios es de mucha relevancia. Por un lado, la
444 matriz circundante al hule, dominada por pastos, mostró la menor riqueza. Caso distinto
445 a la matriz de eucalipto, donde se mezclaron varios tipos de hábitat, ocasionando la
446 mayor riqueza registrada en el estudio.

447 En general, las relaciones estructura avifauna mostraron que la complejidad
448 del sotobosque y el tipo de monocultivo, favorecen la diversidad de aves en Huimanguillo.
449 De esta manera, los monocultivos de eucalipto con el manejo adecuado, pueden ser
450 amigables para la avifauna migratoria. El aumento de la complejidad estructural de las
451 matrices circundantes a ambas plantaciones quizá sea uno de los factores que aumentan
452 las diversidades de aves en Huimanguillo. Por lo que, un manejo del paisaje podría
453 resultar amigable para la fauna nativa y migratoria. También, la presencia de elementos
454 internos, como cuerpos de agua y vegetación riparia, así como la florística, podrían ser
455 factores a considerar en estudios posteriores.



456 **Agradecimientos**

457 Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca
458 otorgada durante los estudios de Maestría en Ciencias Ambientales (No. de apoyo:
459 744162). A la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco (DACBIol) y personal académico
460 que hizo posible la realización de este estudio. A los propietarios de los predios y a las
461 empresas Forestales Mexicanos S.A. de C.V. y Proteak S.A. de C.V. por permitirme el
462 acceso a los monocultivos.

463 **Referencias**

464 Ahrends A., P. M., Hollingsworth, A. D. Ziegler, J. M. Fox, H. Chen, Y. Su y J. Xu. 2015.
465 Current trends of rubber plantation expansion may threaten biodiversity and livelihoods.
466 *Global Environmental Change* 34:48-58.
467 <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.06.002>.

468 Arriaga-Weiss S. L., S. Calmé, C. Kampichler. 2008. Bird communities in rainforest
469 fragments: guild responses to habitat variables in Tabasco, Mexico. *Biodiversity and*
470 *Conservation* 17:173-190. <https://doi.org/10.1007/s10531-007-9238-7>.

471 Arriaga-Weiss S. L., J. L. Trejo-Pérez, J. M. Koller-González. 2019. Aves. *In: La*
472 *biodiversidad en Tabasco. Estudio de Estado. Vol. II*, A. Cruz-Angón, J. Cruz-Medina, J.
473 Valero-Padilla, F. P. Rodríguez-Reynaga, E. D. Melgarejo, E. E. Mata-Zayas y D. J.
474 Palma-López. (eds). CONABIO, México. p. 311-318.

475 Ayat, A. y H. L. Tata. 2015. Diversity of birds across land use and habitat gradients in
476 forest, rubber agroforest and rubber plantations of North Sumatra. *Indonesian Journal of*
477 *Forestry Research* 2(2): 103-120. DOI: 10.20886/ijfr.2015.2.2.103-120.

478 Bas-López S., J. G. Rivera y M. Sobral. 2018. Biodiversidad en plantaciones de eucalipto
479 y robledales del sur de Galicia: plantas y aves. *Nova Acta Científica Compostelana*
480 *(Biología)* 25: 71-81.

481 Bautista F., H. Delfín, J. L. Palacio y M. C. Delgado. 2004. Técnicas de muestreo para
482 manejadores de recursos naturales. UNAM, UAY, CONACyT, INEcol. México. 507 p.



- 483 Bennett R. E., W. Leuenberger, B. B. Bosarreyes-Leja, A. Sagone-Cáceres, K. Johnson
484 y J. Larkin. 2018. Conservation of Neotropical migratory birds in tropical hardwood and oil
485 palm plantations. PLoS ONE 13(12):1-18. e0210293. DOI:
486 <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0210293>.
- 487 Berlanga-García H., H. Gómez de Silva, V. M. Vargas-Canales, V. Rodríguez-Contreras,
488 L. A. Sánchez-González, R. Ortega-Álvarez y R. Calderón-Parra. 2015. Aves de México:
489 Lista actualizada de especies y nombres comunes. CONABIO. México, D. F. 116 p
- 490 Beukema H., F. Danielsen, G. Vincent, S. Hardiwinoto y J. van Andel. 2007. Plant and
491 bird diversity in rubber agroforests in the lowlands of Sumatra, Indonesia. Agroforestry
492 Systems 70:217-242. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10457-007-9037-x>.
- 493 Bibby C. J., N. D. Burgess, D. A. Hill y S. H. Mustoe. 2002. Bird Census Techniques. 2da
494 Ed. Academic Press, London. 302 p.
- 495 Boesman, P. 2006. BIRDS OF MEXICO - MP3 Sound Collection (1.0) [CD-ROM].
496 Merelbeke, Belgium. BirdSound.nl, The Netherlands.
- 497 Bonthoux S. y G. Balent. 2012. Point count duration: five minutes are usually sufficient to
498 model the distribution of bird species and to study the structure of communities for a
499 French landscape. Journal of Ornithology 153:491–504. DOI:10.1007/s10336-011-0766-
500 2.
- 501 Brazeiro A., A. Cravino, P. Fernández y F. Haretche. 2018. Forestación en pastizales de
502 Uruguay: Efectos sobre la diversidad de aves y mamíferos a escala de rodal y del paisaje.
503 Ecosistemas 27(3): 48-59. DOI:10.7818/ECOS.1508.
- 504 Bremer L.L. y K. A. Farley. 2010. Does plantation forestry restore biodiversity or create
505 green deserts? A synthesis of the effects of land use transitions on plant species richness.
506 Biodiversity and Conservation 19:3893–3915. DOI 10.1007/s10531-010-9936-4.
- 507 Brockerhoff E.G., H. Jactel, J. A. Parrotta y S. F. V. Ferraz. 2013. Role of eucalypt and
508 other planted forests in biodiversity conservation and the provision of biodiversity-related



- 509 ecosystem services. Forest Ecology and Management 301:43-50. DOI:
510 <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.09.018>.
- 511 Brockerhoff, E. G., H. Jactel, J. A. Parrotta, C. P. Quine, y J. Sayer. 2008. Plantation
512 forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? Biodiversity and Conservation, 17(5),
513 925-951. DOI: 10.1007/s10531-008-9380-x.
- 514 Calviño-Cancela M. 2013. Effectiveness of eucalypt plantations as a surrogate habitat for
515 birds. Forest Ecology and Management 310:392-399. DOI:
516 <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2013.09.014>.
- 517 Calviño-Cancela M., M. Rubido-Bará y E. J. B. van Etten. 2012. Do eucalypt plantations
518 provide habitat for native forest biodiversity? Forest Ecology and Management 270:153-
519 172. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.01.019>.
- 520 Calviño-Cancela, M. y M. Neumann. 2015. Ecological integration of eucalypts in Europe:
521 Interactions with flowers-visiting birds. Forest Ecology and Management 358: 174-179.
522 DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2015.09.011>.
- 523 Carnol, M., L. Baeten, E. Branquart, J. C. Grégoire, A. Heughebaert, B. Muys, Q. Ponette
524 y K. Verheyen. 2014. Ecosystem services of mixed species forest stands and
525 monocultures: comparing practitioners' and scientists' perceptions with formal scientific
526 knowledge. Forestry: An International Journal of Forest Research 87(5):639-653.
527 DOI:10.1093/forestry/cpu024
- 528 Castaño-Villa, G. J., J. V. Estevez, G. Guevara, M. Bohada-Murillo y F. E. Fontúrbel. 2019.
529 Differential effects of forestry plantations on bird diversity: A global assessment. Forest
530 Ecology and Management 440:202-207. DOI:
531 <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.03.025>.
- 532 Chao A., N. J. Gotelli, T. C. Hsieh, E. L. Sander, K. M. Ma, R. K. Colwell y A. M Ellison.
533 2014. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and
534 estimation in diversity studies. Ecological Monographs 84(1):45-67. DOI:
535 <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>.



- 536 Chettri Nn, C. D. Debes, S. Eklabya, J. Rodney. 2005. The relationship between bird
537 communities and habitat. *Mountain Research and Development* 25(3):235-243. DOI:
538 [https://doi.org/10.1659/0276-4741\(2005\)025 \[0235: TRBBCA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1659/0276-4741(2005)025 [0235: TRBBCA]2.0.CO;2).
- 539 Cid F. D. y E. Caviedes-Vidal. 2014. Differences in bird assemblages between native
540 natural habitats and small-scale tree plantations in the semiarid Midwest of Argentina. *The*
541 *Wilson Journal of Ornithology* 126(4):673-685. DOI: <https://doi.org/10.1676/13-217.1>.
- 542 Colwell, R. K. 2013. *Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from*
543 *Samples (EstimateS) ver. 9.1.0*. University of Connecticut, USA. Disponible en:
544 <http://purl.oclc.org/estimates>.
- 545 CONAFOR. 2010. *Situación actual y perspectivas de las plantaciones forestales*
546 *comerciales en México*. Comisión Nacional Forestal, Colegio de Postgraduados. México.
547 448 p.
- 548 CONAFOR. 2014. *Sistemas Agroforestales Maderables en México*. Comisión Nacional
549 Forestal. Jalisco, México. 139 p.
- 550 Crawley, M. J. 2007. *The R Book*. John Wiley & Sons, Ltd. England. 942 p.
- 551 Cuéllar A. S., C. A. Rodríguez-Díaz y C. H. Rodríguez-León. 2014. Estructura de la
552 comunidad de aves en diferentes sistemas de producción de caucho (*Hevea brasiliensis*)
553 en Caquetá, Colombia. *Revista Colombia Amazónica* 7:73-88.
- 554 Cuming, G. S. y D. A. W. Henry. 2019. Point count outperform line transects when
555 sampling birds along routes in South Africa protected areas. *African Zoology* 54(4):187-
556 198. DOI: <https://doi.org/10.1080/15627020.2019.1658540>
- 557 De la Hera, I., J. Arizaga y A. Galarza. 2013. Exotic tree plantations and avian
558 conservation in northern Iberia: a view from a nest-box monitoring study. *Animal*
559 *Biodiversity and Conservation* 36(2): 153–163.
- 560 Dias, R. A., V. A. G. Bastazini, M. S. S. Gonçalves, F. C. Bonow y S. C. Müller. 2013.
561 *Shifts in composition of avian communities related to temperate-grassland afforestation*



- 562 in southeastern South America. *Iheringia, Série Zoologia*, Porto Alegre 103(1):12-19. DOI:
563 <http://dx.doi.org/10.1590/S0073-47212013000100002>.
- 564 FAO. 2018. El estado de los bosques del mundo: Las vías forestales hacia el desarrollo
565 sostenible. Food and Agriculture Organization of United Nations. Roma, Italia.
- 566 FAO. 2019. Food and Agriculture Organization of United Nations.
567 <http://www.fao.org/forestry/plantedforests/en/>. Acceso: 28/05/2019.
- 568 Felton, A., E. Andersson, D. Ventorp y M. Lindbladh. 2011. A comparison of avian diversity
569 in spruce monocultures and spruce-birch polycultures in Southern Sweden. *Silva Fenn*
570 45(5):1143–1150.
- 571 Field, S. A., A. J. Tyre y H. P. Possingham. 2002. Estimating bird species richness: How
572 should repeat surveys be organized in the time? *Austral Ecology* 27: 624-629. DOI:
573 <https://doi.org/10.1046/j.1442-9993.2002.01223.x>.
- 574 Fontúrbel, F. E., A. B. Candia y G. J. Castaño-Villa. 2016. Are abandoned eucalyptus
575 plantations avifauna-friendly? A case study in the Valvidian forest. *Revista Mexicana de*
576 *Biodiversidad* 87:1402-1406. DOI:10.1016/j.rmb.2016.09.011.
- 577 ForoughbaRhch, R., A. Carrillo-Parra, J. L. Hernández-Piñero y M. A. Guzmán-Lucio.
578 2017. Growth and yield of an eucalyptus subtropical plantation in a Northeastern Mexico
579 degraded land soil. *Madera y Bosques* 23(3):71-85.
- 580 Godoi, M.N., R. R. Laps, D. B. Ribeiro, C. Aoki y F. L. de Souza. 2018. Bird species
581 richness, composition and abundance in pastures are affected by vegetation structure and
582 distance from natural habitats: a single tree in pastures matters. *Emu-Austral*
583 *Ornithology*, 118(2), 201-211. DOI: <https://doi.org/10.1080/01584197.2017.1398591>
- 584 González-Valdivia, N., E. Barba-Macías, S. Hernández-Daumás y S. Ochoa-Gaona.
585 2014. Avifauna en sistemas silvopastoriles en el Corredor Biológico Mesoamericano,
586 Tabasco, México. *Revista de Biología Tropical* 62(3):1031-1052.



- 587 González-Valdivia NA, Arriaga-Weiss SL, Ochoa-Gaona S, Ferguson BG, Kampichler C,
588 Pozo C (2012). Ensamblajes de aves diurnas a través de un gradiente de perturbación en
589 un paisaje en el sureste de México. *Acta Zool Mex* (n.s.) 28(2):237-269.
- 590 Hammer, Ø, Harper, D.A.T., Ryan, P.D. (2020). PAST: PAleontological STatistics
591 software package for education and data analysis v.4.03. Natural History Museum,
592 University of Oslo. <https://folk.uio.no/ohammer/past/>.
- 593 He P. y K. Martin. 2015. Effects of rubber cultivation on diversity in the Mekong Region.
594 *CAB Reviews* 10(044):1-7. DOI: 10.1079/PAVSNNR201510044.
- 595 Higgins K. F., K. J. Jenkins, G. K. Clambey, D. W. Uresk, D. E. Naugle, R. W. Klaver, J.
596 E. Norland, K. C. Jensen y W. T. Barker. 2012. Vegetation Sampling and Measurement.
597 *In: The Wildlife Techniques Manual: Research*, N. J. Silvy (Ed.). John Hopkins University
598 Press. Baltimore, Maryland, USA, p.p. 381-413.
- 599 Howell, S. N. G. y S. Webb. 1995. A guide to the birds of Mexico and Northern Central
600 America. 1st ed. Oxford University Press. USA. 851 p.
- 601 Iezzi, M. E., P. Cruz, D. Varela, D. De Angelo y M. S. Di Bitetti. 2018. Tree monocultures
602 in a biodiversity hotspot: Impact of pine plantations on mammal and bird assemblages in
603 the Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management* 424:216-227. DOI:
604 <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.04.049>.
- 605 INEGI. 2005. Cuaderno Estadístico Municipal: Huimanguillo, Estado de Tabasco. Instituto
606 Nacional de Estadística y Geografía. México.
- 607 INEGI. 2017. Anuario Estadístico y Geográfico de Tabasco 2017. Instituto Nacional de
608 Estadística y Geografía. México.
- 609 Jost, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos* 113:363-375.
- 610 Jost, L. 2007. Partitioning diversity into independent alpha and beta components. *Ecology*
611 88:2427-2439.



- 612 Kadir, R. A., M. I., Mohammad y S. Z. Zulkifli. 2018. Assessment on Bird Conservation
613 Status Found in Rubber Forest Plantation by Using IUCN and Regional Classification.
614 Journal of Science and Mathematics Letters 6(201):47-60.
- 615 Kaufman, K. 2005. Guía de campo a las aves de Norteamérica. Houghton Mifflin. Nueva
616 York USA.
- 617 Kiros, S., B. Afework y K. Legese. 2018. A preliminary study on bird diversity and
618 abundance from Wabe fragmented forests around Gubre subcity and Wolkite town,
619 Southwestern Ethiopia. International Journal of Avian & Wildlife Biology 3(5):333-340.
620 DOI: 10.15406/ijawb.2018.03.00116.
- 621 Law, B. S., M. Chidel, T. Brassil, G. Turner y A. Kathuria. 2014. Trends in bird diversity
622 over 12 years in response to large-scale eucalypt plantation establishment: Implications
623 for extensive carbon plantings. Forest Ecology and Management 322:58-68. DOI:
624 <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2014.02.032>.
- 625 Lopes, I. T., C.O.A. Gussoni, L.O. Demarchi, A. de Almeida y M.A. Pizo. 2015. Diversity
626 of understory birds in old stands of native and Eucalyptus plantations. Restoration Ecology
627 23(5):662-669. DOI: 10.1111/rec.12216.
- 628 López-González, E. y R. Hidalgo Sánchez, 2010. Escalamiento multidimensional no
629 métrico. Un ejemplo con R empleando el algoritmo SMACOF. Estudios sobre Educación
630 18:9-35.
- 631 Lynch, J. F. 1995. Effects of Point Count Duration, Time-of-Day, and Aural Stimuli on
632 Detectability of Migratory and Resident Bird Species in Quintana Roo, México. *In*:
633 Monitoring bird population trends by point counts. U.S. Department of Agriculture Forest
634 Service General Technical Report PSW-GTR-149, C. J. Ralph, S. Droege y J. Sauer
635 (Eds). USA. pp 1-6.
- 636 Mang, S. L. y J. F. Brodie. 2015. Impacts of non-oil tree plantations on biodiversity in
637 Southeast Asia. Biodiversity and Conservation 24:3431-3447. DOI: 10.1007/s10531-015-
638 1022-5.



- 639 Marsden, S. T., M. Whiffin y M. Galetti. 2001. Bird diversity and abundance in forest
640 fragments and Eucalyptus plantations around an Atlantic forest reserve, Brazil.
641 Biodiversity and Conservation 10: 737–751. DOI:
642 <https://doi.org/10.1023/A:1016669118956>.
- 643 Meléndez-Nava, F. 2019. Las sabanas. *In*: La biodiversidad en Tabasco. Estudio de
644 Estado. Vol. II, A. Cruz-Angón, J. Cruz-Medina, J. Valero-Padilla, F. P. Rodríguez-
645 Reynaga, E. D. Melgarejo, E. E. Mata-Zayas y D. J. Palma-López. (eds). CONABIO,
646 México. p.p. 133-136.
- 647 Moreno, C. E., F. Barragán, E. Pineda y N. Pavón. 2011. Reanálisis de la diversidad alfa:
648 alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas.
649 Revista Mexicana de Biodiversidad 82: 1249-1261.
- 650 Mostacedo, B. y T. S. Fredericksen. 2000. Manual de Métodos Básicos de Muestreo y
651 Análisis en Ecología Vegetal. 1ra ed. El País. Bolivia.
- 652 Najera, A. y J. A. Simonetti. 2010. Enhancing avifauna in commercial plantations.
653 Conservation Biology, 24(1), 319-324. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2009.01350.x
- 654 Nájera-Coronado, M. 2015. La nueva planta forestal industrial de Huimanguillo, Tabasco
655 y sus posibles repercusiones ambientales, económicas y sociales en la región. SEP.
656 Tabasco, México. 74 p.
- 657 Navarro-Sigüenza, A. G., M. F. Rebón-Gallardo, A. Gordillo-Martínez, A. T. Peterson, H.
658 Berlanga-García y L. A. Sánchez-González. 2014. Biodiversidad de aves de México.
659 Revista Mexicana de Biodiversidad, Supl. 85:476-495. DOI:
660 <http://dx.doi.org/10.22201/ib.20078706e.2014.5>.
- 661 Palma-López, D. J., C. J. Vázquez-Navarrete, E. E. Mata-Zayas, A. López-Castañeda, M.
662 A. Morales-Garduza, R. Chablé-Pascual, J. Contreras-Hernández y D. Y. Palma-Cancino.
663 2011. Zonificación de ecosistemas y agroecosistemas susceptibles de recibir pagos por
664 servicios ambientales en la Chontalpa, Tabasco. Colegio de Postgraduados,
665 SERNAPAM, PEMEX. México.



- 666 Peh, K. S. H., N. J. Sodhi, J. de Jong, C. H. Şekercioğlu, C. A. M. Yap y S. M. H. Lim.
667 2006. Conservation value of degraded hábitats for forest birds in southern Peninsular
668 Malaysia. *Diversity and Distributions* 12:572-581. DOI: 10.1111/j.1366-
669 9516.2006.00257.x.
- 670 Phifer, C. C., J. L. Knowlton, C. R. Webster, D. J. Flaspohler y J. A. Licata. 2017. Bird
671 community responses to afforested eucalyptus plantations in the Argentine pampas.
672 *Biodiversity and Conservation* 26(13): 3073-3101. DOI: [https://doi.org/10.1007/s10531-](https://doi.org/10.1007/s10531-016-1126-6)
673 016-1126-6.
- 674 Prabowo, W. E., K. Darras, Y. Clough, M. Toledo-Hernandez, R. Arlettaz, Y. A. Mulyani y
675 T. Tschardt. 2016. Bird Responses to Lowland Rainforest Conversion in Sumatran
676 Smallholder Landscapes, Indonesia. *PLoS ONE* 11(5): e0154876.
677 DOI:10.1371/journal.pone.0154876.
- 678 Proença, V. M., H. M. Pereira, J. Guilherme y L. Vicente. 2010. Plant and bird diversity in
679 natural forests and in native and exotic plantations in NW Portugal. *Acta Ecológica* 36:219-
680 226. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.actao.2010.01.002>.
- 681 R Core Team. 2018. R: A language and environment for statistical computing. R
682 Foundation for Statistical Computing. Viena, Austria. <http://www.R-project.org/>.
- 683 Ralph, C.J., G. R. Geupel, P. Pyle, T. E. Martin, D. F. DeSante y B. Milá. 1996. Manual
684 de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-
685 159. Albany, CA: Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of
686 Agriculture. 46 p.
- 687 Rojo-Martínez, G. E., R. Martínez-Ruiz y J. J. Mata. 2011. El cultivo del hule en México.
688 1ra. Ed. Universidad Autónoma Indígena de México; Colegio de Postgraduados. México.
- 689 Rzedowsk, J. 2006. Vegetación de México. 1ra. Ed. CONABIO, México. 505 p.
- 690 Sáenz, J. C., F. Villatoro, M. Ibrahim, D. Fajardo y M. Pérez. 2006. Relación entre las
691 comunidades de aves y la vegetación en agropaisajes dominados por la ganadería en
692 Costa Rica, Nicaragua y Colombia. *Agroforestería en las Américas* (45): 37–48.



- 693 Şekercioglu, C. H. 2006. Increasing awareness of avian ecological function. Trends in
694 Ecology and Evolution 21(8):464-471. DOI:10.1016/j.tree.2006.05.007.
- 695 Şekercioglu, C. H. 2012. Bird functional diversity and ecosystem services in tropical
696 forests, agroforests and agricultural areas. Journal of Ornithology 153:153-161. DOI:
697 10.1007/s10336-012-0869-4.
- 698 SERNAPAM. 2015. Programa Estatal de Ordenamiento Ecológico 2013-2018. Gobierno
699 del Estado de Tabasco. Secretaría de Energía, Recursos Naturales y Protección
700 Ambiental. México.
- 701 Sheldon, F. H., A. Styring y P. A. Hosner. 2010. Bird species richness in a Bornean exotic
702 tree plantation: A long-term perspective. Biological conservation, 143(2), 399-407.
- 703 Sreekar, R., G. Huang, M. Yasuda, R. Q. Quan, E. Goodale, R. T. Corlett y K. W.
704 Tomlinson. 2016. Effects of forests, roads and mistletoe on bird diversity in monoculture
705 rubber plantations. Scientific Reports. 6:21822. DOI: 10.1038/srep21822
- 706 St. Pierre, J. I. y K. E. Kovalenko. 2014. Effect of habitat complexity attributes on species
707 richness. Ecosphere 5(2):22. DOI: <http://dx.doi.org/10.1890/ES13-00323.1>.
- 708 Sullivan, B.L., C.L. Wood, M.J. Iliff, R.E. Bonney, D. Fink y S. Kelling. 2009. eBird: a
709 citizen-based bird observation network in the biological sciences. Biological Conservation
710 142: 2282-2292.
- 711 Tanalgo, K. C., J. A. F. Pineda, M. E. Agravante y Z. M. Amerol. 2015. Bird diversity and
712 structure in different land-use type in lowland South-Central Mindanao, Philippines.
713 Tropical Life Sciences Research 26(2):85-103.
- 714 Valdez-Leal, J. D. D., C. J. Pacheco-Figueroa, E. Méndez-López, L. J Rangel-Ruíz, E. J.
715 Moguel-Ordoñez, S. L. Arriga-Weiss, E. E. Mata-Zayas, L. M. Gama-Campillo, E. J.
716 Gordillo-Chávez, R. García-Morales y R. D. C. Luna-Ruíz. 2015. La comunidad de las
717 aves en tres hábitats de la planicie de Tabasco, México. Agroproductividad 8(5):69-73.



- 718 Van der Wal, H., B. Peña-Álvarez, S. L. Arriaga-Weiss y S. Hernández-Daumás. 2012.
719 Species, functional groups, and habitat preferences of birds in five agroforestry classes in
720 Tabasco, Mexico. *The Wilson Journal of Ornithology* 124(3):558-571.
- 721 Vázquez-Navarrete CJ, Mata-Zayas EE, Palma-López DJ (2019). Valoración económica
722 de servicios ecosistémicos en la región de la Chontalpa. *In: La biodiversidad en Tabasco.*
723 *Estudio de Estado. Vol. III*, A. Cruz-Angón, J. Cruz-Medina, J. Valero-Padilla, F. P.
724 Rodríguez-Reynaga, E. D. Melgarejo, E. E. Mata-Zayas y D. J. Palma-López. (eds).
725 CONABIO, México, p. p. 325-334.
- 726 Warren-Thomas E., P. M. Dolman y D. P. Edwards. 2015. Increasing demand for natural
727 rubber necessitates a robust sustainability initiative to mitigate impacts on Neotropical
728 Biodiversity. *Conserv Lett* 8(4):230-241. DOI:10.1111/conl.12170.
- 729 Wilman H., J. Belmaker, J. Simpson, C. de la Rosa, M. M. Rivadeneira y W. Jetz. 2014.
730 EltonTraits 1.0: Species level foraging attributes of the world's birds and mammals.
731 *Ecology* 95:2027. DOI: <http://dx.doi.org/10.1890/13-1917.1>.
- 732 Xeno-canto. 2019. Fundación Xeno-canto; Naturalis Biodiversity Center. [https://xeno-](https://xeno-canto.org)
733 [canto.org](https://xeno-canto.org).
- 734 Zavala-Cruz J. 2019. Uso del suelo. En: *La biodiversidad en Tabasco. Estudio de Estado.*
735 *Vol. I*, A. Cruz-Angón, J. Cruz-Medina, J. Valero-Padilla, F. P. Rodríguez-Reynaga, E. D.
736 Melgarejo, E. E. Mata-Zayas y D. J. Palma-López. (eds). CONABIO, México, p. p. 77-82.
- 737 Zhang J. Q., R. T. Corlett y D. Zhai. 2019. After the rubber boom: good news and bad
738 news for biodiversity in Xishuangbanna, Yunnan, China. *Regional Environmental Change*
739 19:1713-1724. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10113-019-01509-4>.

740 **Listado de Tablas**

- 741 Tabla 1. Valor de los índices ecológicos de las comunidades de aves encontradas en
742 Huimanguillo. Ab=Número de individuos; S_{Obs} y ${}^0D_{\alpha}$ = Riqueza de especies; ${}^1D_{\alpha}$ =Número
743 efectivo de especies comunes; ${}^2D_{\alpha}$ =Número efectivo de especies dominantes;



UNIVERSIDAD JUÁREZ AUTÓNOMA DE TABASCO
DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



744 J'=Equidad de Pielou, D=Dominancia de Berger-Parker. Sitios: Eu=eucalipto, HI=hule,
 745 ME=matriz circundante a eucalipto, MH=matriz circundante a hule.

Sitio	Puntos	Hrs Obs	Ab	S _{Obs}	S _{Chao1}	Rep. (%)	⁰ D _α	¹ D _α	² D _α	J'	D
Eu	222	29.6	1588	103	117.6	87.6	103	47.2	30.9	0.83	0.09
HI	282	37.6	1024	68	76.7	88.7	68	30.7	14.8	0.81	0.22
ME	102	13.6	1198	113	128.8	87.7	113	58.2	37.7	0.86	0.08
MH	102	13.6	889	89	95.5	93.2	89	44.5	26.8	0.85	0.09
TOTAL	708	94.4	4699	148	152.4	97.1	148	64.2	38.7	0.83	0.09
Eu + ME	324	43.2	2786	129	142.2	90.7	129	60.1	39.5	0.84	0.08
HI + MH	384	51.2	1913	119	124.8	95.4	119	52.8	26.0	0.83	0.15

746
 747 Tabla 2. Valores de significancia para los GLM entre las variables de vegetación y los
 748 parámetros taxonómicos de las aves en los elementos muestreados. PC1=incluye,
 749 cobertura dosel, altura arbórea y área basal; No.Ar=Número de árboles, CbSt= Cobertura
 750 de sotobosque herbáceo-arbustivo, AISt=Altura de sotobosque, DAP=Diámetro a altura
 751 de pecho. Variables taxonómicas: Ab=Abundancia, ⁰D_α= Riqueza de especies; ¹D_α
 752 =Número efectivo de especies comunes; ²D_α =Número efectivo de especies dominantes,
 753 D=Dominancia de Berger-Parker, J'=Equidad de Pielou.

Variable	Familia	Estructura de la vegetación					Sitio
		PC1	No. Ar	CbSt	AISt	DAP	
Ab	Quassipoisson	X ² =981.6 2, p=0.72	X ² =930.0 2, p=0.02 *	X ² =982.8 , p=0.001 **	X ² =1634.3 , p<0.001 ***	X ² =980. 07, p=0.68	X ² =1078.4 8, p<0.001***
⁰ D _α	Quassipoisson	X ² =248.5 7, p<0.001** *	X ² =244.9 3, p=0.15	X ² =287.6 8, p=0.08	X ² =292.91 , p< 0.001 ***	X ² =248. 54, p=0.89	X ² =186.52 , p<0.001 ***

AVES ASOCIADAS A MONOCULTIVOS AGROFORESTALES EN EL MUNICIPIO DE HUIMANGUILLO, TABASCO



UNIVERSIDAD JUÁREZ AUTÓNOMA DE TABASCO
DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



$1D_{\alpha}$	Quass ipoiss on	$X^2=210.5$ 6, $p=0.39$	$X^2=166.8$ 2, $p=0.39$	$X^2=169.2$ 5, $p=0.04$ *	$X^2=175.45$, $p<0.001$ ***	$X^2=167.$ 94, $p=0.35$	$X^2=211.7,$ $p<0.001$ ***
$2D_{\alpha}$	Quass ipoiss on	$X^2=183.7$ 1, $p=0.005$ **	$X^2=169.1$ 3, $p=0.85$	$X^2=169.1$ 9, $p=0.30$	$X^2=195.45$, $p<0.001$ ***	$X^2=167.$ 44, $p=0.29$	$X^2=170.79$, $p=0.03$ *
D	Gauss iana	$X^2=1.7,$ $p=0.88$	$X^2=1.54,$ $p=0.31$	$X^2=1.58,$ $p=0.80$	$X^2=1.58,$ $p=0.003$ **	$X^2=1.56,$ $p=0.29$	$X^2=1.70,$ $p<0.001$ ***
J'	Gauss iana	$X^2=0.66,$ $p=0.42$	$X^2=0.64,$ $p=0.28$	$X^2=0.65,$ $p=0.30$	$X^2=0.65,$ $p=0.47$	$X^2=0.64,$ $p=0.43$	$X^2=0.66,$ $p=0.60$

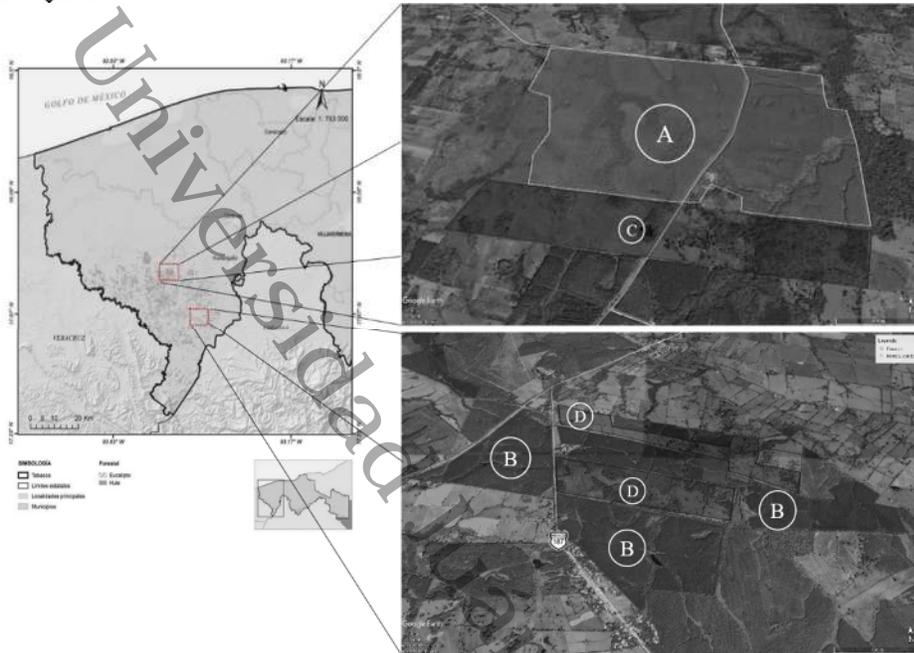
754 **Listado de figuras**

755 Fig. 1. Ubicación de los MFC en el municipio de Huimanguillo. A= monocultivo de hule;
756 B= monocultivo de eucalipto; C=matriz circundante a hule (muestra); D=matriz
757 circundante a eucalipto (muestra).

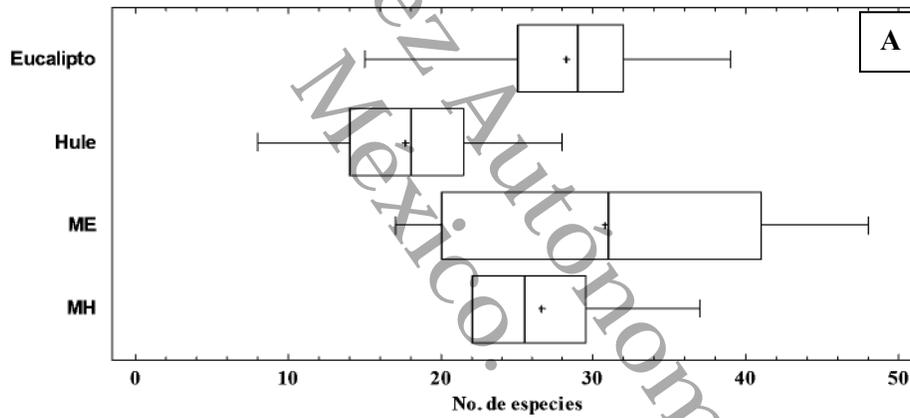
758 Fig. 2. Box-plot para la riqueza (A) y abundancia (B) de aves en los 4 elementos de
759 muestreo. ME=Matriz circundante a los monocultivos de eucalipto; MH=Matriz
760 circundante a los monocultivos de hule.

761 Fig. 3. Dendrograma de Similitud con distancia de Jaccard (A) y Análisis de
762 Escalonamiento Multidimensional no Métrico con distancia de Bray-Curtis para la
763 composición de las comunidades de aves (B). Los símbolos indican los puntos de
764 muestreo en cada uno de los elementos: rombos=MFC hule, cuadros=MFC eucalipto,
765 puntos=matriz del MFC hule, triángulos=matriz del MFC eucalipto.

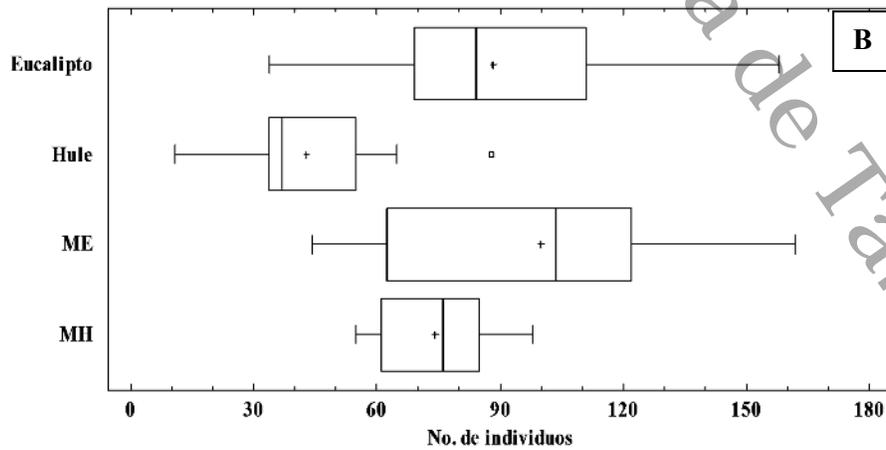
766 Figura 4. nMDs con distancia de Gower para la estructura de la vegetación en los sitios
767 estudiados de Huimanguillo, Tabasco. Los símbolos indican los puntos de muestreo en
768 cada uno de los elementos: rombos=MFC hule, cuadros=MFC eucalipto, puntos=matriz
769 del MFC hule, triángulos=matriz del MFC eucalipto.



770

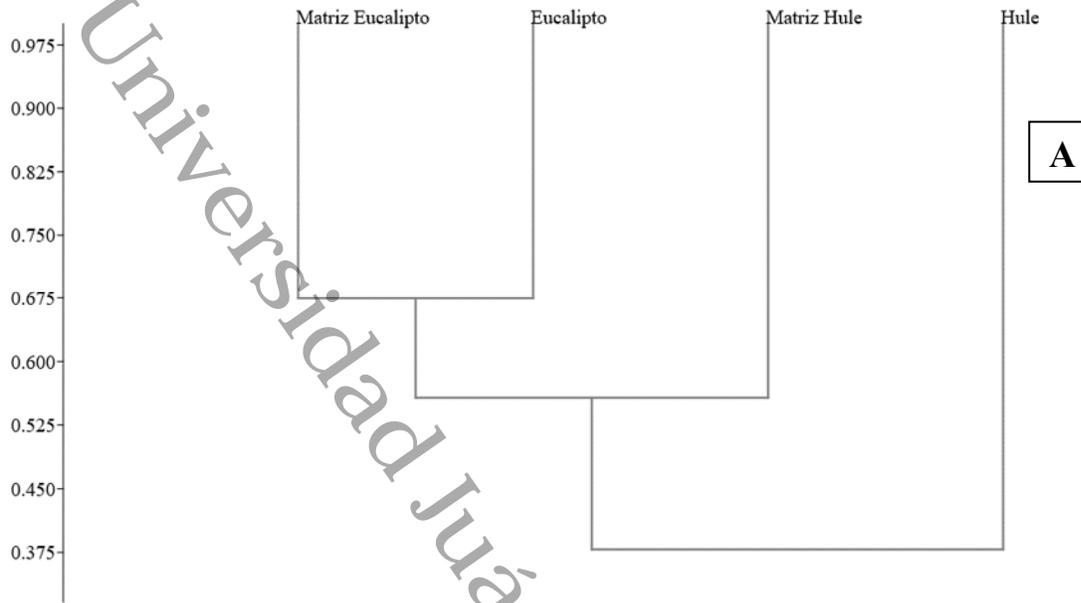


771

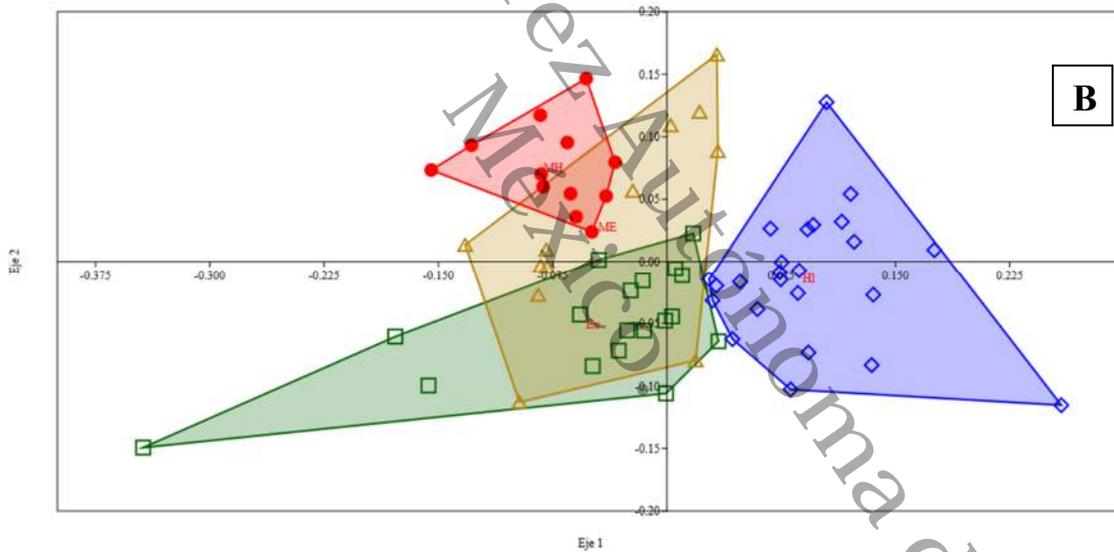


772

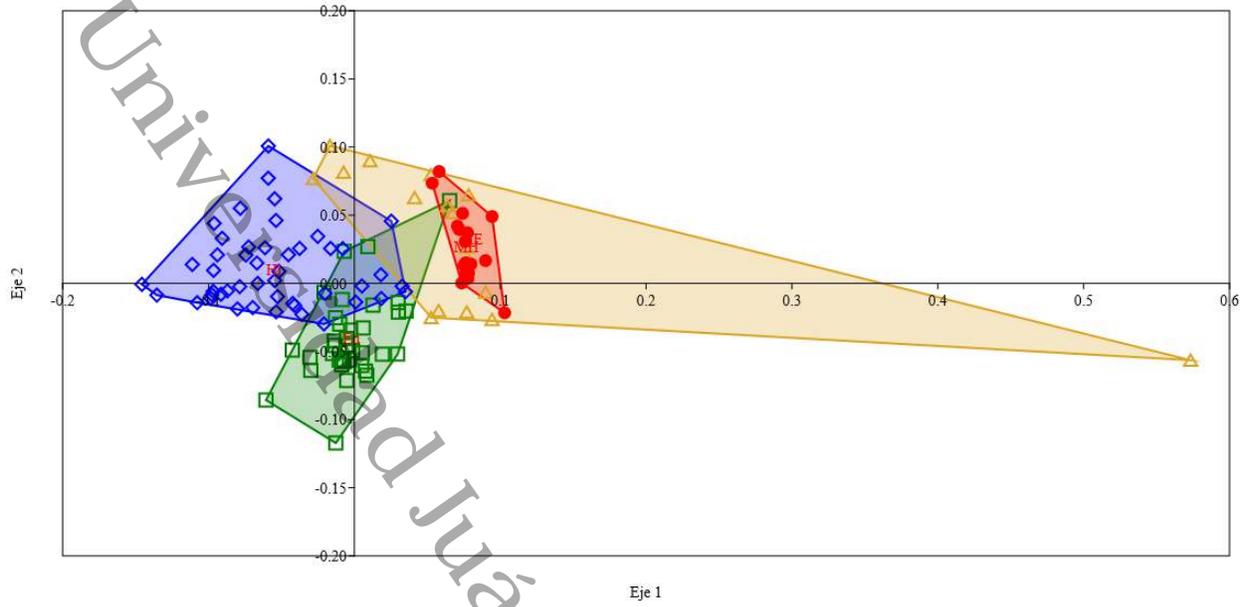
AVES ASOCIADAS A MONOCULTIVOS AGROFORESTALES EN EL MUNICIPIO DE
HUIMANGUILLO, TABASCO



773



774



775



Apéndice

Inventario de las aves registradas en los cuatro sitios estudiados en Huimanguillo, Tabasco. Las especies marcadas con ** son aquellas registradas únicamente con actividad de sobrevuelo (sin uso directo del hábitat) dentro de los puntos de censo y, las marcadas con * representan aquellas que fueron observadas exclusivamente fuera del radio de interés, pero que se encontraron dentro de los monocultivos o de los hábitats de estudio. **Sitios:** HI=Plantaciones de hule, Eu=Plantaciones de eucalipto, MH=Matriz circundante al hule, ME=Matriz circundante al eucalipto. **Estacionalidad:** R=Residente, MI=Migratorio invernal, MV=Migratorio de verano y T=Transitoria. **Gremios alimenticios (GrAI):** Car=Carroñero, FAR=Frugívoro arbóreo, FSt=Frugívoro de sotobosque, Gr=Granívoro, IAe=Insectívoro aéreo, ICt=Insectívoro de cortezas, IF=Insectívoro de follaje, IP=Insectívoro de percha, ISt=Insectívoro de sotobosque, Itr=Insectívoro terrestre, IFA=Insectívoro-frugívoro arbóreo, Nc=Nectarívoro, Om=Omnívoro, OA=Organismos acuáticos, Ps=Piscívoro, Rp=Rapaz, H=Herbívoro. **IUCN Red List:** LC=Preocupación menor, NT=Casi amenazado, EN=En peligro. **NOM-059-SEMARNAT-2010:** P=En peligro de extinción, Pr=Sujeta a protección especial.

Nombre común	Eu	HI	ME	MH	Total	Est.	GrAI	IUCN RL	NOM-059
ANSERIFORMES									
Anatidae									
<i>Dendrocygna autumnalis</i>	4				4		H		
<i>Cairina moschata</i> *		Pato real	5		5	R	OA	LC	P
GALLIFORMES									
Cracidae									
<i>Ortalis vetula</i>		Chachalaca oriental	12	18	13	12	55	R	FrA LC
CICONIIFORMES									



UNIVERSIDAD JUÁREZ AUTÓNOMA DE TABASCO
DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



Ciconiidae

<i>Jabiru mycteria</i>				1	1		Ps		
<i>Mycteria americana</i>	Cigüeña americana			6	6	MI	Ps	LC	Pr

SULIFORMES

Anhingidae

<i>Anhinga anhinga</i> *	Anhinga americana			2	2	R	Ps	LC	
--------------------------	-------------------	--	--	---	---	---	----	----	--

PELECANIFORMES

Ardeidae

<i>Tigrisoma mexicanum</i> *	Garza tigre mexicana		1		1	R	OA	LC	Pr
<i>Ardea alba</i> *	Garza blanca			4	1	5	R	OA	LC
<i>Egretta caerulea</i> *	Garza azul		1		1	MI	OA	LC	
<i>Bubulcus ibis</i>	Garza ganadera		33	59	95	187	R	Itr	LC
<i>Butorides virescens</i> *	Garcita verde		1	1		2	R	OA	LC
Threskiornithidae									
<i>Eudocimus albus</i> **	Ibis blanco				4	4	MI	Ps	LC

ACCIPITRIFORMES

AVES ASOCIADAS A MONOCULTIVOS AGROFORESTALES EN EL MUNICIPIO DE HUIMANGUILLO, TABASCO



UNIVERSIDAD JUÁREZ AUTÓNOMA DE TABASCO
DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



Cathartidae

<i>Coragyps atratus</i>	Zopilote común	6	2	10	18	36	R	Car	LC	
<i>Cathartes aura</i>	Zopilote aura	8	5	10	3	26	R	Car	LC	
<i>Cathartes burrovianus</i>	Zopilote sabanero	5	3	3		11	R	Car	LC	Pr

Accipitridae

<i>Rupornis magnirostris</i>	Aguililla caminera	57	56	21	20	154	R	Rp	LC	
<i>Buteo plagiatus</i>	Aguililla gris	2	6			8	R	Rp	LC	
<i>Buteo platypterus</i>	Aguililla de alas anchas	22		35		57	MI	Rp	LC	Pr

GRUIFORMES

Rallidae

<i>Laterallus ruber*</i>	Polluela canela	2	12			14	R	OA	LC	
<i>Aramides cajaneus</i>	Rascón de cuello gris				1	1	R	OA	LC	

CHARADRIIFORMES

Jacanidae

<i>Jacana spinosa*</i>	Jacana norteña				1	1	R	OA	LC	
------------------------	----------------	--	--	--	---	----------	---	----	----	--

Aramidae

AVES ASOCIADAS A MONOCULTIVOS AGROFORESTALES EN EL MUNICIPIO DE HUIMANGUILLO, TABASCO



UNIVERSIDAD JUÁREZ AUTÓNOMA DE TABASCO
DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



Aramus guarauna	Carrao			1		1	R	OA	LC	A
-----------------	--------	--	--	---	--	---	---	----	----	---

COLUMBIFORMES

Columbidae

<i>Patagioenas flavirostris</i>	Paloma morada	74		59	22	155	R	FrA	LC
<i>Columbina inca</i>	Tortolita de cola larga	9		2	2	13	R	Gr	LC
<i>Columbina passerina</i>	Tortolita de pico rojo	2	2	6	16	26	R	Gr	LC
<i>Columbina minuta</i>	Tortolita de pecho liso	2		3	8	13	R	Gr	LC
<i>Columbina talpacoti</i>	Tortolita canela	5		12	2	19	R	Gr	LC
<i>Leptotila verreauxi</i>	Paloma arroyera	64	45	34	16	159	R	Gr	LC
<i>Zenaida asiatica</i>	Paloma de alas blancas		1	13		14	MI	Gr	LC

CUCULIFORMES

Cuculidae

<i>Piaya cayana</i>	Cuclillo canelo	9	5	3	3	20	R	IF	LC
<i>Coccyzus americanus</i>	Cuclillo de pico amarillo	1			1	2	T	IF	
<i>Crotophaga sulcirostris</i>	Garrapatero pijuy	28		28	9	65	R	Itr	LC

CAPRIMULGIFORMES

AVES ASOCIADAS A MONOCULTIVOS AGROFORESTALES EN EL MUNICIPIO DE HUIMANGUILLO, TABASCO



UNIVERSIDAD JUÁREZ AUTÓNOMA DE TABASCO
DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



Caprimulgidae

<i>Chordeiles acutipennis</i>	Chotacabras menor	1	4	5	MI	IAe	LC	
<i>Nyctidromus albicollis</i>	Chotacabras pauraque	4	2	6	R	IAe	LC	
<i>Antrostomus carolinensis</i>	Tapacaminos de Carolina			1	1	MI	IAe	LC
<i>Antrostomus vociferus</i>	Tapacaminos cuerporryn nortño		1	1	MI	IAe	LC	

APODIFORMES

Trochilidae

<i>Florisuga mellivora</i>	Colibrí de capucha azul	1			1	R	Nc	LC	
<i>Phaethornis striigularis</i>	Colibrí Ermitaño enano	3	17	11	31	R	Nc	LC	Pr
<i>Anthracothorax prevostii</i>	Colibrí de garganta negra	2	2		4	MV	Nc	LC	
<i>Archilochus colubris</i>	Colibrí de garganta rubí	8	12	3	8	31	MI	Nc	LC
<i>Amazilia tzacatl</i>	Colibrí de cola canela	8	24	5	5	42	R	Nc	LC
<i>Amazilia yucatanensis</i>	Colibrí de vientre canelo	38	17	22	13	90	R	Nc	LC

TROGONIFORMES

Trogonidae

<i>Trogon melanocephalus</i>	Coa de cabeza negra	25	14	9	3	51	R	IFA	LC
------------------------------	---------------------	----	----	---	---	----	---	-----	----

AVES ASOCIADAS A MONOCULTIVOS AGROFORESTALES EN EL MUNICIPIO DE HUIMANGUILLO, TABASCO



UNIVERSIDAD JUÁREZ AUTÓNOMA DE TABASCO
DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



Trogon caligatus

Coa violácea norteña

1 3 4 R FrA LC

CORACIIFORMES

Momotidae

Momotus lessonii

Momoto de corona azul

8 1 9 R IFA LC

Alcedinidae

*Megaceryle torquata***

Martín pescador de collar

1 1 2 R Ps LC

PICIFORMES

Ramphastidae

Pteroglossus torquatus

Tucancillo collarejo

8 2 4 14 R FrA LC Pr

Picidae

Melanerpes aurifrons

Carpintero Chejé

24 57 22 9 112 R ICt LC

Sphyrapicus varius

Carpintero moteado

2 4 6 MI ICt LC

Dryobates fumigatus

Carpintero café

3 3 R ICt LC

Colaptes rubiginosus

Carpintero olivo

14 1 15 R ICt LC

Dryocopus lineatus

Carpintero lineado

1 21 2 3 27 R ICt LC

FALCONIFORMES

AVES ASOCIADAS A MONOCULTIVOS AGROFORESTALES EN EL MUNICIPIO DE HUIMANGUILLO, TABASCO



UNIVERSIDAD JUÁREZ AUTÓNOMA DE TABASCO
DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



Falconidae

<i>Herpethotes cachinnans</i>	Halcón guaco	2	3	1	6	R	Rp	LC	
<i>Micrastur semitorquatus</i>	Halcón selvático de collar		1		1	R	Rp	LC	Pr
<i>Caracara cheriway</i>	Caracara quebrantahuesos	1	5	14	20	R	Rp	LC	
<i>Falco sparverius</i>	Cernícalo americano		1	3	4	MI	Rp	LC	
<i>Falco ruficularis</i>	Halcón murcielaguero	1			1	R	Rp	LC	

PSITTACIFORMES

Psittacidae

<i>Eupsittula nana</i>	Perico pecho sucio	295	63	127	22	507	R	FrA	LC	Pr
<i>Pionus senilis</i>	Loro de corona blanca		3			3	R	FrA	LC	A
<i>Amazona albifrons</i>	Loro de frente blanca	43	51	50	17	161	R	FrA	LC	Pr
<i>Amazona autumnalis</i>	Loro de cachetes amarillos	97	76	110	30	313	R	FrA	LC	
<i>Amazona oratrix</i>	Loro cabeza amarilla	4	20	6		30	R	FrA	EN	P

PASSERIFORMES

Tyrannidae

<i>Camptostoma imberbe</i>	Mosquerito chillón			1	4	5	R	IP	LC	
----------------------------	--------------------	--	--	---	---	---	---	----	----	--

AVES ASOCIADAS A MONOCULTIVOS AGROFORESTALES EN EL MUNICIPIO DE HUIMANGUILLO, TABASCO



UNIVERSIDAD JUÁREZ AUTÓNOMA DE TABASCO
DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



<i>Myiopagis viridicata</i>	Mosquerito verdoso				2			2	R	IP	LC
<i>Elaenia flavogaster</i>	Mosquero Elenia Copetón	3		1	3			7	R	IP	LC
<i>Poecilotriccus sylvia</i>	Mosquerito espatulilla gris	1		1				2	R	ISt	LC
<i>Todirostrum cinereum</i>	Mosquerito espatulilla común	4						4	R	IP	LC
<i>Tolmomyias sulphureus</i>	Mosquerito de ojos blancos	1		2				3	R	IP	LC
<i>Contopus cooperi</i>	Papamoscas boreal	1		3				4	MI	IP	NT
<i>Contopus virens</i>	Papamoscas del este			4				4	T	IP	LC
<i>Contopus cinereus</i>	Papamoscas tropical	2	1	1				4	R	IP	LC
<i>Empidonax flaviventris</i>	Papamoscas de vientre amarillo	11	14	3	1			29	MI	IP	LC
<i>Empidonax virens</i>	Papamoscas verdoso	8	6	2				16	T	IP	LC
<i>Empidonax albigularis</i>	Papamosca de garganta blanca	8	1	2				11	MI	IP	LC
<i>Empidonax minimus</i>	Papamoscas chico	72	2	20	12			106	MI	IP	LC
<i>Pyrocephalus rubinus</i>	Papamoscas cardenalito					5		5	R	IP	LC
<i>Attila spadiceus</i> *	Mosquero Atila		2		2			4	R	IP	LC
<i>Myiarchus tuberculifer</i>	Papamoscas triste	27	25	7				59	R	IP	LC
<i>Myiarchus crinitus</i>	Papamoscas viajero	18	19	10	2			49	MI	IP	LC

AVES ASOCIADAS A MONOCULTIVOS AGROFORESTALES EN EL MUNICIPIO DE HUIMANGUILLO, TABASCO



UNIVERSIDAD JUÁREZ AUTÓNOMA DE TABASCO
DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



<i>Myiarchus tyrannulus</i>	Papamoscas gritón	2	2	8	2	14	R	IP	LC
<i>Pitangus sulphuratus</i>	Luis Bienteveo	22		13	4	39	R	IP	LC
<i>Megarynchus pitangua</i>	Luis de pico grueso	13		7	4	24	R	IP	LC
<i>Myiozetetes similis</i>	Luisito común	23	2	26	16	67	R	IP	LC
<i>Myiodynastes luteiventris</i>	Papamoscas rayado común	1	1	1	1	4	MV	Om	LC
<i>Tyrannus melancholicus</i>	Tirano Pirirí	7		15	35	57	R	IP	LC
<i>Tyrannus forficatus</i>	Tirano tijereta rosado				1	1	MI	IP	LC
<i>Tyrannus savana</i>	Tirano tijereta gris				7	7	R	IP	LC

Tityridae

<i>Tityra semifasciata</i>	Titira puerquito	6	15	19	8	48	R	FrA	LC
<i>Tityra inquisitor</i>	Titira de pico negro	5		4		9	R	FrA	LC
<i>Pachyramphus aglaiae</i>	Cabezón degollado	8		4	6	18	R	IF	LC

Pipridae

<i>Ceratopipra mentalis</i>	Saltarín de cabeza roja		4			4	R	FrA	LC
-----------------------------	-------------------------	--	---	--	--	---	---	-----	----

Vireonidae

<i>Vireo griseus</i>	Vireo de ojos blancos	71		11	7	89	MI	ISt	LC
----------------------	-----------------------	----	--	----	---	----	----	-----	----

AVES ASOCIADAS A MONOCULTIVOS AGROFORESTALES EN EL MUNICIPIO DE HUIMANGUILLO, TABASCO



UNIVERSIDAD JUÁREZ AUTÓNOMA DE TABASCO
DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



<i>Vireo flavifrons</i>	Vireo de garganta amarilla	3	4	1	8	MI	IF	LC
<i>Vireo gilvus</i>	Vireo Gorjeador	1	7		8	MI	IF	LC
<i>Vireo philadelphicus</i>	Vireo de Filadelfia			2	2	MI	IF	LC
<i>Vireo olivaceus</i>	Vireo de ojos rojos	1	3		4	T	IF	LC

Corvidae

<i>Psilorhinus morio</i>	Chara Pea	125	259	64	72	520	R	Om	LC
--------------------------	-----------	-----	-----	----	----	-----	---	----	----

Hirundinidae

<i>Progne subis</i>	Golondrina azulnegra			5	2	7	T	IAe	LC
<i>Tachycineta bicolor</i>	Golondrina bicolor	2	3	3	13	21	MI	IAe	LC
<i>Stelgidopteryx serripennis</i>	Golondrina de alas aserradas	13		4	74	91	R	IAe	LC

Troglodytidae

<i>Troglodytes aedon*</i>	Saltapared común	4			5	9	R	ISt	LC
<i>Campylorhynchus zonatus</i>	Matraca tropical	3		8	2	13	R	IF	LC
<i>Pheugopedius maculipectus</i>	Saltapared moteado	56	92	17	24	189	R	ISt	LC

Poliophtilidae

<i>Poliophtila caerulea</i>	Perlita azulgris	26	7	4	15	52	R	IF	LC
-----------------------------	------------------	----	---	---	----	----	---	----	----

AVES ASOCIADAS A MONOCULTIVOS AGROFORESTALES EN EL MUNICIPIO DE HUIMANGUILLO, TABASCO



UNIVERSIDAD JUÁREZ AUTÓNOMA DE TABASCO
DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



Turdidae

<i>Catharus ustulatus</i>	Zorzal de anteojos	10	22	16	4	52	MI	IFA	LC
<i>Hylocichla mustelina</i>	Zorzal moteado	28	24	6		58	MI	ISt	LC
<i>Turdus grayi</i>	Mirlo café	14	1	2	1	18	R	Itr	LC

Mimidae

<i>Dumetella carolinensis</i>	Maullador gris	71	41	51	54	217	MI	ISt	LC
-------------------------------	----------------	----	----	----	----	------------	----	-----	----

Parulidae

<i>Seiurus aurocapilla</i>	Chipe suelero	29	14	3		46	MI	ISt	LC
<i>Helmitheros vermivorum</i>	Chipe gusanero	7	5			12	MI	ISt	LC
<i>Parkesia noveboracensis</i>	Chipe charquero	3	12	14		29	MI	Itr	LC
<i>Vermivora cyanoptera</i>	Chipe de alas azules	1		1		2	MI	IF	LC
<i>Mniotilta varia</i>	Chipe trepador	17	19	5	5	46	MI	IF	LC
<i>Limnothlypis swainsonii</i>	Chipe de corona café	1		1		2	MI	ISt	LC
<i>Leiothlypis peregrina</i>	Chipe peregrino	6	5		1	12	MI	IF	LC
<i>Leiothlypis celata</i>	Chipe oliváceo	3				3	MI	IF	LC
<i>Leiothlypis ruficapilla</i>	Chipe de cabeza gris				2	2	MI	IF	LC

AVES ASOCIADAS A MONOCULTIVOS AGROFORESTALES EN EL MUNICIPIO DE HUIMANGUILLO, TABASCO



UNIVERSIDAD JUÁREZ AUTÓNOMA DE TABASCO
DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



<i>Geothlypis tolmiei</i>	Chipe de lores negros	1				1	MI	ISt	LC
<i>Geothlypis philadelphia</i>	Chipe de pechera	3		1	1	5	T	ISt	LC
<i>Geothlypis formosa</i>	Chipe patilludo	3	5			8	MI	IF	LC
<i>Geothlypis trichas</i>	Mascarita común	33		27	44	104	MI	ISt	LC
<i>Setophaga citrina</i>	Chipe encapuchado	20	15	2	4	41	MI	IF	LC
<i>Setophaga ruticilla</i>	Pavito migratorio	59	54	14	11	138	MI	IF	LC
<i>Setophaga americana</i>	Chipe de pecho manchado	69	17	10	2	98	MI	IF	LC
<i>Setophaga magnolia</i>	Chipe de magnolias	62	45	22	11	140	MI	IF	LC
<i>Setophaga fusca</i>	Chipe de garganta naranja		2	1		3	T	IF	LC
<i>Setophaga petechia</i>	Chipe amarillo	12		14	6	32	MI	IF	LC
<i>Setophaga pensylvanica</i>	Chipe de flancos castaños				10	10	MI	IF	LC
<i>Setophaga dominica</i>	Chipe de garganta amarilla		1		1	2	MI	IF	LC
<i>Setophaga virens</i>	Chipe de dorso verde	70	27	7	7	111	MI	IF	LC
<i>Basileuterus rufifrons</i>	Chipe de gorra canela	2		8	7	17	R	ISt	LC
<i>Cardellina canadensis</i>	Chipe de collar	1				1	T	ISt	LC
<i>Cardellina pusilla</i>	Chipe de corona negra	2	2			4	MI	IF	LC

AVES ASOCIADAS A MONOCULTIVOS AGROFORESTALES EN EL MUNICIPIO DE HUIMANGUILLO, TABASCO



UNIVERSIDAD JUÁREZ AUTÓNOMA DE TABASCO
DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



Icteria virens

Chipe grande

7 1 10 3 21 MI ISt LC

Thraupidae

Thraupis episcopus

Tangara azulgris

1 1 2 R IFA LC

Thraupis abbas

Tangara de alas amarillas

1 5 6 12 R IFA LC

Volatinia jacarina

Semillero brincador

22 59 81 R Gr LC

Sporophila morelleti

Semillero de collar

11 57 82 150 R Gr LC

Saltator atriceps

Saltador de cabeza negra

4 2 13 19 R IFA LC

Saltator maximus

Saltador de garganta ocre

8 15 12 35 R IFA LC

Emberizidae

Arremonops chloronotus

Rascador de dorso verde

12 12 8 7 39 R IFA LC

Aimophila rufescens

Zacatonero canelo

5 5 R ISt LC

Peucaea botterii

Zacatonero de Botteri

2 2 R ISt LC

Cardinalidae

Piranga rubra

Piranga roja

10 16 13 2 41 MI IF LC

Habia rubica

Piranga hormiguera de corona roja

5 9 2 16 R IF LC

Habia fuscicauda

Piranga hormiguera de garganta roja

2 34 1 37 R ISt LC

AVES ASOCIADAS A MONOCULTIVOS AGROFORESTALES EN EL MUNICIPIO DE HUIMANGUILLO, TABASCO



UNIVERSIDAD JUÁREZ AUTÓNOMA DE TABASCO
DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



<i>Pheucticus ludovicianus</i>	Picogordo degollado	7	5		12	MI	IF	LC	
<i>Cyanocopsa parcellina</i>	Colorín azulnegro	1		3	4	R	FrS	LC	
<i>Passerina caerulea</i>	Picogordo azul	2	12	4	18	MI	ISt	LC	
<i>Passerina cyanea</i>	Colorín azul	12	1	16	29	MI	Gr	LC	
<i>Passerina ciris</i>	Colorín de Siete colores	5	4	5	14	MI	Gr	NT	Pr

Icteridae

<i>Sturnella magna</i>	Pradero tortilla con chile			21	21	R	Itr	LC		
<i>Dives dives</i>	Tordo cantor	84	36	8	128	R	IFA	LC		
<i>Quiscalus mexicanus</i> **	Zanate mayor	48	13	74	77	212	R	Om	LC	
<i>Icterus spurius</i>	Calandria castaña	2		5	7	MI	IF	LC		
<i>Icterus cucullatus</i>	Calandria de dorso negro menor	1	2		3	R	IFA	LC		
<i>Icterus gularis</i>	Calandria de dorso negro mayor	18	1	20	8	47	R	IFA	LC	
<i>Icterus galbula</i>	Calandria de Baltimore	21	25	9	55	MI	IFA	LC		
<i>Psarocolius montezuma</i>	Oropéndula de Moctezuma	64	34	60	18	176	R	IFA	LC	Pr

Fringillidae

<i>Euphonia affinis</i>	Eufonia de garganta negra	4	4	2	10	R	FrA	LC	
-------------------------	---------------------------	---	---	---	----	---	-----	----	--

AVES ASOCIADAS A MONOCULTIVOS AGROFORESTALES EN EL MUNICIPIO DE HUIMANGUILLO, TABASCO



Euphonia hirundinacea

Eufonia de garganta amarilla

2 4 6 R FrA LC



UNIVERSIDAD JUÁREZ AUTÓNOMA DE TABASCO
DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



CAPÍTULO

III

AVES ASOCIADAS A MONOCULTIVOS AGROFORESTALES EN EL MUNICIPIO DE
HUIMANGUILLO, TABASCO



Diversidad funcional de aves en monocultivos de hule y eucalipto en el sureste de México

Resumen

Los monocultivos de hule y eucalipto han tenido una amplia y rápida expansión a nivel mundial. La transformación del paisaje a causa de estas plantaciones y otras actividades antrópicas ha causado la pérdida de diversidad funcional de los grupos biológicos. La diversidad funcional es parte esencial del análisis ecológico de las comunidades puesto que evalúa los papeles de los organismos dentro del ecosistema y proporciona conocimiento sobre el estado y funcionamiento de los ecosistemas. El estudio es la primera aproximación al estudio de la diversidad funcional en monocultivos forestales de eucalipto, hule y una pequeña muestra de sus matrices circundantes en Huimanguillo, Tabasco. Se establecieron 118 puntos de conteo de aves a través cuatro sitios (eucalipto, hule y matrices circundantes), así como parcelas cuadradas para evaluar la vegetación. Cuatro índices de diversidad funcional fueron calculados: FRic, FEve, FDiv y FDis. Se encontraron diferencias estadísticas significativas en FRic, FEve y FDis, sólo FDiv no mostró diferencias entre los sitios estudiados. Se emplearon modelos lineales generalizados (GLM por sus siglas en inglés) para determinar el peso o influencia de las variables vegetales sobre estos índices. Los GLM indicaron que la altura y cobertura del sotobosque en los sitios son las principales variables que influyen sobre la diversidad funcional de los ensambles. Se utilizaron análisis RLQ y Four-corner para determinar la relación entre los rasgos funcionales y las características de las plantaciones. La combinación de ambas técnicas estadísticas indicó que rasgos funcionales como la masa corporal y la estacionalidad, tienen relaciones estadísticas fuertes con el tamaño o edad de los árboles (determinada por el área basal), así como también, la densidad arbórea es determinante para la riqueza y abundancia de migratorios (de masa corporal pequeña) y de hábitat generalista. Concluimos que la presencia de sotobosque en los monocultivos agroforestales de hule y eucalipto es fundamental para el mantenimiento de aves migratorias,



mientras que la conservación de árboles grandes o de mayor edad ayudan al mantenimiento de las especies residentes.

Palabras clave: Diversidad funcional, monocultivos, hule, eucalipto.

Introducción

Actualmente, los paisajes están dominados principalmente por el desarrollo de actividades agroforestales que incluyen monocultivos de aprovechamiento maderable como pino, teca y eucalipto (Ahrends et al. 2015; Warren-Thomas et al. 2015; FAO, 2018); así como por plantaciones de tipo comercial como palma de aceite y hule (Mang y Brodie 2015). Uno de los principales retos que actualmente tiene la conservación biológica es el entendimiento de cómo estos sistemas antrópicos, relacionado con las demandas de la creciente población, afectan a las comunidades biológicas (Zhang et al. 2019).

Es de particular interés en nuestro país lo monocultivos forestales comerciales (MFC, Rojo-Martínez, et al. 2011), cuyo efecto sobre la biodiversidad y funcionalidad de los ecosistemas aún es incierto (Brockhoff et al. 2013; Law et al. 2014). La mayor parte de las investigaciones sobre este tema se enfocan en las repercusiones de los MFC sobre la diversidad taxonómica y muy pocos abordan la diversidad funcional (Luck et al. 2013; Lee y Martin 2017; Barros et al. 2019). Sin embargo, la implicaciones y efectos que tiene el cambio de uso de suelo sobre la diversidad funcional están atrayendo cada vez más atención (Luck et al. 2013).

La diversidad funcional evalúa el rol de los organismos dentro del ecosistema (Córdova-Tapia y Zambrano 2015; Laureto et al. 2015; Gómez-Ortiz y Moreno, 2017) y, por ende, su funcionamiento. El análisis de la diversidad funcional proporciona información sobre estilos de vida y funciones de los organismos, y actúa como nexo entre la estructura de las comunidades y los efectos de ésta u otros factores sobre la funcionalidad de un ecosistema (Mendez et al. 2012; Luck et al. 2013).



La diversidad funcional determina el nivel de dispersión de los rasgos funcionales dentro de los ensamblajes naturales (Mendez et al. 2012). Los rasgos funcionales son características biológicas, ya sean morfológicas, fisiológicas, de comportamiento o bioquímicas de las especies que determinan la interacción y desempeño que tienen con la estructura o funcionamiento del ecosistema (Martín-López et al. 2007; Violle et al. 2007; Mouillot et al. 2011; Luck et al. 2012; Mlambo, 2014; Córdova-Tapia y Zambrano 2015; Laureto et al. 2015). En este contexto, a partir de los rasgos funcionales, se reconocen tres dimensiones principales que se deben considerar para analizar la diversidad funcional: riqueza funcional, equidad funcional y divergencia funcional (Mouchet et al., 2010 y Mouillot et al. 2013).

Entre las aves por ejemplo, algunos rasgos funcionales empleados para determinar la tolerancia a los cambios en el paisaje son la masa corporal, la estrategia de reproducción y los gremios alimenticios (Barbaro y van Halder, 2009, Şekercioğlu, 2012, Newbold et al 2013, Barbaro et al. 2014). Mediante el uso de los rasgos funcionales y su distribución se puede obtener una comprensión más clara de las funciones que están siendo alteradas por el cambio de uso de suelo en los paisajes agrícolas (Şekercioğlu, 2012; Gilroy et al. 2014). El conocimiento detallado de las comunidades biológicas en este sentido, en conjunto con los análisis de diversidad tradicionales, resulta fundamental en la conservación de las especies y de los ecosistemas (de Lima et al. 2012; Gilroy et al, 2014).

De esta manera, este estudio es el primero en analizar la estructura funcional de las comunidades de aves en MFC de hule y de eucalipto, consideró también la influencia de la estructura del hábitat y puso a prueba la hipótesis de que la homogeneidad estructural causada por estas plantaciones afecta negativamente la composición funcional de los ensamblajes de aves en una región altamente modificada.

Métodos

Área de estudio. El estudio se realizó en el sureste de México, en el municipio de Huimanguillo, Tabasco, ubicado al oeste (dentro de las coordenadas extremas



17°50'06" N y 93°23'26" O) (INEGI 2017). Se seleccionaron las plantaciones de hule (*Hevea brasiliensis*) y de eucalipto (*Eucalyptus spp.*), así como una pequeña muestra de matrices circundantes, a través de las imágenes satelitales, los recorridos en la región y de acuerdo a las condiciones de acceso por parte de las empresas y de los propietarios. Las plantaciones de hule (17°45'28" N y 93°42'34" O) se ubicaron en la región conocida como "la sabana", caracterizada fisiográficamente por una serie de lomeríos bajos (20-50 msnm) (Palma-López *et al.*, 2011) y dominancia de suelos ultisoles (Meléndez-Nava, 2019); se caracterizaron por el sotobosque herbáceo mínimo debido al manejo, a la altura arbórea estimada de 18 a 20 m y a una extensión que supera las 400 ha. (Fig. 1). Mientras que los monocultivos de eucalipto se ubicaron en la zona de los lomeríos al oeste del municipio (17°34'35" N y 93°30'19"); se caracterizaron por tener un sotobosque herbáceo y con presencia de ganadería, atravesados por una serie de cuerpos de agua lóticos y una altura arbórea uniforme que va desde los 7 hasta los 15 m (Fig. 1). Los sitios correspondientes a matrices circundantes fueron pequeñas muestras contiguas a las plantaciones. El sitio correspondiente a la muestra de matriz circundante a monocultivo de hule se caracterizó principalmente por la presencia de pastizales ganaderos inundables con algunos cercos vivos y matorrales aislados. Mientras que la matriz circundante al monocultivo de eucalipto comprendió una mezcla de pastizales, plantaciones anuales, cítricos y vegetación secundaria.

El clima de la región es cálido húmedo con abundantes lluvias durante el verano (2343 mm anuales). El paisaje dominante del municipio son los pastizales y las sabanas, que juntos ocupan más de tres quintas partes de la superficie (INEGI 2005). Estos elementos de vegetación se constituyen por gramíneas (principalmente por especies como *Adropogon bicornis*, *Digitaria leucites*, *Imperata sp.*, *Orthoclada laxa*, *Paspalum plicatulum* y *P. pectinatum*) con arbustos y árboles aislados como *Byrsonima crassifolia*, *Bursera simaruba*, *Coccoloba barbadensis*, entre otros (Rzedowski 2006; Meléndez-Nava 2019).



Muestreo de Aves. Se llevó a cabo el método de conteo por puntos de radio fijo (Bibby et al. 2002) por ser de las técnicas que mejor se ajustan a las condiciones neotropicales para censar aves (Lynch 1995), además de ser efectiva y eficiente para el muestreo en agroecosistemas forestales (Felton et al., 2011; Cuming y Felton, 2019). Se establecieron 47 puntos de censo en el monocultivo de hule, 37 en el monocultivo de eucalipto y 17 en cada una de las matrices circundantes. Estos puntos fueron replicados seis veces durante el periodo de diciembre de 2019 a noviembre de 2020. Se abarcaron tres temporadas en la región: lluvias, secas y nortes (van der Wal et al. 2012). Los puntos de censo estuvieron separados entre sí a 250 m y a 100 m del borde (Lynch 1995; Ralph et al. 1996). El radio de observación fue de 30 metros y la duración de los conteos de 8 minutos (Bounthoux y Balent, 2012). Las muestras, tanto visuales como auditivas, fueron diurnas, entre las 06:00 y 10:00 horas. Se alternaron sitios para una mejor obtención de riqueza (Field et al. 2002). Los días con precipitación o con vientos fuertes, fueron evitados (Bibby et al. 2002). Para la identificación de las especies se utilizaron binoculares y las guías de identificación de Howell y Webb (1995) y Kaufman (2005). Para las especies que fueron detectadas de forma auditiva, se identificaron con la colección de sonidos de Boesman (2006) y con la base en línea de Xeno-Canto (www.xeno-canto.org). La clasificación de las aves por gremios alimenticios se basó en Wilman et al. (2014) y Van der Wal et al. (2012). El inventario final de especies fue realizado de acuerdo a la propuesta de Berlanga-García et al. (2015).

Selección de rasgos funcionales. Los rasgos funcionales que se seleccionaron fueron aquéllos de los que se tenía evidencia que respondían mejor a los cambios ambientales o tienen efectos sobre las funciones del ecosistema (Luck et al. 2012). Se utilizaron los rasgos funcionales que propone Wilman et al. (2014), los cuales son la dieta, el estrato o el comportamiento de forrajeo, la masa corporal, la estacionalidad y la preferencia del hábitat (Tabla 1).

Caracterización del hábitat. Se establecieron parcelas de 60x60 m (3600 m²) para el muestreo de la vegetación (Mostacedo y Fredericksen, 2000; Bautista et al. 2004). Fueron tomadas en cuenta las siguientes variables: el diámetro a altura de pecho,



las coberturas del dosel y del sotobosque herbáceo, la altura del sotobosque herbáceo, la altura arbórea y el número de árboles.

Análisis de Diversidad funcional. Tomando en cuenta los puntos de muestreo, se construyó una matriz con los rasgos funcionales de acuerdo a los datos proporcionados por Wilman et al. (2014); la preferencia de hábitat fue determinada siguiendo los datos de la página electrónica Ebird.com (Sullivan, 2009) y Howell y Webb (1995).

Las medidas que se estimaron para analizar la diversidad funcional fueron la riqueza funcional, la equidad funcional y la divergencia funcional (Mouchet et al., 2010 y Mouillot et al., 2013). La riqueza funcional (FRic) indica el volumen del espacio multidimensional ocupado por las especies del ensamble en el espacio funcional; la equidad funcional (FEve) mide la regularidad de la distribución de la abundancia relativa en el espacio funcional; la divergencia funcional (FDiv) representa la proporción de la abundancia de las especies con los valores más extremos de un rasgo en el ensamble (Villéger et al. 2008; Mouillot et al. 2013). Adicionalmente se calculó el índice de dispersión funcional (FDis), el cual: indica la distancia media de las especies individuales con respecto al centroide de las especies del ensamble (Laliberté y Legendre, 2010). Estos índices se calcularon en el paquete FD v.1.0-12 en R v.4.10 (Casanoves et al. 2011; Laliberté et al. 2015).

Los datos de diversidad funcional y de la estructura de la vegetación fueron sometidos a pruebas de normalidad de Shapiro-Wilk y Lilliefors. Posteriormente se aplicaron Análisis de varianza de una vía y Kruskal Wallis. Cuando se encontraron diferencias significativas, se realizaron pruebas post-hoc de Tukey y Mann-Whitney entre pares de sitios estudiados.

Con el objetivo de explorar la posible influencia de las variables de la estructura de la vegetación, sobre las variables funcionales, se construyeron modelos lineales generalizados (GLM, Brown et al. 2014). Previo a los GLM, se realizó una matriz de correlaciones con los datos de la estructura del hábitat y posteriormente se empleó un análisis de componentes principales (PCA). Además



de las variables vegetales, se incluyó como factor de referencia el sitio (plantaciones y matrices circundantes). Los GLM se ajustaron teniendo en cuenta la devianza y los grados de libertad, observando si existía sobredispersión de los datos (Crowley, 2007). Los modelos se reajustaron utilizando la familia de distribución quasipoisson eliminando paso a paso las variables no significativas y observando si la eliminación de las variables provocaba cambios significativos con el modelo anterior. Para obtener la significancia de los modelos, se aplicaron ANOVAS y pruebas de X^2 . Estas pruebas fueron realizadas mediante R v.4.10, mediante el paquete Stats (R Core Team, 2018).

Para determinar la relación funcional entre los rasgos de las comunidades de aves y las características de las plantaciones, se empleó un análisis RLQ y Four Corner (Dray et al. 2014). El objetivo de este análisis fue relacionar tres matrices: la matriz con las variables ambientales ($R: n \times m$ = las mediciones de m variables ambientales en n muestras) con la matriz de rasgos ($Q: s \times p$ = describe s rasgos para p especies) a través de una matriz de abundancia de las especies ($L: n \times p$ = abundancia u ocurrencia de p especies en n muestras). Estos análisis se llevaron a cabo mediante el paquete ade4 (Dray y Dufour, 2007) en R v4.10.

Resultados

Un total de 4461 individuos correspondientes a 82 especies, 23 familias y 11 órdenes fueron tomados en cuenta. De estos individuos, el 34.2% fueron registrados en el monocultivo de eucalipto, mientras que en el hule el 22%. La familia Parulidae fue la más rica en especies (18.3% del total), seguida de Tyrannidae (13.4%). El monocultivo de eucalipto y su respectiva matriz circundante fueron los sitios con mayor número de individuos (34.2 y 25.3 %, respectivamente). El monocultivo de hule sólo registró 984 individuos (22%). Estas diferencias en número de individuos fueron significativas entre los sitios (KW: $H=15.68$, $p=0.001$), excepto entre el eucalipto y su matriz circundante ($W=3253$, $p=0.72$).

Los análisis de diversidad funcional entre sitios mostraron diferencias significativas en la riqueza funcional (FRic, $F=33.19$, $p<0.001$), la equidad funcional



(FEve, $F=4.01$, $p=0.009$) y la dispersión funcional (FDis, $F=8.25$, $p<0.001$); mientras que la divergencia funcional (FDiv) no fue estadísticamente distinta entre los sitios ($F=2.59$, $p=0.06$). La mayor riqueza funcional se encontró en las matrices circundantes, indicando una mayor diversidad o volumen de rasgos funcionales mientras que entre los monocultivos, el hule tuvo una menor FRic en comparación con el eucalipto ($p<0.001$). El monocultivo de eucalipto fue el sitio con mayor equidad funcional, lo cual indica que las especies de dicho ensamble ocupan espacios funcionales con abundancias similares y no está dominado por alguna especie. La menor dispersión funcional se mostró en el monocultivo del hule, lo cual demuestra que este ensamble es más compacto en cuanto a rasgos funcionales. Respecto a las relaciones monocultivo-matriz, se encontraron diferencias significativas entre el Hule-MH en cuanto a FRic; mientras que en el Eucalipto-ME existieron diferencias estadísticas en FRic y FEve (Tabla 2).

En el caso de la estructura vegetal, se encontró una mayor densidad arborea en los monocultivos en comparación con sus matrices circundantes ($KW:H=96.32$, $p<0.001$), dada las especies comerciales que los conforman. Conforme a esto, se encontraron diferencias significativas en la cobertura de dosel de las plantaciones con respecto a sus matrices. Destacamos que en la relación eucalipto vs matriz, estas diferencias no fueron tan marcadas ($W=210$, $p=0.052$). Mientras que, para la variable de sotobosque herbáceo-arbustivo, el monocultivo de hule presentó una altura significativamente menor. La cobertura de esta última variable no mostró diferencias entre los sitios (tabla 4).

Los modelos lineales generalizados (GLM) indicaron que el factor sitio (tipo de plantación) es la variable de mayor influencia sobre los índices funcionales. Tanto la altura como la cobertura del sotobosque herbáceo arbustivo tuvieron influencia significativa sobre FRic, siendo la altura de sotobosque la de mayor peso sobre los rasgos funcionales; asimismo, este factor fue significativo en la FDis. La cantidad de árboles tuvo una influencia ligeramente significativa sobre la FEve, indicando que la densidad arborea es un factor que influye sobre la dominancia de los rasgos en los ensambles de los sitios (tabla 3).



El Análisis RLQ mostró que el 91% de la varianza de los datos puede ser explicada a través de sus primeros ejes. El desglose del análisis RLQ muestra las correlaciones encontradas en cada una de las matrices: el PCA de la estructura de los sitios (variables vegetales), el análisis Hill-Smith de los rasgos funcionales y el análisis de correspondencia de la matriz sitios-especies (figura 2). Por su parte, el análisis Four Corner permitió ver las interacciones entre los rasgos específicos y las variables ambientales. Las asociaciones con los rasgos de dieta fueron ligeramente significativas. Por tanto, al hacer el ajuste del modelo se observó que las variables de vegetación no mostraron influencia sobre rasgos de la dieta (figura 3).

La combinación tanto del RLQ y del Four Corner con 4999 permutaciones permitió determinar las interacciones entre los rasgos funcionales y las características estructurales de los sitios, a través de las abundancias de las aves. Existen relaciones negativas significativas entre el estrato de forrajeo medio y la cobertura del sotobosque ($p=0.001$) y su altura ($p=0.009$). La variable de altura del sotobosque tuvo un efecto fuertemente positivo sobre la presencia de aves que prefieren a los acahuales ($p=0.0006$). El número de árboles en los sitios estudiados tuvo efectos positivos sobre la estacionalidad, de tal manera que fue positiva para la presencia de aves migratorias ($p=0.001$) y negativa para las residentes ($p=0.001$); además de tener una relación positiva con las aves generalistas ($p=0.002$) y una fuerte correlación negativa con las aves que prefieren hábitats abiertos ($p=0.0004$). Sin embargo, existe una relación positiva entre el DAP y las aves residentes ($p=0.004$) y negativa con las migratorias ($p=0.004$). Las aves residentes prefieren una cantidad menor de árboles, de gran tamaño o edad como los hábitats semiabiertos, que se relacionaron positivamente con el DAP ($p=0.002$). Además, el DAP favorece la presencia de aves de mayor tamaño ($p=0.003$), ya que la mayor parte de las aves migratorias registradas son Parúlidos migratorios de tamaño pequeño; la mayor masa corporal corresponde a aves residentes.

El análisis PCA de la estructura de la vegetación, resultó en un eje que explicó más del 78% de la varianza de tres factores iniciales (cobertura de dosel, área basal y altura de árboles). Este eje, con tres variables vegetales fue



denominado PC1. El PC1 como se esperaba, tuvo una fuerte relación negativa con las aves que prefieren hábitat abierto ($p=0.0002$) (figura 4).

Se pudo observar que la dieta no fue un factor significativo en la composición de los ensambles de aves. No se observaron diferencias estadísticas significativas entre los sitios en cuanto a gremios alimenticios. Los gremios que dominaron los monocultivos fueron los insectívoros, particularmente los que se alimentan en el follaje arbóreo. Éstos parecen ser menos abundantes y ricos en especies en las matrices circundantes. Los granívoros e insectívoros terrestres, por el contrario, disminuyen en número de especies y abundancia de individuos en las plantaciones (figura 5). Todas estas diferencias no fueron estadísticamente significativas (KW: $H=3.219$, $p=0.36$).

Discusión

Los monocultivos forestales han fomentado la pérdida de la biodiversidad, los servicios ecosistémicos y funcionalidad de los ecosistemas. El análisis de la diversidad funcional de las comunidades de aves en un paisaje dominado por los monocultivos forestales de eucalipto y de hule en Huimanguillo Tabasco consideró 82 especies, lo cual corresponde al 16.6% del total de especies reportadas para Tabasco (Arriaga-Weiss et al. 2019) y 53.2% de las especies registradas en paisajes antrópicos del municipio (González-Valdivia et al. 2014).

Los sitios estudiados son ambientes antropizados cuya riqueza de aves es menor a la registrada por Coetzee y Chown (2016), para un paisaje con hábitats muy modificados. La riqueza de aves fue mayor en los monocultivos de eucalipto a lo esperado (Calviño-Cancela 2013; Phifer et al. 2017). Esto puede deberse a la combinación de técnicas de silvicultura, ganadería y el mantenimiento de sotobosque herbáceo dentro de estas plantaciones (Chillo et al. 2018). Los mayores niveles de diversidad funcional se presentan en los sitios donde la riqueza de especies es intermedia (Luck et al. 2013).

En Huimanguillo, sobresale la riqueza funcional de las aves en las matrices circundantes, a pesar de ser menor el esfuerzo de muestreo. Esta tendencia sobre



las matrices agrícolas coincide con lo reportado por Coetzee y Chown (2016), quienes indican una alta riqueza funcional de aves en estos elementos del paisaje antrópico, aunque la estructura vegetal de la matriz circundante influye mucho en la riqueza funcional de la misma (Barros et al. 2019). La equidad funcional nos indicó que los ensamblajes están distribuidos uniformemente considerando la abundancia de rasgos funcionales en el espacio funcional de dichos ensamblajes. La divergencia funcional varió de 0.78 a 0.84, indicando que las especies más abundantes tienen rasgos funcionales extremos si los comparamos con el espacio funcional del ensamblaje en conjunto. Estos resultados coinciden también con los obtenidos por Coetzee y Chown (2016) en un área protegida de Sudáfrica. Una alta divergencia funcional indica la presencia de especies de alta abundancia con rasgos funcionales únicos (Mouillot et al. 2013).

El análisis RLQ y Fourth Corner permitió observar una combinación de rasgos y su relación con la estructura de los monocultivos y matrices circundantes (Barbaro y van Halder, 2009). Estos análisis nos permitieron visualizar la importancia de la estructura del sotobosque de las matrices circundantes (altura y cobertura de sotobosque), las cuales tienen efectos significativos sobre los parámetros funcionales (Barros et al. 2019). A pesar de que los gremios alimenticios son altamente empleados para identificar a los grupos funcionales dentro de los ensamblajes de aves, los resultados no permitieron verificar asociaciones significativas de los gremios alimenticios con la estructura de los sitios (Barbaro y van Halder, 2009). Contrario a los frugívoros, los insectívoros suelen ser mucho más sensibles a la fragmentación. Se encontró una gran proporción de insectívoros (seguido por aves frugívoras), lo cual era de esperarse, puesto que este gremio prefiere los sitios medianamente perturbados o en los límites de sitios nativos (Barbaro et al. 2014). Por otra parte, la depredación de semillas suele ser alta en sitios donde la cobertura arbórea es baja, como es el caso de las matrices circundantes de la región, en las cuales se observó una buena proporción de aves granívoras e insectívoras que se alimentan en estratos bajos (Sekercioglu, 2012). Se encontró una asociación de la estacionalidad y la masa corporal con la estructura, lo que nos permitió inferir que las aves pequeñas (por ejemplo, Parúlidos)

AVES ASOCIADAS A MONOCULTIVOS AGROFORESTALES EN EL MUNICIPIO DE HUIMANGUILLO, TABASCO



insectívoros) prefieren los monocultivos con alta densidad de árboles (Azeria et al. 2011).

Es importante mencionar que una mayor riqueza y abundancia de aves (como es el caso del eucalipto y las matrices circundantes consideradas) no siempre indica un efecto positivo causado por la modificación del paisaje (Lee y Martin, 2017). Se ha demostrado que las aves de gran tamaño o masa corporal, como es el caso de algunas residentes en las plantaciones de hule, tienden a desaparecer con los cambios en los paisajes agrícolas (Tscharntke et al. 2008; Barbaro y van Halder, 2009; Sekercioglu, 2012), lo cual a futuro podría representar un problema en cuestiones de conservación.

Recomendaciones e implicaciones para la conservación. La modificación del paisaje suele tener consecuencias negativas (Flynn et al. 2009; Najera y Simonetti, 2009; Fletcher Jr. et al. 2018), especialmente aquellas funcionalmente amenazadas (Barbaro y van Halder, 2009). Estas modificaciones en los ecosistemas producen una disminución funcional, lo cual se traduce en una reducción de la diversidad y de los servicios ecosistémicos que pueden proporcionar (Díaz et al. 2013). Los cambios antrópicos en esta región parecen no afectar los grupos de aves insectívoras y frugívoras; sin embargo, el número de granívoros podría estar disminuyendo, ocasionando pérdidas en los servicios ecosistémicos como la dispersión de semillas (Sekercioglu 2006; Tscharntke et al. 2008).

Para entender el funcionamiento de los ecosistemas debemos atender la relación que existe entre los índices funcionales y los parámetros ecológicos como la riqueza de las especies, ya que es la clave para descifrar el efecto que suele tener el número de especies sobre los procesos ecosistémicos (Córdova-Tapia y Zambrano, 2015). En Huimanguillo, las matrices circundantes mostraron una mayor riqueza funcional, sin ser éstas los sitios con mayor riqueza taxonómica; los monocultivos presentaron una mayor equidad funcional y en el caso particular del hule, una menor dispersión funcional. De esta manera, el monocultivo de hule es funcional- y taxonómicamente distinto a los demás sitios. En este sentido, la edad



de la plantación parece ser un factor determinante que influye en la composición y estructura de los ensambles de aves (Coetzee y Chown 2016).

Uno de los factores que afectan la diversidad funcional de los ensambles es la intensidad de uso del suelo (Luck et al 2013; Chillo et al. 2018; Conti et al. 2018). Aunque este factor no fue considerado en este estudio, se observó en campo que los sitios en Huimanguillo respondieron negativamente a la intensificación de las actividades humanas especialmente en el hule, en donde el manejo de la plantación es mayor. En este sentido, existen muchas recomendaciones sobre el manejo de monocultivos (Brockhoff et al. 2008). Especialmente en las plantaciones de hule, se recomienda el cese del uso de herbicidas, con la finalidad de promover el desarrollo y la complejidad del sotobosque (He y Martin, 2015). También se ha propuesto la implementación de intercultivos o cultivos mixtos, ya que una mayor diversidad florística incrementa los nichos y recursos disponibles para las aves nativas, a diferencia de los sistemas monoculturales (Felton et al., 2011; Carnol et al. 2014). Y, por último, la agrosilvicultura, que tiene el potencial para producir al mismo tiempo que respalda los servicios ecosistémicos (Heron Wilson y Taylor Lovell, 2016).

Es cada vez más importante que los estudios sobre las comunidades de la fauna en general, consideren el análisis funcional, ya que la transformación de los paisajes antrópicos, no siempre afecta de la misma forma a la riqueza de los ensambles o la funcionalidad de los mismos (Cadotte et al 2011; Lee y Martin, 2017). La comparación de la diversidad funcional entre sitios de vegetación natural o secundarios, con aquellos sitios de uso de suelo antrópico, ayudará a documentar el mantenimiento o pérdida de funciones entre ambos tipos de sitios. Blaum et al. (2011) sugieren que los trabajos en ecología funcional deben pasar por un estricto proceso de construcción de los llamados gremios tróficos, a través de la selección de rasgos funcionales núcleos en los grupos de fauna, así como la utilización de rasgos “suaves” en vez de rasgos “duros”; esto es, en lugar de utilizar la masa corporal, tomar en cuenta la capacidad para dispersar semillas, por ejemplo.



Dado el poder explicativo, la diversidad funcional debería incorporarse a la conservación y a la toma de decisiones de restauración, especialmente para aquellos esfuerzos que intentan reconstruir o preservar ecosistemas saludables y funcionales (Cadotte et al. 2011; Gagic et al. 2015).

Conclusiones

Los monocultivos de eucalipto, como otros agroecosistemas y monocultivos, resultan ser atractivos para las comunidades de aves migratorias en las regiones tropicales. Este estudio permitió demostrar que funcionalmente, los sistemas forestales comerciales con una gran densidad de árboles, como el eucalipto, resultan atractivos para las aves migratorias y especies oportunistas, por lo general de talla pequeña. Mientras que en plantaciones como las de hule, cuya edad para cosecha suele ser mayor al eucalipto, los ensambles de aves tienen mucho más tiempo para establecerse, por lo cual, son parte del hábitat de aves residentes de mayor talla (por ejemplo, *Psilorhinus morio*, psitácidos).

De esta forma podemos decir, que la forestación de áreas abiertas en la región, a través de la implantación de los monocultivos de rotación y de cosecha rápida, como el eucalipto, afecta la diversidad de aves residentes. Eventualmente, los monocultivos de esta especie brindan los recursos y alimento para aquellas especies sin requerimientos reproductivos específicos o que son más generalistas.

Este estudio representa una primera aproximación para conocer la diversidad funcional en este tipo de plantaciones. Sin embargo, son necesarios más estudios sobre las interacciones entre sistemas antrópicos y las matrices circundantes, sobre la disponibilidad de alimento y la complementación de los inventarios funcionales a través de muestreos con redes, que nos permitan visualizar la importancia que tienen a nivel de paisaje estos monocultivos.

Referencias

Ahrends A, Hollingsworth PM, Ziegler AD, Fox JM, Chen H, Su Y, Xu J. (2015). Current trends of rubber plantation expansion may threaten biodiversity and



livelihoods.

Glob

Environ

Change

34:48-58.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.06.002>.

Arriaga-Weiss SL, Calmé S, Kampichler C. (2008). Bird communities in rainforest fragments: guild responses to habitat variables in Tabasco, Mexico. *Biodivers Conserv* 17:173-190. <https://doi.org/10.1007/s10531-007-9238-7>.

Azeria ET, Ibarzabal J, Hébert C, Boucher J, Imbeau L, Savard JPL (2011). Differential response of bird functional traits to post-fire salvage logging in a boreal forest ecosystem. *Acta Oecologica*, 37(3):220-229.

Barbaro L, Giffard B, Charbonnier Y, van Halder I, Brockerhoff EG (2014). Bird functional diversity enhances insectivory at forest edges: a transcontinental experiment. *Div and Distr* 20(2):149-159. doi: 10.1111/ddi.12132.

Barbaro, L, van Halder, I (2009). Linking bird, carabid beetle and butterfly life-history traits to habitat fragmentation in mosaics landscapes. *Ecography* 32:321-333. doi: 10.1111/j.1600-0587.2008.05546.x.

Barros FM, Martello F, Peres CA, Pizo MA, Ribeiro MC (2019). Matrix type and landscape attributes modulate avian taxonomic and functional spillover across habitat boundaries in the Brazilia in Atlantic Forest. *Oikos* 00:1-13. doi: 10.1111/oik.05910.

Bautista F, Delfín H, Palacio JL, Delgado MC (2004). Técnicas de muestreo para manejadores de recursos naturales. UNAM, UAY, CONACyT, INEcol. México.

Bibby CJ, Burgess ND, Hill DA, Mustoe SH (2002). *Bird Census Techniques*. 2da Ed. Academic Press, London.

Blaum N, Mosner E, Schwager M, Jeltsch F (2011). How functional is functional? Ecological groupings in terrestrial animal ecology: towards an animal functional type approach. *Biodivers Conserv* 20:2333–2345. doi 10.1007/s10531-011-9995-1.

Boesman P (2006). BIRDS OF MEXICO - MP3 Sound Collection (1.0) [CD-ROM]. Merelbeke, Belgium. BirdSound.nl, The Netherlands.



Bonthoux S, Balent G (2012) Point count duration: five minutes are usually sufficient to model the distribution of bird species and to study the structure of communities for a French landscape. *J Ornithol* 153:491–504. doi: 10.1007/s10336-011-0766-2.

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.

Brockerhoff EG, Jactel H, Parrotta JA, Ferraz SFV (2013). Role of eucalypt and other planted forests in biodiversity conservation and the provision of biodiversity-related ecosystem services. *For Ecol Manag* 301:43-50. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.09.018>.

Brown AM, Warton DI, Andrew NR, Binns M, Cassis G, Gibb H (2014). The fourth-corner solution – using predictive models to understand how species traits interact with the environment. *Methods Ecol. Evol.* 5:344–352. doi: 10.1111/2041-210X.12163.

Calviño-Cancela M (2013). Effectiveness of eucalypt plantations as a surrogate habitat for birds. *For Ecol Manag* 310:392-399. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2013.09.014>.

Casanoves F, Pla L, Di Rienzo JA, Díaz S (2011). FDiversity: a software package for the integrated analysis of functional diversity. *Methods Ecol Evol* 2:233-237. doi: 10.1111/j.2041-210X.2010.00082.x.

Chillo V, Amoroso MM, Rezzano CA (2018). La intensidad en el uso silvopastoril modifica la provisión de servicios ecosistémicos a través de cambios en la diversidad en bosques del noroeste de la Patagonia Argentina. *Ecosistemas* 27(3):75-86. Doi.: 10.7818/ECOS.1486.

Ching Liu CL, Kuchma O, Krutovsky KV (2018). Mixed-species versus monocultures in plantation forestry: Development, benefits, ecosystem services and perspectives for the future. *Glob Ecol Conserv* 15:e00419. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2018.e00419>.

**AVES ASOCIADAS A MONOCULTIVOS AGROFORESTALES EN EL MUNICIPIO DE
HUIMANGUILLO, TABASCO**



Coetzee BWT, Chown SL (2016). Land-use change promotes avian diversity at the expense of species with unique traits. *Ecol and Evol* 6(21):7610-7622. DOI: 10.1002/ece3.2389.

CONAFOR (2010). Situación actual y perspectivas de las plantaciones forestales comerciales en México. Comisión Nacional Forestal, Colegio de Postgraduados. México.

CONAFOR (2014). Sistemas Agroforestales Maderables en México. Jalisco, México.

Conti G, Enrico L, Jaureguiberry P, Cuchietti A, Lipoma ML, Cabrol D (2018). El rol de la diversidad funcional en la provisión de múltiples servicios ecosistémicos: Un análisis empírico en el Chaco seco de Córdoba, Argentina central. *Ecosistemas*, 27(3):60-74. doi: 10.7818/ECOS.1491.

Córdova-Tapia F, Zambrano L (2015). La diversidad funcional en la ecología de comunidades. *Ecosistemas* 24(3): 78-87. Doi.: 10.7818/ECOS.2015.24-3.10.

De Lima RF, Dallimer M, Atkinson PW, Barlow J (2012). Biodiversity and land use change: understanding the complex responses of an endemic-rich bird assemblage. *Diversity Distrib* 19(4):411-422. DOI: <https://doi.org/10.1111/ddi.12015>.

Dias RA, Bastazini VAG, Gonçalves MSS, Bonow FC, Müller SC (2013). Shifts in composition of avian communities related to temperate-grassland afforestation in southeastern South America. *Iheringia, Ser Zool, Porto Alegre* 103(1):12-19. <http://dx.doi.org/10.1590/S0073-47212013000100002>.

Dray S, Choler P, Dolédec S, Peres-Nieto PR, Thuiller W, Pavoine S, Ter Braak CJF (2014) Combining the fourth-corner and the RLQ methods for assessing trait responses to environmental variation. *Ecol* 95(1):14–21. <https://doi.org/10.1890/13-0196.1>.

Dray S, Dufour AB (2007). The ade4 package: implementing the duality diagram for ecologists. *J Stat Softw* 22:1–20.



FAO (2018). El estado de los bosques del mundo: Las vías forestales hacia el desarrollo sostenible. Food and Agriculture Organization of United Nations. Roma, Italia.

Felton A, Andersson E, Ventorp D, Lindbladh M (2011) A comparison of avian diversity in spruce monocultures and spruce-birch polycultures in Southern Sweden. *Silva Fenn* 45(5):1143–1150.

Fletcher Jr RJ, Didham RK, Banks-Leite C, Barlow J, Ewers RM, Rosindell J, Holt RD, Gonzalez A, Pardini R, Damschen EI, Melo FPL, Ries L, Prevedello JA, Tscharrntke T, Laurence WF, Lovejoy T, Haddad NM (2018). Is habitat fragmentation good for biodiversity. *Biol Conserv* 226:9-15. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.07.022>.

Flynn DFB, Gogol-Prokurat M, Nogueira T, Molinari N, Trautman Richers B, Lin BB, Simpson N, Mayfield MM, DeClerck F (2009). Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecol Lett* 12:22-33. doi: 10.1111/j.1461-0248.2008.01255.x.

Gagic V, Bartomeus I, Jonsson T, Taylor A, Winqvist C, Fischer C, Slade EM, Steffan-Dwenter I, Emerson M, Potts SG, Tscharrntke, Weisser W, Bommarco R (2015). Functional identity and diversity of animals predict ecosystem functioning better than species-based indices. *Proc R Soc B: Biol Sci*, 282(1801):20142620. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2014.2620>.

Gilroy JJ, Medina CA, Haugaasen T, Edwards DP (2014). Effect of scale on trait predictors of species responses of agriculture. *Conserv Biol* 00(00):1-10. DOI: 10.1111/cobi.12422.

Gómez-Ortiz Y, Moreno CE (2017). La diversidad funcional en comunidades animales: una revisión que hace énfasis en los vertebrados. *Anim Biodivers Conserv* 40(2):165-174. <https://doi.org/10.32800/abc.2017.40.0165>.



González M. (2017). Riqueza y caracterización ecológica de aves en bosque nativo y plantaciones exóticas (Prusia, Costa Rica). UNED Res J 9(2):226-235. <https://doi.org/10.22458/urj.v9i2.1659>.

González-Valdivia N, Barba-Macías E, Hernández-Daumás S, Ochoa-Gaona S (2014). Avifauna en sistemas silvopastoriles en el Corredor Biológico Mesoamericano, Tabasco, México. Rev Biol Trop 62(3):1031-1052.

Heron Wilson, M., Taylor Lovell, S. (2016). Agroforestry-The Next Step in Sustainable and Resilient Agriculture. Sustainability 8(574):1-15. doi:10.3390/su8060574.

Higgins KF, Jenkins KJ, Clambey GK, Uresk DW, Naugle DE, Klaver RW, Norland JE, Jensen KC, Barker WT (2012). Vegetation Sampling and Measurement. En: Silvy NJ (Ed.). The Wildlife Techniques Manual: Research. 7ma. Ed. John Hopkins University Press. Baltimore, Maryland, USA, p.p. 381-413.

Howell SNG, Webb S (1995). A guide to the birds of Mexico and Northern Central America. 1st ed. Oxford University Press. USA

Howell SNG, Webb S (1995). A guide to the birds of Mexico and Northern Central America. 1st ed. Oxford University Press. USA

INEGI (2005). Cuaderno Estadístico Municipal: Huimanguillo, Estado de Tabasco. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México.

INEGI (2017). Anuario Estadístico y Geográfico de Tabasco 2017. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México.

Jacoboski LI, Mendonça-Lima A, Hartz SM (2016). Structure of birds communities in eucalyptus plantations: nestedness as a pattern on species distribution. Braz J Biol 76: 583–591. <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.18614>.

Kaban A, Mardiasuti A, Mulyani YA (2017). Response of bird community to various plantation forest in Gunung Walat, West Java, Indonesia. HAYATI J Biosci 24:72-78. <https://doi.org/10.1016/j.hjb.2017.08.006>.



Karp DS, Mendenhall CD, Sandí RF, Chaumont N, Ehrlich PR, Hadly E, Daily GC (2013). Forest bolsters bird abundance, pest control and coffee yield. *Ecol Lett* 16:1339-1347. <https://doi.org/10.1111/ele.12173>.

Kaufman K (2005). *Guía de campo a las aves de Norteamérica*. Houghton Mifflin. Nueva York USA.

Laliberté E, Legendre P (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecol* 91(1):299-305. <https://doi.org/10.1890/08-2244.1>.

Laliberté E, Legendre P, Shipley E (2015). FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. – R package ver. 1.0-12. <https://cran.r-project.org/web/packages/FD/index.html>.

Laureto LMO, Cianciaruso MV, Menezes-Samia DS (2015). Functional diversity: an overview of its history and applicability. *Nat & Conserv* 13: 112-116. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ncon.2015.11.001>.

Law BS, Chidel M, Brassil T, Turner G, Kathuria A (2014). Trends in bird diversity over 12 years in response to large-scale eucalypt plantation establishment: Implications for extensive carbon plantings. *For Ecol Manag* 322:58-68. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2014.02.032>.

Lee M-B, Martin JA (2017) Avian Species and Functional Diversity in Agricultural Landscapes: Does Landscape Heterogeneity Matter? *PLoS ONE* 12(1): e0170540. doi:10.1371/journal.pone.0170540.

Luck GW, Carter A, Smallbone L (2013). Changes in Bird Functional Diversity across Multiple Land Uses: Interpretations of Functional Redundancy Depend on Functional Group Identity. *PLoS ONE* 8(5): e63671. doi: 10.1371/journal.pone.0063671.

Luck GW, Lavorel S, McIntyre S, Lumb K (2012). Improving the application of vertebrate traitbased frameworks to the study of ecosystem services. *J Anim Ecol* 81(5):1065–1076. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2012.01974.x>.



Lynch JF (1995). Effects of Point Count Duration, Time-of-Day, and Aural Stimuli on Detectability of Migratory and Resident Bird Species in Quintana Roo, México. En: Ralph CJ, Droege S, Sauer J (Eds) Monitoring bird population trends by point counts. U.S. Department of Agriculture Forest Service General Technical Report PSW-GTR-149. USA, pp 1-6.

Mandal J, Raman TRS (2016). Shifting agriculture supports more tropical forest birds than oil palm or teak plantations in Mizoram, northeast India. *Condor: Ornithol Appl* 118:345-359. <https://doi.org/10.1650/CONDOR-15-163.1>.

Mang SL, Brodie JF (2015). Impacts of non-oil tree plantations on biodiversity in Southeast Asia. *Biodivers Conserv* 24:3431-3447. doi:10.1007/s10531-015-1022-5.

Marsden ST, Whiffin M, Galetti M (2001). Bird diversity and abundance in forest fragments and Eucalyptus plantations around an Atlantic Forest reserve, Brazil. *Biodivers Conserv* 10: 737–751. <https://doi.org/10.1023/A:1016669118956>.

Martín-López B, Cravino A, González JA, Díaz S, Castro I, García-Llorente M (2007). Biodiversidad y bienestar humano: el papel de la diversidad funcional. *Ecosistemas* 16(3): 69-80. doi:10.7818/re.2014.16-3.00.

Meléndez-Nava F (2019). Las sabanas. En: Cruz-Angón A, Cruz-Medina J, Valero-Padilla J, Rodríguez-Reynaga, FP, Melgarejo ED, Mata-Zayas EE, Palma-López DJ (Eds) La biodiversidad en Tabasco. Estudio de Estado. Vol. II. CONABIO. México, p.p. 133-136.

Mendez V, Gill JA, Burton NHK, Austin GE, Petchey OL, Davies RG (2012). Functional diversity across space and time: trends in wader communities on British estuaries. *Diversity Distrib* 18:356-365. Doi: 10.1111/j.1472-4642.2011.00868.x.

Mlambo MC (2014). Not all traits are 'functional': insights from taxonomy and biodiversity-ecosystem functioning research. *Biodivers Conserv* 23:781-790. Doi: 10.1007/s10531-014-0618-5.



Mostacedo B, Fredericksen TS (2000). Manual de Métodos Básicos de Muestreo y Análisis en Ecología Vegetal. 1ra ed. El País. Bolivia.

Mouchet MA, Villéger S, Mason NW Mouillot D (2010). Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Funct Ecol* 24(4):867-876. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2010.01695.x>.

Mouillot D, Graham NA, Villéger S, Mason NW, Bellwood DR (2013). A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends Ecol Evol* 28(3): 167-177. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.004>.

Najera A, Simonetti JA (2009). Enhancing avifauna in commercial plantations. *Conserv Biol* 24(1):319-324. Doi: [10.1111/j.1523-1739.2009.01350.x](https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01350.x).

Nájera-Coronado M (2015). La nueva planta forestal industrial de Huimanguillo, Tabasco y sus posibles repercusiones ambientales, económicas y sociales en la región. SEP. Tabasco, México.

Newbold T, Scharlemann JPW, Butchart SHM, Şekercioğlu ÇH, Alkemade R, Booth H, Purves DW (2013). Ecological traits affect the response of tropical forest bird species to land-use intensity. *Proc R Soc B: Biol Sci* 280:20122131. DOI: [10.1098/rspb.2012.2131](https://doi.org/10.1098/rspb.2012.2131).

Palma-López DJ, Vázquez-Navarrete CJ, Mata-Zayas EE, López-Castañeda A, Morales-Garduza MA, Chablé-Pascual R, Contreras-Hernández J, Palma-Cancino DY (2011). Zonificación de ecosistemas y agroecosistemas susceptibles de recibir pagos por servicios ambientales en la Chontalpa, Tabasco. Colegio de Postgraduados, SERNAPAM, PEMEX. México.

Pavoine S, Vallet J, Dufour AB, Gachet S, Daniel H (2009). On the challenge of treating various types of variables: application for improving the measurement of functional diversity. *Oikos* 118(3), 391-402. doi: [10.1111/j.1600-0706.2009.16668.x](https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2009.16668.x).



Petchey OL, Gaston KJ (2006). Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecol Lett* 9:741-758. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2006.00924.x.

Phifer GC, Knowlton JL, Webster CR, Flaspohler DJ, Licata JA (2017). Bird community responses to afforested eucalyptus plantations in the Argentine pampas. *Biodivers Conserv* 26(13): 3073-3101. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1126-6>.

Prabowo WE, Darras K, Clough Y, Toledo-Hernandez M, Arlettaz R, Mulyani YA, Tschardt T (2016). Bird Responses to Lowland Rainforest Conversion in Sumatran Smallholder Landscapes, Indonesia. *PLoS ONE* 11(5): e0154876. doi:10.1371/journal.pone.0154876.

Ralph CJ, Geupel GR, Pyle P, Martin TE, DeSante DF, Milá B (1996). Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-159. Albany, CA: Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture. 46 p.

Rojo-Martínez GE, Martínez-Ruiz R, Mata JJ (2011). El cultivo del hule en México. 1ra. Ed. Universidad Autónoma Indígena de México; Colegio de Postgraduados. México.

Rzedowski J (2006). Vegetación de México. 1ra. Ed. CONABIO, México.

Schleuter D, Daufresne M, Massol F, Argillier C (2010). A user's guide to functional diversity indices. *Ecol Monogr* 80(3):469-484. doi:10.1890/08-2225.1.

Şekercioğlu CH (2006). Increasing awareness of avian ecological function. *Trends Ecol Evol* 21(8):464-471. doi:10.1016/j.tree.2006.05.007.

Şekercioğlu CH (2012). Bird functional diversity and ecosystem services in tropical forests, agroforests and agricultural areas. *J Ornithol* 153:153-161. doi 10.1007/s10336-012-0869-4.

SERNAPAM (2015). Programa Estatal de Ordenamiento Ecológico 2013-2018. Gobierno del Estado de Tabasco. Secretaría de Energía, Recursos Naturales y Protección Ambiental. México.

**AVES ASOCIADAS A MONOCULTIVOS AGROFORESTALES EN EL MUNICIPIO DE
HUIMANGUILLO, TABASCO**



Sullivan BL, Wood CL, Iloff MJ, Bonney RE, Fink D, Kelling S (2009). eBird: a citizen-based bird observation network in the biological sciences. *Biological Conservation* 142: 2282-2292.

Tscharntke T, Sekercioglu CH, Dietsch TV, Sodhi NJ, Hoehn P, Tylianakis JM (2008). Landscape constraints on functional diversity of birds and insects in tropical agroecosystems. *Ecol* 89(4):944-951.

Van Bael SA, Philpott SM, Greenberg R, Bichier P, Barber NA, Mooney KA, Gruner DS (2008). Birds as predators in tropical agroforestry systems. *Ecol* 89:928-934. <https://doi.org/10.1890/06-1976.1>

Van der Wal H, Peña-Álvarez B, Arriaga-Weiss SL, Hernández-Daumás S (2012). Species, functional groups, and habitat preferences of birds in five agroforestry classes in Tabasco, Mexico. *Wilson J Ornithol* 124(3):558-571.

Vandewalle M, de Bello F, Berg MP, Bolger T, Dolédec S, Dubs F, Feld CK, Harrington R, Harrison PA, Lavorel S, da Silva PM, Moretti M, Niemelä J, Santos P, Sattler T, Sousa JP, Sykes MT, Vanbergen AJ, Woodcock, BA (2010). Functional traits as indicators of biodiversity response to and use changes across ecosystems and organisms. *Biodivers Conserv* 19:2921-2947. doi: 10.1007/s10531-010-9798-9.

Vázquez-Navarrete CJ, Mata-Zayas EE, Palma-López DJ (2019). Valoración económica de servicios ecosistémicos en la región de la Chontalpa. En: Cruz-Angón A, Cruz-Medina J, Valero-Padilla J, Rodríguez-Reynaga, FP, Melgarejo ED, Mata-Zayas EE, Palma-López DJ (Eds) *La biodiversidad en Tabasco. Estudio de Estado*. Vol. III. CONABIO, México, pp 325-334.

Violle C, Navas ML, Vile D, Kazakou E, Fortunel C, Hummel I, Garnier E (2007). Let the concept of trait be functional! *Oikos* 116:882-892. doi: 10.1111/j.2007.0030-1299.15559.x.

Warren-Thomas E, Dolman PM, Edwards DP (2015). Increasing demand for natural rubber necessitates a robust sustainability initiative to mitigate impacts on Neotropical Biodiversity. *Conserv Lett* 8(4):230-241. doi:10.1111/conl.12170.

**AVES ASOCIADAS A MONOCULTIVOS AGROFORESTALES EN EL MUNICIPIO DE
HUIMANGUILLO, TABASCO**



Zavala-Cruz J. (2019). Uso del suelo. En: Cruz-Angón A, Cruz-Medina J, Valero-Padilla J, Rodríguez-Reynaga, FP, Melgarejo ED, Mata-Zayas EE, Palma-López DJ (Eds) La biodiversidad en Tabasco. Estudio de Estado. Vol. I. CONABIO, México, pp 77-82.

Zhang JQ, Corlett RT, Zhai D (2019). After the rubber boom: good news and bad news for biodiversity in Xishuangbanna, Yunnan, China. Reg Env Chang 19:1713-1724. <https://doi.org/10.1007/s10113-019-01509-4>.

Listado de tablas

Tabla 1. Lista de rasgos funcionales. La descripción general fue tomada de Luck et al. 2012.

Rol Funcional	Tipo	Rasgo	Código	Descripción general
Historia de vida	Dieta	Invertebrados	DInv	Influye en todos los aspectos del comportamiento de búsqueda de alimento. Las aves con dietas especializadas son susceptibles a cambios ambientales que reducen la dieta principal.
		Vertebrados	DVert	
		Peces	DPc	
		Carroña	DCarr	
		Fruta	DFru	
		Néctar	DNect	
		Semillas	DSem	
		Plantas	DPlan	
	Estrato de forrajeo	Superficie agua	EFAg	Afecta todos los aspectos del uso de recursos por parte de las aves. Las especies con comportamientos de alimentación particulares pueden verse afectadas por el cambio ambiental
		Suelo	EFSuelo	
		Sotobosque	EFSotb	
		Medio	EFMed	
		Dosel alto	EFDosel	
		Aéreo	EFAer	



	Estatus migratorio	Residente Migratorio	Res Mig	Puede influir en el ciclo de nutrientes a gran escala y la prestación de servicios en amplias regiones.
	Preferencia de hábitat	Abierto Boscoso Cuerpo agua Generalista Semiabierto Vegetación secundaria	HAb HBsq HCAg HGrl HSAb HVS	Determina dónde realizarán sus actividades las aves. Los generalistas del hábitat parecen más resistentes a los cambios ambientales, ya que tienen mayores opciones de uso del hábitat.
Morfológico	Masa corporal		MCorp	Se relaciona fuertemente con una variedad de otros rasgos en las aves, incluida la tasa metabólica, el comportamiento de búsqueda de alimento, la longevidad y el tamaño del área de distribución.

Tabla 2. Valores de la prueba de Tuckey HSD por pares para los elementos estudiados. Marcados en negritas aquellos con diferencias significativas. HI=Monocultivos hule, Eu=Monocultivos eucalipto, MH=Matriz hule, ME=Matriz eucalipto; FRic=Riqueza funcional, FEve=Equidad funcional, FDis=Dispersión funcional, FDiv=Divergencia funcional.

Índice	ANOVA	Tuckey HSD (p-value)					
		HI-Eu	HI-ME	HI-MH	Eu-ME	Eu-MH	ME-MH
FRic	F=33.19, p<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.09	0.82
FEve	F=4.01, p=0.009	0.27	0.29	0.64	0.01	0.07	0.96
FDis	F=8.25, p<0.001	<0.001	<0.001	0.09	0.81	0.86	0.48
FDiv	F=2.59, p=0.005	0.06	0.19	0.59	0.99	0.91	0.93

Tabla 3. Modelos lineales generalizados para la relación entre las variables funcionales y la estructura de la vegetación. PC1= Cobertura arbórea o dosel + Altura arbórea + Área basal; No.Ar=Número árboles; Cb.St=Cobertura sotobosque



herbáceo-arbustivo; Al.St=Altura sotobosque herbáceo-arbustivo; DAP=Diámetro a altura de pecho;. Variables avifauna: FRic=Riqueza funcional, FEve=Equidad funcional, FDis=Dispersión funcional, FDiv=Divergencia funcional. * indican el grado o peso significativo de las variables de respuesta sobre las variables dependientes.

ÍND. ESTRUCTURA DE LA VEGETACIÓN

	PC1	No. Ar	Cb. St	Al. St	DAP	Sitio	
FRic	X ² =0.31, p=0.26	X ² =0.31, p=0.19	X ² =0.32, p=0.02*	X ² =0.58, p<0.001 ***	X ² =0.32, p=0.44	X ² =0.34, 0.001 ***	p<
FEve	X ² =0.46, p=0.56	X ² =0.46, p=0.05 *	X ² =0.48, p=0.39	X ² =0.53, p=0.44	X ² =0.48, p=0.77	X ² =0.48, p=0.006 **	
FDis	X ² =0.18, p=0.81	X ² =0.18, p=0.89	X ² =0.18, p=0.69	X ² =0.2, p<0.001 ***	X ² =0.18, p=0.33	X ² =0.18, p=0.008 **	
FDiv	X ² =1.21, p=0.91	X ² =1.22, p=0.83	X ² =1.22, p=0.68	X ² =1.28, p=0.05	X ² =1.21, p=0.63	X ² =1.22, p=0.18	

Tabla 4. Principales parámetros de vegetación en los sitios de estudio. Los valores representan los promedios totales de cada sitio. Sitios: Eu=eucalipto, HI=hule, ME=matriz circundante al eucalipto, MH=matriz circundante al hule. Variables de vegetación: DAr=densidad de árboles, Car=cobertura arbórea, CSt=cobertura de sotobosque herbáceo arbustivo, AltSt=altura del sotobosque herbáceo arbustivo, DAP=diámetro a altura de pecho, AB=área basal, AltAr=altura arbórea.

Sitio	DAr	Car (%)	CSt (%)	AltSt (cm)	DAP (cm)	AB(cm ²)	AltAr (m)
Eu	339.0	51.9	51.3	137.1	13.5	157.4	14.5
HI	175.8	81.7	52.4	97.8	25.6	529.0	17.8
ME	63.6	39.6	62.8	153.1	26.3	703.2	10.6
MH	25.9	21.2	68.0	119.0	21.1	372.6	6.4

Listado de figuras

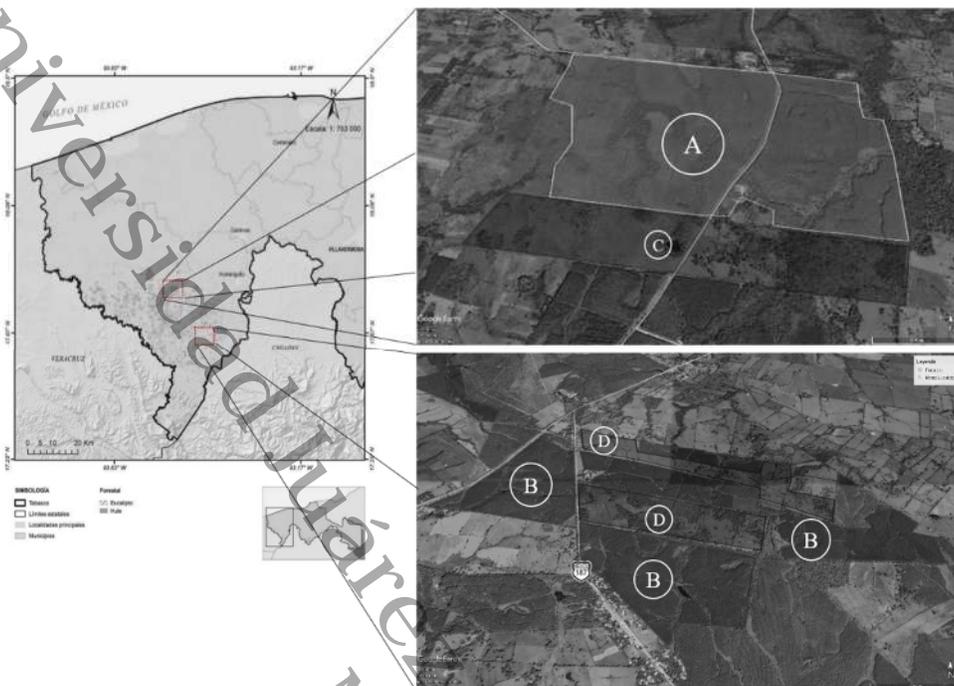


Fig. 1. Ubicación de los MFC en el municipio de Huimanguillo. A= monocultivo de hule; B= monocultivo de eucalipto; C=matriz circundante a hule (muestra); D=matriz circundante a eucalipto (muestra).

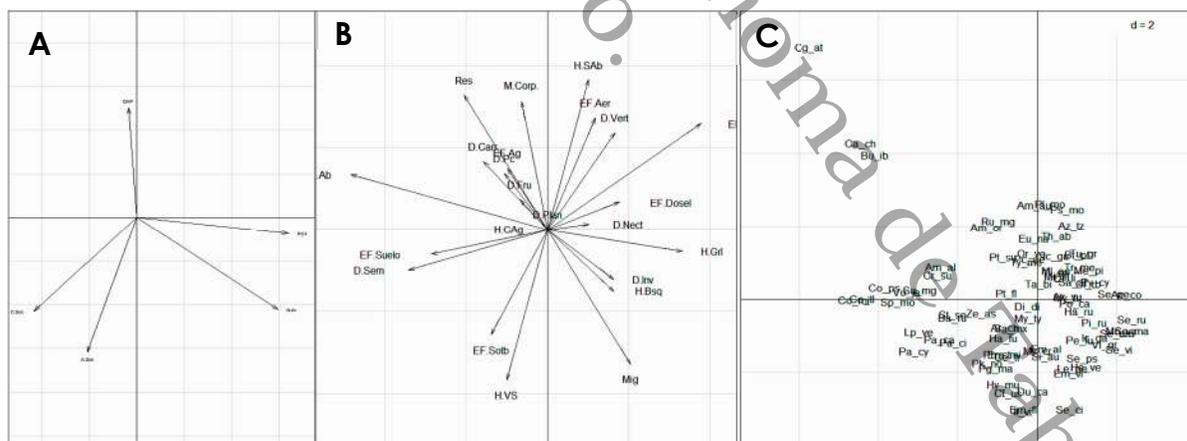


Figura 2. Análisis RLQ mostrando los ejes resultantes para las variables ambientales (A), la estructura de los rasgos funcionales (B) en el espacio funcional y la distribución de las abundancias de las especies (C).

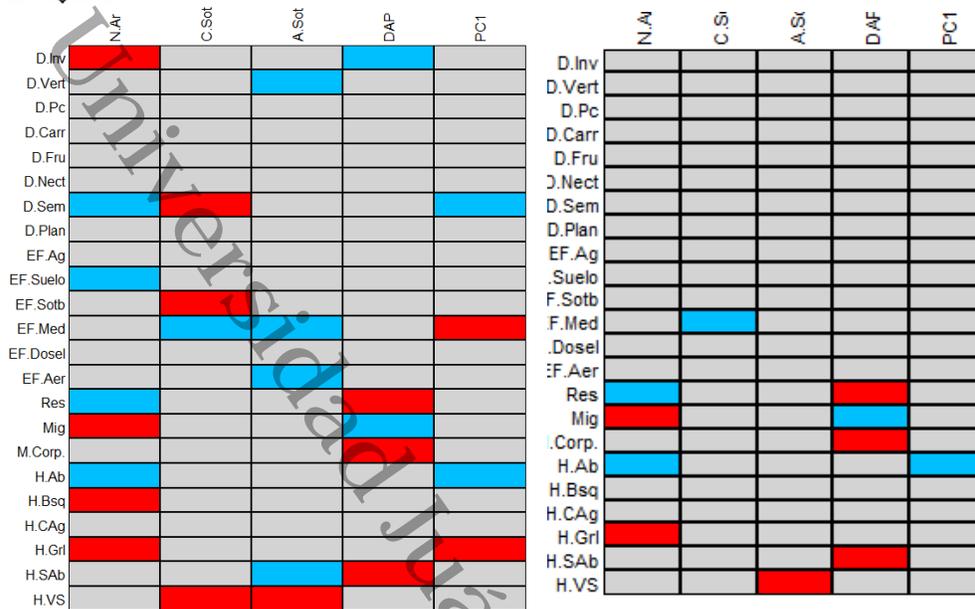


Figura 3. Resultados del análisis Four Corner. Los cuadros en rojo indicaron asociaciones positivas y los azules negativas. Códigos de rasgos: véase tabla 1.

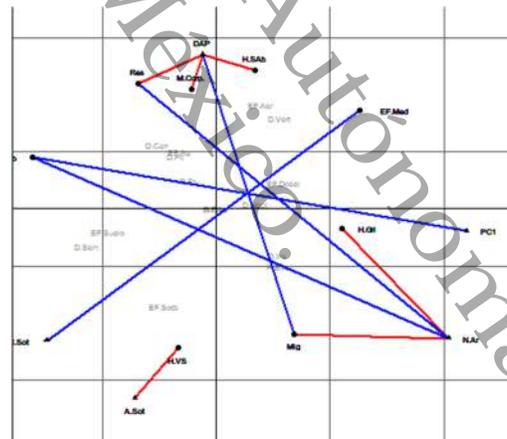


Figura 4. Relaciones entre las variables de estructura del habitat y los rasgos funcionales, producto del análisis four corner y RLQ con los modelos ajustados. Líneas rojas indican asociaciones positivas y las líneas azules las relaciones negativas.

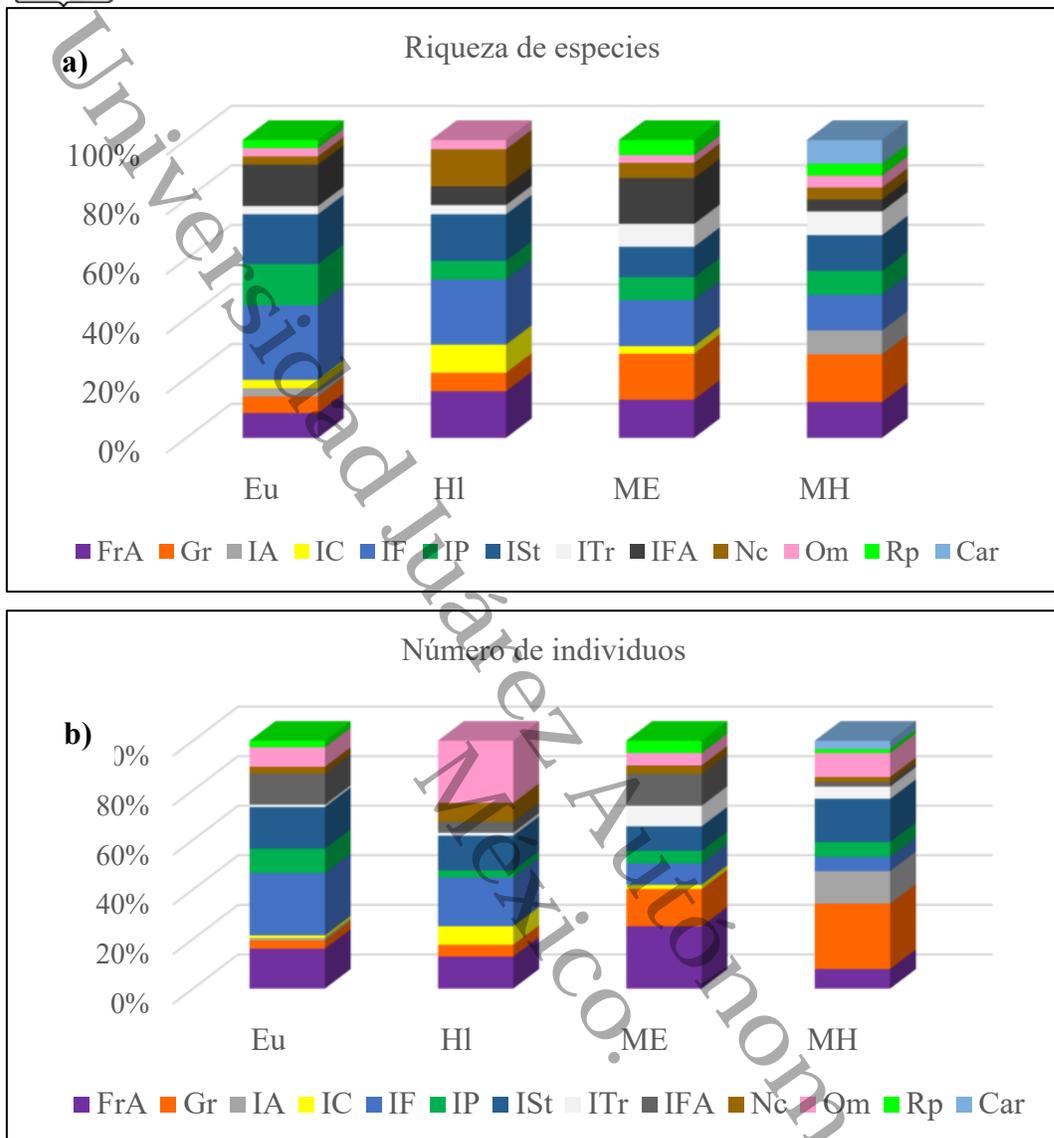


Figura 5. Distribución por gremios alimenticios por sitios de muestreo: a) riqueza de especies y b) abundancia de individuos. Eu=eucalypto, HI=hule, ME=matriz circundante a eucalypto, MH=matriz circundante a hule. Car=Carroñero, FrA=Frugívoro arbóreo, Gr=Granívoro, IAe=Insectívoro aéreo, IC=Insectívoro de cortezas, IF=Insectívoro de follaje, IP=Insectívoro de percha, Ist=Insectívoro de sotobosque, ITr=Insectívoro terrestre, IFA=Insectívoro-frugívoro arbóreo, Nc=Nectarívoro, Om=Omnívoro, Rp=Rapaz.



UNIVERSIDAD JUÁREZ AUTÓNOMA DE TABASCO
DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



CAPÍTULO IV

AVES ASOCIADAS A MONOCULTIVOS AGROFORESTALES EN EL MUNICIPIO DE
HUIMANGUILLO, TABASCO



CONSIDERACIONES FINALES

Los monocultivos forestales comerciales a gran escala han tenido un éxito notorio a nivel global. A escala local, tanto en el estado de Tabasco, como en el municipio de Huimanguillo, el establecimiento de grandes extensiones de hule, y más recientemente, eucalipto, ha llamado el interés en distintos sentidos. En el ámbito social y económico, generan ingresos y empleos, además de cubrir la demanda de sus productos: caucho, pulpa de madera, madera para consumo. Por otro parte, desde el punto de vista ambiental, estos monocultivos (eucalipto, por ejemplo) se han establecido en el sureste mexicano con la justificación de contribuir a la restauración de la vegetación, la captura de carbono, así como proporcionar recursos y servicios ecosistémicos en áreas dominadas por otras actividades productivas (como la ganadería y agricultura tradicional). A pesar de esto, la introducción de estas especies exóticas en el paisaje tiene repercusiones en la estructura de las comunidades de fauna, los servicios y funcionalidad de los ecosistemas.

Siendo las aves uno de los grupos de vertebrados más sensibles a los cambios de uso del suelo, esta investigación permitió determinar que la transformación de las áreas abiertas en esta región puede provocar cambios en la estructura y funcionalidad de los ensamblajes de aves. Por un lado, los monocultivos de hule maduro sostienen una comunidad de aves muy distinta al resto de los sitios estudiados, y comparativamente, albergó una pobre riqueza de especies de aves. Sin embargo, el análisis funcional de los ensamblajes indicó que las aves presentes en monocultivos de hule, son, en gran medida, aves residentes. Por tanto, la estructura de este tipo de monocultivos (primordialmente la presencia de árboles de gran tamaño) determina el grado en que las especies nativas se adecúan con el paso del tiempo. Los cultivos agroforestales de eucalipto, por otra parte, son parte del hábitat fundamental para muchas especies, principalmente para las aves migratorias. La complejidad del sotobosque y el tipo de plantación, resultan ser los



factores a considerar para la presencia de aves migratorias en este tipo de monocultivos.

Por otra parte, encontramos que los sitios son distintos en diversidad funcional y que, al igual que taxonómicamente, las variables de estructura del hábitat con mayor influencia para presencia de aves, son las relacionadas con el sotobosque. Los análisis funcionales permitieron determinar que los sistemas forestales comerciales a gran escala, y con un gran número de árboles, como el eucalipto, resultan atractivos para las aves con rasgos funcionales como la masa corporal pequeña, dieta insectívora, preferencia de hábitat generalista y la estacionalidad migratoria.

Mientras que en plantaciones de hule, donde la cosecha del caucho podría no afectar la estructura de la vegetación (sólo se realizan cortes en los tallos de los árboles) a diferencia del eucalipto, cuya cosecha significa la tala de todo el monocultivo. Esto representa que los ensambles de aves tienen mucho más tiempo para establecerse en monocultivos de hule, por lo cual, son parte del hábitat de aves con rasgos funcionales de estacionalidad residente, de mayor masa corporal (por ejemplo, *Psilorhinus morio*, psitácidos) y con preferencia por árboles de mayor talla. Esta relación funcional positiva entre el tamaño (DAP) de los árboles y la masa corporal de las aves nos da a entender que las plantaciones implantadas en áreas abiertas, con ciclos rotativos rápidos, afectan a los ensambles de aves residentes, aunque durante su permanencia, favorezcan suministrando recursos a oportunistas o migratorias, como ya se ha mencionado.

Sin duda, el análisis de los ensambles de las comunidades de fauna de forma tradicional, deben ser complementados desde el punto de vista funcional. Pudimos constatar que, a través del estudio de grupos y rasgos funcionales, se proporciona una visión más clara de lo que sucede en hábitats antrópicos, como estos monocultivos. Es necesario realizar más estudios acerca de las interacciones entre estos sistemas de cultivo y las matrices circundantes, su efecto sobre ensambles de distintos grupos de fauna, disponibilidad de alimento y la complementación de los inventarios funcionales a través de otras técnicas (muestreos con redes), que



**UNIVERSIDAD JUÁREZ AUTÓNOMA DE TABASCO
DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS**



nos permitan visualizar la importancia que tienen a nivel de paisaje estos monocultivos. Además, la presencia de elementos internos, como cuerpos de agua y vegetación riparia, así como la florística podrían ser factores a considerar en estudios posteriores.

Por último, es importante mencionar que el manejo de todo tipo de agroecosistema o monocultivo repercute de distintas formas en la estructura de comunidades y en sus respuestas a los cambios en el ambiente; de aquí que, el manejo amigable con el ambiente de la estructura del sotobosque es esencial para las comunidades de aves. Se recomienda la disminución del uso de herbicidas, el mantenimiento de especies herbáceas y arbustivas, la preservación de especies arbóreas nativas y el fomento educativo a la población local en el sentido de la conservación de especies en riesgo (por ejemplo, psitácidos), son algunas de las tareas que a futuro beneficien la riqueza de aves es esta región. La implementación de estas buenas prácticas dependerán en gran medida con la actuación conjunta de propietarios y empresas.