

CENTRO AGRONÓMICO TROPICAL
DE INVESTIGACIÓN Y ENSEÑANZA
ESCUELA DE POSGRADO

Influencia de *Jatropha curcas* y usos de suelo adyacentes sobre
la comunidad de aves en Tárcoles, Costa Rica

Por

Andrea del Carmen Corrales Vargas

Tesis sometida a consideración de la Escuela de Posgrado como requisito para optar
por el grado de

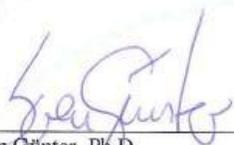
Magister Scientiae en Manejo y Conservación de Bosques Tropicales y
Biodiversidad

Turrialba, Costa Rica, 2013

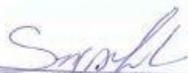
Esta tesis ha sido aceptada en su presente forma por la División de Educación y la Escuela de Posgrado del CATIE y aprobada por el Comité Consejero del estudiante, como requisito parcial para optar por el grado de

**MAGISTER SCIENTIAE EN MANEJO Y CONSERVACIÓN DE
BOSQUES TROPICALES Y BIODIVERSIDAD**

FIRMANTES:



Sven Günter, Ph.D.
Codirector de tesis

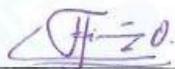


Sergio Vilchez, M.Sc.
Codirector de tesis

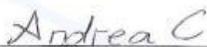
Fabrice De Clerck, Ph.D.
Miembro Comité Consejero



Alejandra Martínez, M.Sc.
Miembro Comité Consejero



Thomas Dormody, Ph.D. / Francisco Jiménez, Dr. Sc.
Decano / Vicedecano de la Escuela de Posgrado



Andrea Corrales Vargas
Candidata

DEDICATORIA

☞ A mi papá Jorge y mi mamá Lourdes, gracias por enseñarnos que con esfuerzo y cariño los sueños se pueden hacer realidad; gracias por estar siempre a nuestro lado en cada momento de nuestra vida☞

AGRADECIMIENTOS

Al CONICIT, por el apoyo financiero brindado mediante el fondo de incentivos de posgrado para realizar mi maestría.

A la empresa Costa Rica Clean - Fuels & Energy Las Américas S.A, por el apoyo logístico y financiero para la realización de este trabajo.

A Sven Günter, por el apoyo brindado durante la elaboración de mi tesis, le agradezco todo el tiempo brindado así como los consejos que me dio para poder mejorar en mis conocimientos científicos en especial para esta tesis.

A Sergio Vílchez, por todos los días de estadística que me ayudó y por no rendirse ante mis bases de datos que no le gustaban acomodarse. Gracias por toda la paciencia, perseverancia y por tomarse el tiempo siempre para explicarme y enseñarme estadística y ecología. Lo que he aprendido en este tiempo es invaluable.

A Fabrice DeClerck, por el apoyo brindado durante la preparación del anteproyecto de tesis y la preparación de la fase de campo.

A Alejandra Martínez, por haber aceptado ser parte de mi comité aún después de iniciado el trabajo; además por sus revisiones, recomendaciones y disponibilidad para ayudarme cuando lo necesite.

A Christian Brenes y Freddy Argotty, por ayudarme con la colocación de mis puntos de conteo y la realización mis mapas.

A mis compañeros biólogos de la Universidad Nacional: Erick Ballesteros, Josimar Estrella, Franklin Zamora, Esteban Calderón, Francisco Morazán, Carolina Brizuela, Fabián Araya, Yinnel Soto, Marianela Quirós, Roberto Vargas y Valeska Schugt; por estar conmigo durante toda la fase de campo. Muchas gracias por aguantar el calor, las espinas, los zancudos, las avispas, las terciopelos, el manglar, entre otras cosas, sin ustedes nunca lo hubiera logrado. Gracias por las risas y buenos momentos que pasamos, ustedes son amigos y biólogos increíbles, no hay palabras para agradecerles.

A Oscar Aragón, muchas gracias por estar ahí en los momentos difíciles y en los momentos de alegría, gracias por ser mi apoyo durante estos años en el CATIE.

A mis amigos Pao N, Pao P, Natalia, David, José Luis, Víctor "Houston", Fabi, Cata, Manuel, Hannah por las risas, almuerzos, noches de tertulia, traspasadas trabajando, por los lindos momentos que me brindaron, nunca los voy a olvidar y espero que esta amistad se mantenga por siempre.

A todos mis compañeros del CATIE, por enseñarme tantas culturas, colores, sabores. En estos dos años pude hacer un recorrido alrededor del mundo sin dejar mi pequeño país; gracias por esta gran experiencia.

A Ariel, Don Juan, Don Pepe, el Negro y el resto de los muchachos de la finca Green Acres, que siempre tuvieron la amabilidad de ayudarme cuando lo necesite.

A mis padres y hermanos, porque siempre están a mi lado dándome palabras de aliento para dar lo mejor de mí.

BIOGRAFÍA

La autora nació el 13 de julio de 1986 en Heredia, Costa Rica. Se graduó de Bachillerato en Biología con énfasis en Biología Tropical en el 2009 y diplomado en Gestión Ambiental en el 2010, ambas de la Universidad Nacional de Costa Rica. Ha participado en cursos de biología y conservación de la Organización de Estudios Tropicales, la Universidad de Redlands en California y la Universidad de Veterinaria de Hannover; además ha participado en proyectos de investigación de la Universidad Nacional y la Universidad de Costa Rica. En el 2011 ingresó a la Maestría en Manejo y Conservación de Bosques Tropicales y Biodiversidad, culminando en octubre del 2013.

CONTENIDO

1.	INTRODUCCIÓN.....	1
1.1	Objetivos y Preguntas	3
1.1.1	Objetivo general.....	3
1.1.2	Objetivos específicos.....	3
1.1.3	Preguntas del estudio	3
2.	MARCO TEÓRICO.....	5
2.1	Fragmentación e implicaciones para los bosques tropicales y su vida silvestre.....	5
2.1.1	Deforestación.....	5
2.1.2	Fragmentación	6
2.1.3	Fragmentación y los efectos sobre poblaciones de aves	7
2.2	Agropaisajes y conservación de aves.....	9
2.2.1	Agropaisajes	9
2.2.2	Conservación de la vida silvestre en agropaisajes	10
2.2.3	Componentes del agropaisaje para la conservación de aves	10
2.3	Biocombustibles.....	12
2.3.1	Uso de biocombustibles como alternativa a los combustibles fósiles	12
2.3.2	Cultivos de <i>J. curcas</i> para biocombustible	13
3.	METODOLOGÍA.....	17
3.1	Descripción del sitio	17
3.2	Muestreo de la avifauna	20
3.3	Caracterización de la vegetación	21
3.4	Análisis de la información	22
3.4.1	Análisis preparatorios.....	22
3.4.2	Análisis formales.....	22
4.	RESULTADOS.....	25
4.1	Clasificación de los usos de suelo según la composición de las especies arbóreas.....	25

4.2	Caracterización y comparación de las variables arbóreas entre los diferentes usos de suelo	27
4.3	Patrones espaciales y temporales en la comunidad de aves	30
4.3.1	Evaluación del patrón espacio-temporal de la riqueza y abundancia de la avifauna a través de semivariogramas.....	30
4.3.2	Evaluación del patrón espacial-temporal de la composición de la avifauna a través de correlogramas	30
4.4	Caracterización de la comunidad de aves presente dentro del área de estudio	32
4.4.1	Comunidad de especies completa.....	32
4.4.2	Comunidad de especies migratorias:	38
4.5	Comparación de la riqueza, abundancia y diversidad de aves presentes en el cultivo de J. curcas con respecto a los usos de suelo aledaños.....	39
4.6	Influencia de las variables arbóreas sobre la riqueza, abundancia y diversidad de aves	40
4.7	Relación de la composición de aves del cultivo de J. curcas con la de los usos de suelo aledaños	41
4.8	Relación de las variables arbóreas sobre la composición de aves presentes en el área de estudio	46
4.9	Relación de los gremios tróficos de aves con los diferentes usos de suelo y las variables arbóreas	46
4.10	Evaluación del comportamiento de las aves en los diferentes estratos verticales y usos de suelo.....	51
5.	DISCUSIÓN	55
5.1	Comparación de la comunidad de aves presente en el cultivo de Jatropha curcas con respecto a la de los usos de suelo aledaños.....	55
5.2	Influencia de las variables arbóreas sobre la comunidad de aves	59
5.3	Gremios tróficos e influencia de las variables arbóreas	61
5.4	Relación del comportamiento y uso de estratos de la comunidad de aves en los distintos usos de suelo.....	63
6.	CONCLUSIONES.....	67
7.	IMPLICACIONES PARA LA CONSERVACIÓN	68

8.	BIBLIOGRAFÍA	70
9.	ANEXO	81

LISTA DE CUADROS

Cuadro 1. Promedio y desviación estándar de las variables arbóreas de cada uno de los usos de suelo.....	29
Cuadro 2. Especies más abundantes identificadas durante el período de muestreo de marzo a julio del 2012 en el orden de su abundancia total.	34
<i>Cuadro 3. Abundancia relativa de las cinco especies de aves más abundantes para cada uno de los usos de suelo.....</i>	<i>38</i>
<i>Cuadro 4. Variables de abundancia, riqueza y diversidad de la comunidad de aves completa para cada uno de los usos de suelo (índices calculados como promedio por punto).</i>	<i>40</i>
Cuadro 5. Correlaciones de Pearson entre la abundancia y riqueza con las variables arbóreas para la comunidad completa, la residente y migratoria.....	41
Cuadro 6. Regresiones lineales de la composición de aves con las variables arbóreas..	46
Cuadro 7. Riqueza y abundancia de los diferentes gremios tróficos	47
Cuadro 8. Comportamiento de la avifauna observado en los distintos estratos arbóreos y el número de individuos registrados para cada uno	52

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Distribución actual aproximada de la <i>J. curcas</i> en el mundo.....	14
Figura 2. <i>J. curcas</i> a) plántula de <i>J. curcas</i> b) flores femeninas y masculinas de <i>J. curcas</i> , c) corte transversal del fruto y semillas de <i>J. curcas</i> , d) semillas maduras de <i>J. curcas</i>	15
Figura 3. Mapa de la delimitación del área de estudio y área de la finca Green Acres en Tárcoles, Puntarenas.....	18
Figura 4. Mapa de uso de suelo y puntos de muestreo dentro de estos.....	19
Figura 5. Agrupación de los puntos de conteo para la clasificación de los diferentes usos de suelo a partir de la composición arbórea encontrada en cada uno de los puntos de muestreo.	26
Figura 6. Correlogramas de a) distancia con comunidad total, b) distancia con comunidad residente, c) tiempo con comunidad total, d) tiempo con comunidad residente, e) distancia y tiempo con comunidad total, f) distancia y tiempo con comunidad residente.	31
Figura 7. Variación de especies (a) e individuos (b) de aves en los muestreos realizados durante los meses de marzo (muestreo 1-2) a julio (muestreo 9-10). Los muestreos 1-5 corresponden a época seca y los muestreos 6-10 a la época lluviosa.....	32
Figura 8. Curva de acumulación de las especies de la comunidad completa con respecto a los muestreos a lo largo del período de estudio para cada uso de suelo.....	35
Figura 9. Curva de dominancia de especies para el total de especies (a) así como para cada uso de suelo dentro del área: bosque en regeneración (b), bosque ribereño (c), manglar (d), uso mixto (e) y cultivo de <i>J. curcas</i> (f). Las escalas de cada curva son diferentes unas de otras.	36
Figura 10. Curva de acumulación de las especies de la comunidad completa, la comunidad residente y la comunidad migratoria con respecto a los muestreos a lo largo del período de estudio.....	39
Figura 11. Abundancia de especies con mayor correlación tanto a nivel de uso como de época dentro de la composición de aves durante la época seca y la época lluviosa muestreada	43

Figura 12. Ordenación basada en NMS de los puntos de conteo y sus centroides respectivos a los diferentes usos de suelo para las especies con una frecuencia mayor a tres individuos combinando la época seca y lluviosa..	45
Figura 13. Distribución de gremios por uso de suelo.	48
Figura 14. Ordenación basada en un Rda mostrando las relaciones entre las riquezas y abundancias de los gremios tróficos, los diferentes usos de suelo y las variables arbóreas..	50
Figura 15. Visualización de la asociación entre el comportamiento para cada estrato arbóreo con respecto a los usos de suelo durante: izquierda época seca, derecha época lluviosa basada en un análisis de correspondencia múltiple.	54

LISTA DE ANEXOS

Anexo 1. Familias y especies de árboles identificados en cada uso de suelo del área estudiada, así como sus abundancias respectivas.	81
Anexo 2. Familias y especies de aves observadas en muestreo durante el periodo de estudio, así como sus abundancias respectivas.	87
Anexo 3. Familias y especies de aves observadas en cada uso de suelo del área estudiada, así como sus abundancias totales respectivas.....	97
Anexo 4. Comparación de funciones de correlación para la abundancia y riqueza a nivel temporal en la comunidad completa.	105
Anexo 5. Correlaciones de Pearson entre la abundancia y riqueza con las variables arbóreas para la comunidad completa, la residente y migratoria.....	106
Anexo 6. Especies de aves correlacionadas con la composición de aves tanto en el uso como en la época y su abundancia total en cada uso y época.....	108

RESUMEN

Los bosques tropicales de todo el mundo han sufrido una fuerte deforestación dando como resultado paisajes fragmentados, con remanentes de bosque dentro de una matriz agrícola. Debido a que los usos agrícolas son los usos dominantes de los agropaisajes, en las últimas décadas se ha buscado incluir estos usos dentro de los planes de conservación de vida silvestre. Actualmente la mayoría de estudios de vida silvestre dentro de agropaisajes se han enfocado a los usos más comunes como lo son las pasturas, el café y el cacao. Sin embargo, es importante incluir dentro de estos estudios usos de suelo que en el futuro pueden tener un gran auge, como los biocombustibles. En Costa Rica, está aumentando el interés de cultivar especies que puedan utilizarse para biocombustible, como es el caso de la especie *Jatropha curcas*. Sin embargo, aún no se ha estudiado el papel que tiene este cultivo sobre la vida silvestre y si va a ser capaz de brindar conectividad y recursos a las especies presentes en el agropaisaje. Es por esta razón, que el presente estudio se enfocó en evaluar la influencia que tiene el cultivo de *J. curcas* de la finca Green Acres y los usos agrícolas adyacentes sobre la comunidad de aves, en Tárcoles Puntarenas. Con el fin de evaluar la influencia de la *J. curcas* y sus hábitats aledaños (uso mixto, manglar, bosque en regeneración y bosque ribereño) sobre la comunidad de aves presente, se colocaron 58 puntos de conteo de radio fijo a lo largo del área de estudio. Se evaluó la abundancia, riqueza, diversidad, composición de la comunidad de aves, los gremios a los que pertenecían, el comportamiento observado y el estrato en donde se encontraban, así como las variables arbóreas asociadas. En total se registraron 1740 aves pertenecientes a 136 especies y 35 familias. A nivel de abundancia, riqueza y diversidad de aves no se encontraron diferencias, sin embargo, la composición de aves si presentó diferencias tanto en los usos de suelos como en las épocas, en donde el manglar, el bosque en regeneración y ribereño se asociaron con especies de importancia para la conservación y dependientes de hábitats de mayor cobertura arbórea, diferenciándose del cultivo de *J. curcas* y el uso de suelo mixto los cuales se asociaron con especies más generalistas, de borde de bosques y áreas abiertas. La misma tendencia fue encontrada en los gremios tróficos y en el comportamiento, en donde el manglar, los bosques ribereños y los bosques en regeneración se asociaron con los gremios más sensibles a la perturbación como los frugívoros y carnívoros de bosque, así como con los comportamientos en los estratos arbóreos altos, mientras que el cultivo de *J. curcas* y el uso de suelo mixto se asociaron con gremios menos sensibles como los granívoros y los comportamientos en los estratos arbóreos bajos. Al relacionar la comunidad de aves con

diferentes variables arbóreas, se encontró una asociación de las especies y gremios más sensibles a la perturbación con hábitats con una complejidad arbórea alta así como con una mayor diversidad taxonómica. Los resultados de este estudio muestran la importancia de los remanentes de bosque así como de los hábitats con mayor complejidad estructural arbórea para contribuir en la conectividad y brindar recursos a la comunidad de aves de la zona. Actualmente, el cultivo de *J. curcas* brinda poca conectividad y recursos a las aves, en especial a las de importancia para la conservación, sin embargo, este cultivo podría contribuir a la conectividad del paisaje si se combina con cercas vivas y árboles dispersos dentro y alrededor del cultivo de *J. curcas*, con lo que se podría aumentar su complejidad estructural arbórea, así como los hábitats y recursos disponibles que las aves de la zona necesitan.

Palabras clave: agropaisaje, *Jatropha curcas*, vida silvestre, aves, complejidad arbórea

ABSTRACT

Tropical forests around the world have suffered from high deforestation resulting in fragmented landscapes, which frequently includes forest remnants within an agricultural matrix. Due to the fact that the agricultural land uses are becoming increasingly dominant in tropical landscapes, in the last decades, wildlife conservation programs have looked to include this land uses in their conservation plans. Currently, most of the wildlife studies within agricultural landscapes have focused on the most common land uses, like pastures, coffee and cacao. However, it is also important to include land uses that may become more important in the future like crops for biofuels. In Costa Rica, the interest in harvesting species that can produce biofuels is increasing; an example is the species *Jatropha curcas*. However, the effects of this crop on wildlife communities and landscape connectivity have not yet been studied. For this reason, the present study was focused on evaluating the influence of *J. curcas* crop of the Green Acres farm and adjacent land uses over the bird community in Tárcoles, Puntarenas. With the purpose of evaluating the influence of *J. curcas* crop and the adjacent habitats (mixed land use, mangrove, regeneration forest and riparian forest) over the bird community, 58 fixed-ratio counting points were located throughout the study area. Abundance, richness, diversity and composition of the bird community were evaluated, as well as the trophic guilds, the observed behavior and the arboreal strata where they were found. A total of 1740 birds from 136 species and 35 families were registered. No difference was found in the bird abundances and richness; however, the bird composition was different between land uses and seasons. The mangrove, regeneration forest and riparian forest were associated with species of high conservation value and associated to high canopy coverage habitats; while *J. curcas* crop and the mixed land use were more associated with generalist species, forest edge species and open habitat species. The same trend was found for trophic guilds and the observed behavior, where the mangrove, riparian forest and regeneration forests were associated with guilds that are more sensible to perturbation, such as frugivores and forest carnivores, and with the behaviors observed in the highest arboreal strata; on the other hand, the *J. curcas* crop and the mixed land use were associated with the least sensible trophic guilds like granivores and behaviors observed in the lowest arboreal strata. Bird species and trophic guilds that are more sensible to perturbation were associated to habitats of high arboreal complexity as well as with a high floristic diversity. The results of this study

indicate the importance of the mangroves and forest remnants as well as the habitats with high arboreal structure complexity to contribute to landscape connectivity and provision of resources like refuge, places to nest, rest and different types of food, to the bird community of the study area. Currently *J. curcas* crop contributes less to connectivity and resources availability to the present bird community, especially to species of high conservation value. However, this crop may contribute more to landscape connectivity if it is combined with sustainable land use practices, for example living fences, dispersed trees and patches inside and around the *J. curcas* crop. This may contribute to increase arboreal structure complexity, as well as the available habitats and resources for the bird community

Key words: agricultural landscapes, *Jatropha curcas*, biodiversity, birds

LISTA DE ACRÓNIMOS

DAP= Diámetro a la altura del pecho

NMS= Análisis de escalamiento multidimensional no métrico

Rda= Análisis de redundancia

1. INTRODUCCIÓN

En Mesoamérica, durante la segunda parte del siglo XX, grandes áreas de bosque tropical sufrieron una fuerte deforestación a causa de la conversión de uso de suelo a actividades agrícolas en especial a pastos para ganadería (Pimentel *et al* 1992, Kaimowitz 1996, Greenberg *et al* 1997a, Kattan 2002, Milder *et al* 2010, Sodhi *et al* 2011). A pesar de que la deforestación ha disminuido en los últimos años, ha traído como consecuencia un paisaje fragmentado con pequeños parches de bosque aislados y áreas protegidas de mayor tamaño, dentro de una matriz agrícola en muchos países (Kaimowitz 1996, Harvey y Haber 1999, Kattan 2002, Bennett 2004, Seaman y Schulze 2010).

Actualmente los agropaisajes conforman extensión de suelo más grande de la superficie terrestre, rodeando a las áreas de conservación (Luck y Daily 2003, Ranganathan y Daily 2008). Estudios previos, han demostrado que las áreas de conservación son incapaces de proteger a toda la vida silvestre (Luck y Daily 2003, Ranganathan y Daily 2008). Es por esta razón, que en las últimas décadas, los estudios se han enfocado a investigar la relación e influencia que tienen diferentes usos de suelo sobre la vida silvestre dentro de los agropaisajes (Greenberg *et al* 1997a, Greenberg *et al* 1997b, Sekercioglu *et al* 2002, Luck y Daiy 2003, Harvey y González 2007).

Distintos estudios han evidenciado que dentro de los agropaisajes la composición del paisaje, tamaño, forma, cercanía entre los parches de bosque, porcentaje de cobertura arbórea entre los diferentes usos de suelo, entre otros, tienen una gran influencia sobre las aves (Kattan 2002, Bennett 2004, Harvey y González 2007, Ochoa 2008, Ranganathan y Daily 2008, Milder *et al* 2010). Los procesos de fragmentación pueden cambiar la composición de las comunidades de aves, en donde especies dependientes de bosques y sensibles a la perturbación antrópica presentan un mayor riesgo de extinción local y regional dentro de los agropaisajes, mientras que especies de áreas abiertas y generalistas son capaces de adaptarse y reproducirse en estos agropaisajes (Kattan 2002, Bennett 2004, Harvey y González 2007, Estrada 2008).

Muchos usos agrícolas como pasturas y monocultivos, presentan una cobertura arbórea limitada y con pocos estratos, por consiguiente, van a albergar una menor cantidad de especies e individuos de importancia para la conservación (Greenberg *et al* 1997a, Greenberg *et al* 1997b, Philpott *et al* 2008, Milder *et al* 2010). Sin embargo, usos de suelo

como los sistemas agroforestales con mayor complejidad estructural arbórea y cercanía a los remanentes de bosque, pueden brindar mayor conectividad entre los parches de bosque, así como un mayor número de recursos y hábitats para albergar especies incluyendo las dependientes de bosques y de importancia para la conservación (Greenberg *et al* 1997b, Philpott *et al* 2008, Milder *et al* 2010). Son estas prácticas agrícolas más sustentables, las que se deben incluir en los planes de conservación en donde se busca proteger a las poblaciones nativas fuera de las áreas protegidas y sostener servicios ecosistémicos importantes como la polinización, dispersión de semillas y control de plagas (Kattan 2002, Luck y Daily 2003, Milder *et al* 2010, Ruiz-Guerra *et al* 2011, Sodhi *et al* 2011).

Muchos estudios de agropaisajes y biodiversidad se han enfocado a los usos de suelo más abundantes en los agropaisajes como las pasturas con alta y baja cobertura arbórea, así como los cultivos de café, banano y cacao, con diferentes niveles de cobertura arbórea (Greenberg *et al* 1997a, Greenberg *et al* 1997b, Luck y Daily 2003, Philpott *et al* 2008, Milder *et al* 2010). Sin embargo, cultivos cuya importancia va en aumento como los utilizados para biocombustibles también deberían ser estudiados e incluidos dentro de los planes de conservación.

En la actualidad el desarrollo y uso de biocombustibles está en apogeo, debido a las grandes demandas de energía y al interés en la reducción de emisiones de gases provocadas por los combustibles fósiles (Makkar y Becker 2009, Gazzoni 2009). Sin embargo, existen muchas disyuntivas sobre qué tan sostenibles son los biocombustibles, ya que se corre el riesgo que ocupen las áreas para cultivo de alimentos en una época en donde la escasez de alimento también se espera que sea una gran problemática (Gazzoni 2009). Además de esto, aún existen muchos vacíos de información sobre que tan funcionales son los cultivos para biocombustibles, si estos pueden mantener a la mayor parte de la vida silvestre original y si aún mantienen suficientes servicios ecosistémicos para que sean factibles económica y ambientalmente.

Dentro de los cultivos para biocombustibles, cuyo interés de cultivar va en aumento esta la especie *Jatropha curcas*, de la cual se utilizan sus frutos para extraer aceite y generar biodiesel (Pramanik 2003, King *et al* 2009). Esta planta tiene la capacidad de producir una gran cantidad de frutos en suelos degradados en los que no se puede cultivar alimentos (Makkar y Becker 2009) y puede soportar cambios drásticos de temperaturas (Makkar y

Becker 2009). Otras cualidades que presenta este cultivo es que puede llegar a recuperar los suelos y puede mantener otras actividades como la ganadería (Makkar y Becker 2009).

En Costa Rica, a partir del 2005, se sembró uno de los primeros cultivos de *J. curcas*, el cual se ubicó en la finca Green Acres en Tárcoles, Puntarenas. Esta era una finca con suelos degradados por la ganadería, en la que se empezó a sembrar la *J. curcas* para experimentación y venta de estacas para la siembra de más arbustos en otras zonas. A pesar de que este cultivo parece presentar características más sostenibles que otros cultivos utilizados para biocombustible como la caña o la palma aceitera, poco se conoce de cuál es la influencia de este cultivo sobre la vida silvestre. Es por esta razón, que el objetivo de este estudio es evaluar la influencia del cultivo *J. curcas* y usos de suelo aledaños sobre la comunidad de aves en Tárcoles, Puntarenas.

1.1 Objetivos y Preguntas

1.1.1 Objetivo general

- Evaluar la influencia del cultivo *Jatropha curcas* y usos de suelo aledaños, sobre la avifauna en Tárcoles, Puntarenas.

1.1.2 Objetivos específicos

- Evaluar la relación de la comunidad de aves del cultivo de *J. curcas* con la de usos de suelo aledaños, así como con las características arbóreas.
- Evaluar la relación de los diferentes gremios tróficos de las aves presentes con el cultivo de *J. curcas* y los usos de suelo aledaños, así como con las características arbóreas.
- Explorar la relación del comportamiento de las aves en el cultivo de *J. curcas* y los usos de suelo aledaños dentro del área de estudio.

1.1.3 Preguntas del estudio

- ¿Existen diferencias entre las variables de riqueza, abundancia, diversidad y composición de aves presentes en el cultivo de *J. curcas* con respecto a las mismas variables de las aves presentes en los usos de suelo aledaños?

- ¿Cuáles variables arbóreas presentan una relación con la riqueza, abundancia, y composición de aves presentes en el área de estudio?
- ¿Existe relación de los gremios tróficos de las aves con el cultivo de *J. curcas* y los usos de suelo aledaños?
- ¿Cuáles variables arbóreas presentan una relación con los gremios tróficos presentes en el área de estudio?
- ¿Cuáles comportamientos de las aves predominaron en el cultivo de *J. curcas* y los usos de suelo aledaños dentro del área de estudio?

2. MARCO TEÓRICO

2.1 *Fragmentación e implicaciones para los bosques tropicales y su vida silvestre*

2.1.1 Deforestación

Los bosques tropicales del mundo, albergan más de la mitad de la riqueza biológica del mundo, en tan solo el 7% de la superficie del planeta (Laurance 1999, Kattan 2002, Estrada 2008). Sin embargo, la deforestación está causando la desaparición de los bosques tropicales en el mundo, en donde se calcula que entre 1980 y 1990, 15.4 millones de hectáreas de bosques tropicales fueron destruidas anualmente, además de 5.6 millones de hectáreas que fueron degradadas (Laurance 1999, Sodhi *et al* 2011, FAO 2005,). En el caso de Mesoamérica, durante la segunda mitad del siglo XX, se dio la mayor deforestación de bosques tropicales, la cual continua hasta la actualidad aunque en menor intensidad (Kaimowitz 1996, Milder *et al* 2010). Costa Rica, no es excepción a esta problemática, donde entre 1950 y 1990 los bosques se redujeron a más de la mitad (Seaman y Schulze 2010), sin embargo, la deforestación anual ha venido reduciéndose a través de los años llegando a 8500 hectáreas al año durante la década de los noventas (Kaimowitz 1996).

En el mundo, se calcula que el 90% de la deforestación de los bosques tropicales, ha sido a causa de la conversión de usos de suelo a actividades agrícolas (Sodhi *et al* 2011), en su mayoría a pasturas para ganadería especialmente en zonas bajas (Pimentel *et al* 1992, Greenberg *et al* 1997a, Holl *et al* 2000, Kattan 2002, Luck y Daily 2003, Gomes *et al* 2008, Sodhi *et al* 2011, Ruiz-Guerra *et al* 2011), en el caso de Costa Rica debido a los incentivos brindados por el gobierno así como la demanda de carne durante los años 1950-1990 (Kaimowitz 1996, Milder *et al* 2010). En la actualidad el 80% de la vegetación de Mesoamérica ha sido convertida a la agricultura, de la cual alrededor del 46% (18,4 millones de hectáreas) corresponde a pasturas, creando un paisaje fuertemente fragmentado (Kattan 2002, Aguilar-Stoen y Dhillion 2003, Estrada 2008, Harvey *et al* 2008).

La deforestación no se ha dado solamente en los bosques tropicales, sino que además se ha dado en otros hábitats naturales de gran importancia como los manglares, pantanos, bosques secos y sabanas (Sodhi *et al* 2011). En el caso de los manglares, están siendo destruidos a una tasa del 1-2% anual y se calcula que desde 1980 se han deforestado 3.6 millones de hectáreas de mangle en el mundo, en especial en Asia. Esto es una gran parte

del territorio cubierto por este hábitat, el cual cuenta con tan solo 200 000 km² de costa (Duke *et al*/2007, Sodhi *et al*/2011).

2.1.2 Fragmentación

La fragmentación se puede definir como el fenómeno en donde la matriz original, la cual en su mayoría corresponde a hábitats naturales como los bosques tropicales, cambia a una nueva que casi siempre corresponde a actividades antrópicas y la matriz original pasa a conformar parches más pequeños de hábitats dentro de la nueva matriz (Kattan 2002, Bennett 2004, Watson *et al*/2005, Martínez 2008, Sodhi *et al*/2011).

Según Bennett (2004), la fragmentación tiene tres componentes principales:

- Pérdida general del hábitat original en el paisaje
- Reducción en el tamaño de los parches de hábitat remanentes
- Mayor aislamiento de los hábitats originales, conforme se establecen los usos de la tierra del mosaico en donde se encuentran

Los paisajes fragmentados están compuestos en su mayoría por pastos y campos agrícolas los cuales tienen a su alrededor construcciones, árboles aislados, cortinas rompevientos y cercas vivas así como parches de bosques aislados y bosques ribereños (Harvey y Haber 1999, Kattan 2002, Bennett 2004, Seaman y Schulze 2010). La deforestación normalmente se da en zonas con ciertas características topográficas, como zonas planas con suelos fértiles y accesibles ya que facilitan la agricultura (Kattan 2002); mientras que la mayoría de los parches de bosques remanentes se restringen a áreas menos accesibles y que no tienen las características necesarias para ser utilizados para la agricultura (Warkentin *et al*/1995, Bennett 2004, Seaman y Schulze 2010).

La cobertura boscosa brinda refugio de las temperaturas extremas y mantiene la humedad de los suelos gracias a la hojarasca y demás material orgánico (Roberts *et al* 2000). Con la deforestación y la pérdida de cobertura boscosa, queda el suelo al descubierto, dándose cambios drásticos de temperatura con un aumento en la temperatura superficial de este durante el día y una disminución en la evapotranspiración, especialmente durante la época seca; además de que aumenta las fluctuaciones de la temperatura durante el día (Lean y Warrilow 1989, Roberts *et al* 2000, Kattan 2002, Lindell *et al* 2004). Esto a largo

plazo puede causar a su vez una estación seca más larga con temperaturas extremas, así como un aumento en la erosión (Kattan 2002).

2.1.3 Fragmentación y los efectos sobre poblaciones de aves

La fragmentación de los bosques tropicales ha traído como consecuencia la pérdida de especies sensibles a la perturbación y cambios en la composición de la biodiversidad tanto a nivel local como regional, así como una pérdida asociada en sus roles funcionales dentro de los ecosistemas (Kattan 2002, Bennett 2004, Sekercioglu *et al* 2004, Watson *et al* 2005, Martínez 2008, Estrada 2008, Vilchez 2009, Ruiz-Guerra *et al* 2011). Esto se debe a que algunos hábitats dentro del paisaje, como monocultivos o ganadería intensiva, reducen la disponibilidad de hábitat y la conectividad entre parches de bosque, por lo que aíslan la vida silvestre poniéndola en peligro de extinción (Kattan 2002, Harvey y Gonzalez 2007, Dietsch *et al* 2007, Philpott *et al* 2008, Ranganathan y Daily 2008). Los bosques tropicales de Mesoamérica son altamente diversos, sin embargo, al presentar una fragmentación tan alta, se considera que puede llegar a ser uno de los puntos más vulnerables en el mundo (Myers *et al* 2000, Ranganathan y Daily 2008).

Las aves son uno de los grupos taxonómicos cuya composición se ha modificado a causa de la fragmentación, en donde las poblaciones de las especies más sensibles a perturbaciones se han visto reducidas, a causa de la fragmentación y pérdida de hábitat (Keyser *et al* 1998, Renjifo 1999, Daily *et al* 2001, Vilchez-Mendoza *et al* 2008, Sodhi *et al* 2011). Según Sodhi *et al* (2011), los trópicos presentan la mayor cantidad de especies de aves en peligro de extinción, ya que de las 127 especies consideradas en peligro, el 79% se ubica en los bosques tropicales montanos y bajos, haciendo de esta zona una de las más importantes para la conservación.

Los cambios en la composición de aves, así como la extinción local y regional de especies, depende en parte de los componentes del agropaisaje, incluyendo la continuidad y dimensión de los parches de bosque, la heterogeneidad, el grado y tipo de conectividad, así como los recursos disponibles (Kattan 2002, Bennett 2004, Ochoa 2008).

Además de las características del hábitat anteriormente mencionadas, el grado de sensibilidad y los requerimientos de hábitat de cada especie, también determinan la presencia y prevalencia de una especie dentro de un agropaisaje. Ambas características son

específicas para cada especie (Stiles 1985, Stiles y Skutch 2007), ya que existen especies que necesitan de hábitats muy específicos y no tienen tolerancia a perturbaciones de actividades antrópicas, por lo que no pueden movilizarse dentro de la matriz agrícola; mientras que otras especies tienen una gran facilidad de adaptarse (Kattan 2002, Harvey y González 2007, Estrada 2008).

Las especies con mayor facilidad de adaptarse, son las que van a poder movilizarse más entre los paisajes y mantener una alta tasa de crecimiento poblacional dentro de los parches fragmentados, por lo que la probabilidad de permanencia en los agropaisajes es alta y van a presentar una mayor riqueza y abundancia en estos (Kattan 2002, Ranganathan y Daily 2008).

En el caso de las aves migratorias no son tan sensibles como las residentes y tienden a usar más los usos de suelo agrícolas (Bernstein *et al* 1991, Johnson y Sherry 2001, Harris and Reed 2002, Lindell 2004, Philpott *et al* 2008); a pesar de esto, se ha encontrado que se debe mantener la calidad de los hábitats antrópicos para que estas especies migratorias puedan movilizarse largas distancias y sobrevivir (Arendt *et al* 2012).

Las aves con limitaciones para movilizarse fuera del bosque van a reducir su acceso a recursos, su diversidad genética, además de reducir su capacidad reproductiva; esto en poblaciones pequeñas, que normalmente es el caso en fragmentos pequeños, puede llevar a la extinción local ya sea por factores demográficos, genéticos o estocásticos (Noss 1987, Kattan 2002, Seaman y Schulze 2010). La distribución geográfica, también es un factor que afecta la capacidad de una especie de sobrevivir dentro de un hábitat fragmentado, ya que si una especie tiene rangos geográficos muy específicos y estos están fragmentados, pone en riesgo de extinguirse localmente, lo mismo sucede si la población de una especie se encuentra en el límite de su distribución (geográfica y ecológica) (Renjifo 1999, Kattan 2002).

Uno de los grupos de aves más sensibles a los cambios en el uso de suelo son las aves de sotobosque, en especial los insectívoros, ya que tienen una alta especificidad en su hábitat y dieta, baja densidad poblacional, presentan una alta depredación de nidos, tienen poca capacidad de dispersarse y evitan los claros y bosque, por lo que la fragmentación tiene una influencia muy fuerte sobre este grupo (Renjifo 1999, Sekercioglu *et al* 2002, Ruiz-Guerra *et al* 2011).

Las rapaces de interior de bosque como las águilas y búhos, además de las frugívoras grandes también son grupos que se consideran sensibles a las perturbaciones y cuyas poblaciones tienen mayor riesgo de extinción, debido a que las poblaciones locales normalmente son pequeñas (Howe 1984, Renjifo 1999, Kattan 2002, Luck y Daily 2003, Gomes *et al*/2008). Además de esto, las piscívoras también son muy especialistas y dependen de la presencia de cuerpos de agua, áreas inundadas y bosques ribereños para sobrevivir (Lefebvre y Poulin 1997, Stiles y Skutch 2007).

En el caso de los grupos tróficos que se encuentran en la parte alta de la cadena alimenticia como los carnívoros e insectívoros, la reducción y extinción de sus poblaciones pueden tener un fuerte impacto sobre los demás grupos (Ruiz-Guerra *et al* 2011). Las aves insectívoras, controlan la herbivoría causada por los insectos, por lo que si sus poblaciones se reducen, el número de insectos va a aumentar afectando a las plantas (Marquis y Whelan 1994, Greenberg *et al*/2000, Ruiz-Guerra *et al* 2011); causando grandes pérdidas económicas en los cultivos agrícolas.

Debido a que algunas especies frugívoras no son capaces de adaptarse a los cambios en el paisaje, esto ha tenido como consecuencia que la dispersión de semillas en los pastos sea reducida, lo que causa dificultades en la regeneración, así como en el intercambio genético de especies de plantas entre parches de bosques (Holl 1999, Bennett 2004, Gomes *et al*/2008).

Debido a las diferencias en el comportamiento de cada especie hacia la fragmentación, los estudios de comunidades de aves no solo se deben enfocar en la abundancia y riqueza de especies sino también es importante tomar en cuenta la composición de la comunidad, así como los gremios tróficos presentes y preferencias de hábitat (Kattan 2002, Harvey y Gonzalez 2007, Vilchez-Mendoza *et al* 2008).

2.2 Agropaisajes y conservación de aves

2.2.1 Agropaisajes

Según Ranganathan y Daily (2008) un paisaje rural o agropaisaje se puede definir como el paisaje con usos de suelo cultivable con pocas construcciones, en donde los ecosistemas y sus componentes están influenciados por la actividad humana. En Mesoamérica, la mayoría de los agropaisajes son complejos, compuestos por diferentes usos

ya que dentro de este paisaje no solo se van a encontrar usos de suelo agrícolas sino también bosques manejados y remanentes de vegetación nativa (Daily *et al* 2001, Bennett 2004, Ranganathan y Daily 2008, Vílchez-Mendoza *et al* 2008).

2.2.2 Conservación de la vida silvestre en agropaisajes

La creación y conservación de áreas protegidas, es la manera más utilizada para la conservación de la vida silvestre, en especial para las especies que no pueden sobrevivir en los usos de suelo antrópicos y/o con algún tipo de intervención humana (Ranganathan y Daily 2008, Sodhi *et al* 2011).

Actualmente, las áreas protegidas representan alrededor del 12% de la superficie del suelo del planeta, sin embargo, esta área no es suficiente, ni es capaz de proteger a toda la vida silvestre de la Tierra, ahora ni a largo plazo (Chape *et al* 2003, Brooks *et al* 2004, Luck y Daily 2003, Ranganathan y Daily 2008). Es por esta razón que en los últimos años, los estudios en conservación de la vida silvestre se han enfocado en el papel que tienen los agropaisajes sobre los animales y plantas, así como sus servicios ecosistémicos (Luck y Daily 2003, Harvey y Gonzalez 2007, Ranganathan y Daily 2008, Milder *et al* 2010).

A pesar de que los usos de suelo agrícolas están ejerciendo un efecto negativo sobre la vida silvestre, existen algunos componentes del agropaisaje que permiten la conservación de la vida silvestre, como por ejemplo (Sekercioglu *et al* 2002, Harvey y Gonzalez 2007):

- Sistemas agroforestales incluyendo los sistemas silvopastoriles
- Heterogeneidad de usos dentro del paisaje
- Parches de bosques remanentes

2.2.3 Componentes del agropaisaje para la conservación de aves

a) Sistemas agroforestales

En estudios realizados anteriormente, se ha encontrado que plantar especies nativas en usos de suelo agrícola puede aumentar la riqueza de aves tanto en algunas especies dependientes de bosque como las menos sensibles a cambios (Sekercioglu *et al* 2002, Harvey y Gonzalez 2007, Ranganathan y Daily 2008, Sodhi *et al* 2011). Estos árboles pueden sembrarse a manera de rompevientos, cercas vivas o como árboles dispersos, los cuales

brindan hábitats y recursos a la vida silvestre así como cierto grado de conectividad (Sekercioglu *et al* 2002, Luck y Daily 2003, Ranganathan y Daily 2008, Sodhi *et al* 2011). Estos hábitats son utilizados por las aves para forrajear, percharse, refugiarse y anidar (Guevara y Laborde 1993, Luck y Daily 2003, Harvey *et al* 2005, Chacon-Leon y Harvey 2006, Harvey y Gonzalez 2007).

Las cercas vivas son de gran importancia en Centroamérica, en donde son muy abundantes en las tierras agrícolas donde bordean los pastos, cultivos y sistemas agroforestales (Sekercioglu *et al* 2002, Harvey *et al* 2005, Chacon-Leon y Harvey 2006, Sodhi *et al* 2011). Se ha encontrado que las cercas vivas contribuyen a conformar un hábitat de mayor complejidad arbórea que provee de cobertura arbórea a usos de suelo simples como las pasturas y monocultivos (Harvey *et al* 2005, Chacon-Leon y Harvey 2006, Harvey y Gonzalez 2007, Ochoa 2008). La capacidad de proveer recursos y conectividad a la vida silvestre, depende de la complejidad de las cercas vivas, las que presentan varios estratos van a presentar una mayor riqueza y abundancia de aves que las cercas simples, además de una mayor cantidad de especies dependientes del bosque ya que brinda una mayor cantidad de microhábitats y protección contra los depredadores (Chacon-Leon y Harvey 2006, Harvey y Gonzalez 2007, Ochoa 2008).

Los sistemas agroforestales como el café y el cacao con sombra han actuado como hábitats aptos para especies de borde de bosque, migratorias y de importancia para la conservación (Greenberg *et al* 1997b, Sekercioglu *et al* 2002, Harvey y Gonzalez 2007, Philpott *et al* 2008). Estos usos de suelo se caracterizan porque presentan una estructura arbórea compleja con multiestratos lo que permite que haya mayor cobertura arbórea y mayor número de hábitats, permitiendo cierto grado de conectividad entre parches de bosque; además sirven como amortiguadores de usos de suelo como pasturas y monocultivos (Harvey y Gonzalez 2007, Philpott *et al* 2008).

b) Heterogeneidad de usos dentro del paisaje

La heterogeneidad en los usos de suelo dentro de un agroecosistema, también se ha encontrado que es un factor que beneficia a la diversidad de aves (Graham y Blake 2001, Harvey *et al* 2006, Harvey y Gonzalez 2007). La configuración espacial de un paisaje

heterogéneo va a influenciar en el movimiento de la biodiversidad, el cual va a variar entre una especie y otra de acuerdo a sus necesidades de alimento y hábitat, en donde a su vez, entre mayor heterogeneidad y mayor cantidad de usos, más facilidad de movilizarse va a tener una especie que utiliza varios usos (Graham y Blake 2001, Kattan 2002, Bennett 2004, Harvey y Gonzalez 2007, Vilchez 2009).

c) Parches de bosques remanentes

La cercanía a los grandes parches de bosque no intervenidos como los parques nacionales, es otra característica de los agropaisajes que van a permitir una mayor diversidad de especies, ya que muchas especies a pesar de que se pueden movilizar entre los agropaisajes necesitan a los bosques relativamente intactos para tener un mayor éxito en actividades necesarias para su supervivencia como la anidación (Ranganathan y Daily 2008). En estudios previos se ha encontrado que la comunidad de aves presente en sistemas agroforestales cafetaleros es beneficiada por la cercanía al bosque (Tejeda-Cruz y Sutherland 2004, Harvey y González 2007). En el caso del estudio de Harvey y González (2007), el bosque se encontraba a menos de un kilómetro de distancia. Es por esta razón, que siempre se recomienda mantener remanentes de bosque dentro de los agropaisajes (Tejeda-Cruz y Sutherland 2004, Harvey y González 2007).

2.3 Biocombustibles

Los biocombustibles son combustibles provenientes de cultivos, residuos o desechos de origen vegetal. El biodiesel se puede producir a partir de grasas y aceites como el de soya, palma africana, higuera, entre otras; a partir de etanol proveniente de azúcares y almidones como el maíz, yuca y la caña de azúcar, así como etanol celulósico obtenido a partir de biomasa ya sea por fermentación o procesos termoquímicos (Fargione *et al* 2009).

2.3.1 Uso de biocombustibles como alternativa a los combustibles fósiles

Debido a la creciente demanda y aumento de precios en los combustibles fósiles, así como su fuerte efecto sobre el incremento de las emisiones de carbono, se está empezando

a dar mayor interés a utilizar otros tipos de energía más amigables con el ambiente como lo son los biocombustibles (Makkar y Becker 2009, Gazzoni 2009).

Los biocombustibles se consideran como amigables con el ambiente debido a que secuestran carbono y reducen la emisión de gases producida por los combustibles fósiles (IICA 2007); además, pueden ayudar a reactivar la economía rural, las cuales son zonas que necesitan de nuevas fuentes de dinero y de energía (Moreno 2000).

A pesar de que los biocombustibles son considerados como una fuente de energía limpia, esta es sostenible solo si es manejada de manera adecuada. La razón por la que los biocombustibles pueden tener efecto menos amigables con el ambiente se debe a que si son cultivados sobre tierras que anteriormente eran áreas naturales, lo que podría afectar la conectividad entre las especies, además de que generaría mayor cantidad de emisiones de dióxido de carbono de las que se esperaba evitar (IICA 2007, Fargione *et al* 2009, Meehan *et al* 2010). Además, se corre el riesgo que ocupen las áreas para cultivo de alimentos en una época en donde la escasez de alimento también se espera que sea una gran problemática (Gazzoni 2009). En el estudio realizado en la parte alta del oeste medio de Estados Unidos por Meehan *et al* (2010), se encontró que grandes extensiones de cultivos anuales de biocombustibles como maíz y soya pueden reducir la riqueza de aves entre un 7% y un 65%, mientras que la mezcla de cultivos para biocombustibles anuales y perennes pueden aumentar la riqueza de aves entre un 12% y un 20% y posiblemente ayudar a recuperar algunas especies en peligro.

Un peligro que se corre con el auge de los biocombustibles si no se formulan y cumplen políticas ambientales sobre prioridades de uso de suelo es que pueden suplantar a cultivos de alimentos, cuya demanda está aumentando con el crecimiento exponencial de la población (Gazzoni 2009). El uso de fertilizantes y la gran demanda de recurso hídrico es otro aspecto que puede ser negativo dependiendo del tipo de biocombustible que se esté utilizando así como el manejo que se le esté dando.

2.3.2 Cultivos de *J. curcas* para biocombustible

La especie *J. curcas* es un arbusto o árbol pequeño perenne de la familia Euphorbiaceae, cuyas semillas actualmente están siendo utilizadas para biocombustible, ya que de ellas extraen el aceite, que luego es transformado en biodiesel (Pramanik 2003, King

et al 2009, Loaiza *et al* 2012). Esta especie se considera que es nativa de los trópicos de América, pero su actual distribución abarca la mayor parte de las regiones tropicales y subtropicales del mundo, por lo que es cultivada en América Latina, Sureste de Asia, India y África (Figura 1) (Pramanik 2003, Loaiza *et al* 2012).

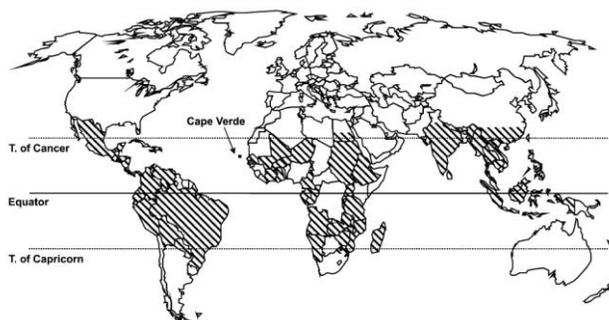


Figura 1. Distribución actual aproximada de la J. curcas en el mundo. Las regiones sombreadas corresponden a las áreas donde se localiza la J. curcas. Fuente: King et al. 2009.

Esta especie se caracteriza por ser hermafrodita (Figura 2.b), esto permite la autopolinización, sin embargo, la floración entre las masculinas y las femeninas se dan en diferentes días dentro de una misma planta por lo que incentiva la polinización cruzada, la cual es realizada por insectos como abejas y hormigas (Makkar y Becker 2009).

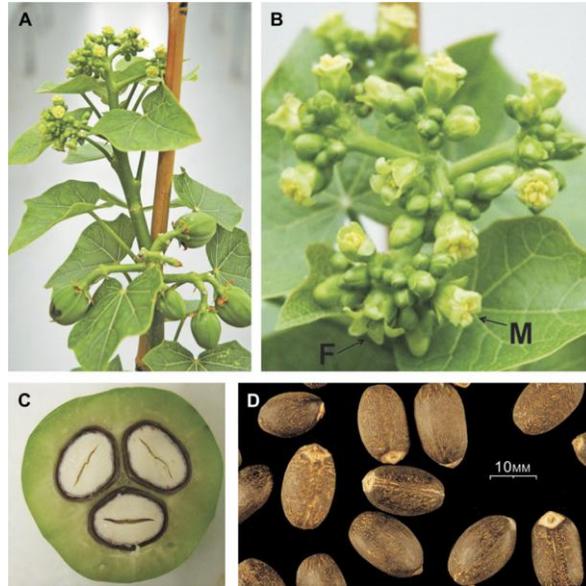


Figura 2. *J. curcas* a) plántula de *J. curcas* b) flores femeninas y masculinas de *J. curcas*, c) corte transversal del fruto y semillas de *J. curcas*, d) semillas maduras de *J. curcas*. Fuente: King *et al* 2009.

En los últimos años, los cultivos de esta especie han ido en aumento, tanto en número como en tamaño, especialmente en China y la India en donde para el 2009 tenían cultivadas 2.5 millones de hectáreas de esta especie (King *et al* 2009).

Dentro de las razones por la cual esta planta es frecuentemente utilizada como biocombustible está el hecho de que es capaz de adaptarse a ambientes agrestes ya que *J. curcas* es capaz de crecer en suelos poco fértiles con deficiencia de minerales, degradados y de poca profundidad e incluso sobre rocas (Makkar y Becker 2009). Con esto se reduce la probabilidad de que compitan con cultivos para alimentos y bosques ya que puede ubicarse en zonas abandonadas y sin potencial para ningún otro uso (Makkar y Becker 2009).

Esta especie es apta para afrontar los fenómenos climáticos drásticos, ya que aunque su rango de temperatura va de los 25 a 35°C, puede aguantar temperaturas de más de 40°C por largos períodos de tiempo; también es capaz de aguantar largos períodos de sequía de hasta 2 o 3 años y seguir produciendo. A su vez, esta planta puede tolerar condiciones húmedas con alta precipitación, sin embargo, lluvias fuertes pueden causar la pérdida

completa de flores, además de que no tolera inundaciones espontáneas. Por último, se debe mencionar que esta especie es bastante resistente por lo que hay poco peligro de que sean atacadas por insectos o enfermedades y reduzcan su productividad debido a su heterogeneidad genética (Makkar y Becker 2009).

La *J. curcas* también puede ser utilizada para reducir la erosión, para facilitar la infiltración e incluso enriquecimiento del suelo. Frecuentemente es utilizado para cercas vivas de tierras para ganadería debido a su rápido crecimiento (Makkar y Becker 2009, Loaiza *et al* 2012).

A nivel socioeconómico, estos cultivos pueden ayudar a mejorar la estabilidad económica de pequeños finqueros, ya que no solo reciben dinero de las semillas de *J. curcas* de suelos que anteriormente eran poco productivos, si no que al cabo de unos años los suelos se han fertilizado y se pueden cultivar alimentos como maíz, sorgo, mijo y otros capaces de crecer bajo la sombra; además, se puede mantener ganado en pequeña intensidad dentro del cultivo de *J. curcas* una vez que este ha crecido (Makkar y Becker 2009, Loaiza *et al* 2012).

En Costa Rica, el cultivo de *J. curcas* para biocombustible es una actividad que aún se encuentra en proceso de experimentación; sin embargo, desde hace varios años distintas entidades del Estado como lo son la Universidad Nacional, el Instituto Tecnológico de Costa Rica, la Universidad de Costa Rica y el Convenio MAG-UCR, han realizado estudios con esta especie en cinco regiones del país, en la Región Sur, la Región Huetar Atlántico, la Región Huetar Norte, en la Región Pacífico Central y en la Región Chorotega (Loaiza *et al* 2012). En estos estudios, se han realizado experimentos sobre la reproducción sexual y asexual de la planta, estudios en cuanto a la preferencia de terreno, manejo de la plantación para una mayor producción (Loaiza *et al* 2012).

A pesar de que en los últimos años ha aumentado el interés de utilizar esta planta como biocombustible y cultivarla a gran escala, aún son pocos los estudios sobre cómo se comporta esta planta, cual es su ecología y sus recursos genéticos no han sido caracterizados por lo que las modificaciones para mejorar la producción son escasos (King *et al* 2009). Tampoco se conocen por completo cuales son los efectos a nivel de paisaje que estos cultivos pueden traer, a que escala de producción se pueden percibir, ni cuál es su papel dentro de la conservación de la vida silvestre.

3. METODOLOGÍA

3.1 Descripción del sitio

El área de estudio abarca 232 hectáreas de las cuales 70.42 corresponden a la finca Green Acres, dedicada al cultivo de *Jatropha curcas*. El área de estudio se encuentra ubicada dentro del Área de Conservación Pacífico Central, en el distrito de Tárcoles de la provincia de Puntarenas, Costa Rica (9°48'N, 84°37'O) (Figura 3). La temperatura promedio anual oscila entre 24° y 30°C, y presenta una precipitación promedio anual de 2000 a 4000 mm (Soto y Ortíz 2008). Cuenta con una estación lluviosa correspondiente a los meses entre mayo y diciembre, y una estación seca entre enero y abril (Myers y Vaughan 2004). El área de estudio se encuentra dentro de la zona de vida bosque húmedo tropical (Soto y Ortíz 2008), ubicándose en un rango altitudinal que varía entre los 0 y 78 msnm.

Al lado de la finca se encuentra la Reserva Manglar Guacalillo con 1100 hectáreas protegidas, a 3 kilómetros de distancia en línea recta se encuentra el Parque Nacional Carará el cual cuenta con 550 hectáreas protegidas y la Reserva Biológica Punta Leona con 300 hectáreas protegidas a 12 kilómetros de distancia en línea recta (Myers y Vaughan 2004).

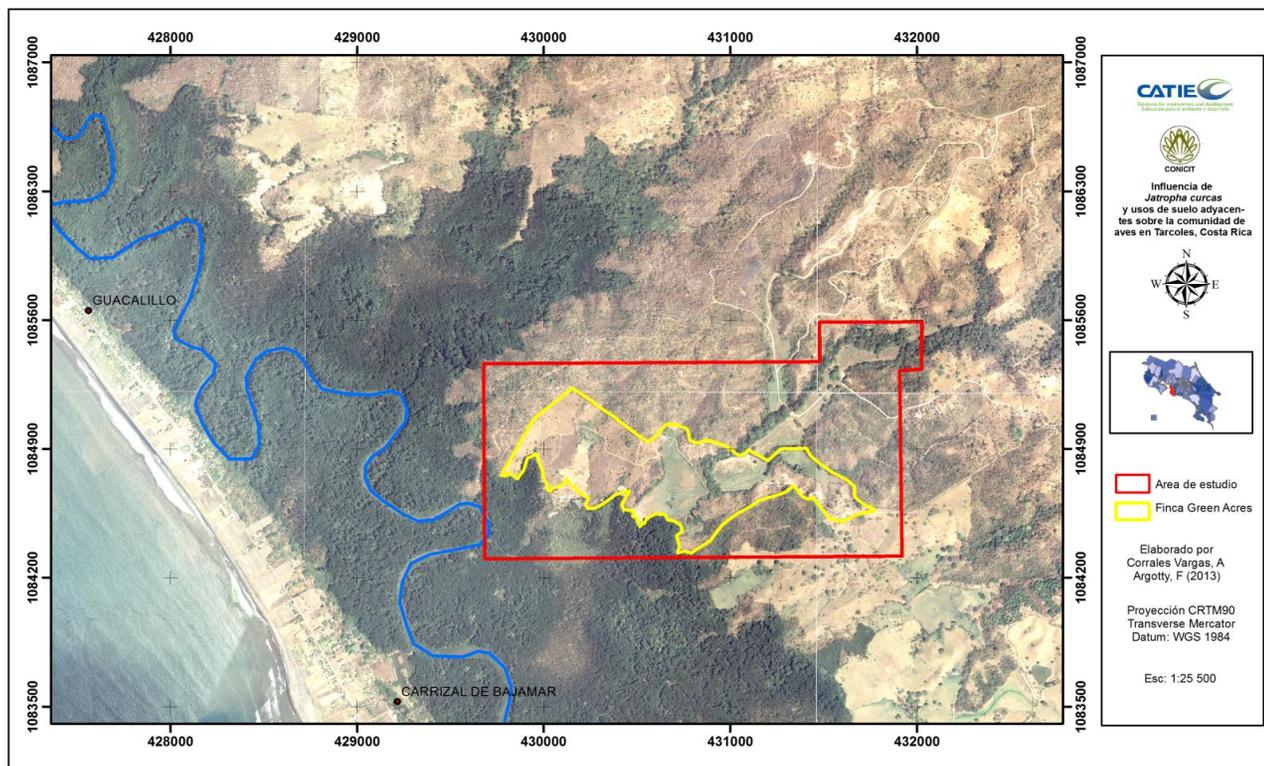


Figura 3. Mapa de la delimitación del área de estudio y área de la finca Green Acres en Tárcoles, Puntarenas.

El área de estudio se escogió seleccionando los usos de suelo dentro de un rectángulo de 1200m x 2200m, para evaluar la comunidad de aves en un mosaico de parches con diferentes usos de suelo, incluyendo el cultivo de *J. curcas*; adicionalmente se ubicaron tres puntos dentro del bosque ribereño. El área de estudio se compone de un cultivo de *J. curcas* con edades que oscilan entre los 5 y 8 años, bosques en regeneración, bosques ribereños, manglares pertenecientes a la Reserva Manglar Guacalillo, áreas de uso mixto que incluyen pastos con y sin cercas vivas, con y sin árboles dispersos y charrales, así como una laguna natural estacional, la cual depende de la época lluviosa (Figura 4).

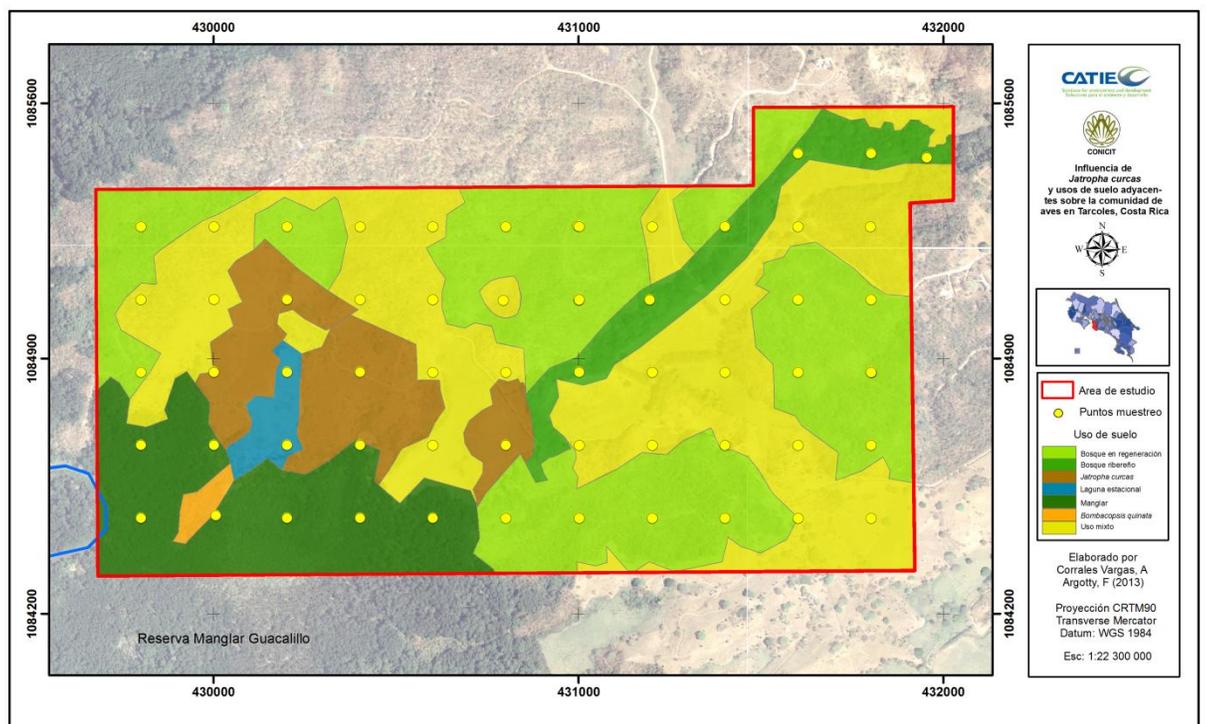


Figura 4. Mapa de uso de suelo y puntos de muestreo dentro de estos. La laguna estacional se incluye dentro del uso mixto y el cultivo de *Bombacopsis quinata* dentro del manglar.

3.2 Muestreo de la avifauna

Para evaluar las comunidades de aves en los distintos usos de suelo, dentro del rectángulo seleccionado para del área de estudio se colocaron puntos de conteo de radio fijo de 20 metros cada 200 metros para garantizar la independencia de las observaciones (Figura 4); estos consisten en que el observador permanece en un punto fijo y toma nota de todas las aves observadas y escuchadas dentro del radio de 20 metros durante un período de tiempo determinado, el cual para el presente estudio fue de 10 minutos. Las evaluaciones pueden efectuarse una o más veces en el mismo punto en diferentes días y épocas (Ralph *et al*/ 1996) con el fin de capturar la variabilidad temporal de la comunidad de aves.

En total se establecieron 58 puntos de conteo con un radio fijo de 20 metros, los cuales fueron muestreados entre los meses de marzo a julio del 2012. Cada punto de muestreo se visitó aleatoriamente un total de 10 veces a través del período de estudio.

Durante los muestreos, una vez que se llegaba al centro del punto de conteo se esperaba cinco minutos para reducir el efecto de los disturbios creados al caminar (Ralph *et al*/ 1996). Luego de esto, el período de muestreo fue de 10 minutos, tiempo en el cual se colectó información de todas las especies de aves observadas y escuchadas dentro del radio fijo, así como el comportamiento de todos los individuo registrados. Aquellos individuos que fueron registrados por sonido se les asignaron automáticamente el comportamiento de canto. La identificación de las aves se realizó con ayuda de la Guía de Aves de Costa Rica (Stiles y Skutch 2007) y la guía The Birds of Costa Rica (Garrigues y Dean 2007) y binoculares Nikon 8x42.

Los muestreos se realizaron por la mañana entre las 5:40-8:30 horas y en la tarde entre las 15:00 y las 17:50 horas, ya que son las horas de mayor actividad para las aves. Durante cada muestreo se alternó el horario en cada punto, de manera que hubiera igual número de muestreos en la mañana que en la tarde, para evitar posibles sesgos.

En cada muestreo también se anotó para cada punto de conteo el porcentaje de nubosidad, fecha de muestreo, hora de inicio, minuto de observación, forma de identificación (observación o canto), distancia a la que se encontraba (radios de 0-5m, 5-10m, 11-15m, 16-20m) y estrato en el que se observó (dosel, sub-dosel, herbáceo, suelo). Posteriormente también se incluyó información correspondiente al estatus migratorio (migratoria o residente) y gremio trófico al que cada especie pertenece.

Las aves se dividieron según su gremio trófico en: carnívoras (incluyendo las piscívoras), carroñeras, frugívoras, nectarívoras, granívoras, insectívoras y omnívoras, de acuerdo a la alimentación principal de cada especie según Stiles y Skutch (2007).

A nivel del comportamiento, las actividades registradas se clasificaron en perchado, bañándose, forrajeando, cantando (el cual incluye tanto cantos como llamados solos o en grupo), defensa (territorial y de nido), volando (volando dentro de la vegetación del uso, de un árbol a otro), acicalamiento y cortejo (el cual incluye actividades como ensambles de cortejo, sin embargo, se excluyen las llamadas de cortejo).

3.3 Caracterización de la vegetación

En cada uno de los puntos de conteo se hizo una caracterización de la vegetación en la que se midieron variables como la cobertura arbórea, cobertura de sotobosque, número de árboles presentes, número de especies arbóreas presentes, área basal y DAP (diámetro a la altura del pecho) de los árboles. Estas medidas se tomaron en un área circular de 20 metros de radio a partir del centro del punto de conteo de radio fijo; el área de cada parcela fue de 1256.64 m². Para la cobertura arbórea se tomaron cinco medidas (una en el centro del punto y las otras cuatro a 10 metros del centro en cada punto cardinal) con un densiómetro convexo, para luego obtener un promedio del área de cobertura. En el mismo lugar donde se tomaron estas medidas, se midió de manera subjetiva el porcentaje de cobertura de sotobosque, es decir el porcentaje de vegetación ubicada por debajo de 1.50 metros.

Para el DAP de los árboles (el cual fue medido con cinta diamétrica), abundancia y diversidad de árboles, se incluyeron los árboles de más de diez centímetros de DAP. Por último, a partir de la medida del DAP se obtuvo el área basal de cada uno de los árboles identificados. Los árboles fueron identificados utilizando la Guía Dendrológica Costarricense (Poveda-Álvarez y Sánchez-Vindas 1999), las Claves Dendrológicas del Herbario Juvenal Valerio Rojas (Poveda-Álvarez *et al* 2005), Guabas y Cuajiniquiles de Costa Rica (*Inga spp.*) (Zamora y Pennington 2001), bases de datos en línea, así como visitas al Herbario Juvenal Valerio Rodríguez de la Universidad Nacional de Costa Rica.

3.4 Análisis de la información

3.4.1 Análisis preparatorios

Con base en la caracterización de la vegetación y utilizando solamente la composición de especies arbóreas, se realizó un análisis de conglomerado con una medida de distancia Manhattan y el método de agrupamiento Ward (Ward 1963) para caracterizar los diferentes usos de suelo presentes en el área de estudio. Para determinar si el número de grupos que se identificaron eran distintos, se realizó un análisis de similitud de matrices de distancia (ANOSIM) utilizando la distancia Manhattan y corrección de los p-valores Sidakk. Este análisis fue realizado con el programa QEco (DiRienzo *et al* 2010). Como resultado del análisis de conglomerados se decidió excluir los puntos 34, 39, 40, 42, 45, 47, correspondientes al bosque ribereño, debido a que presentaban características físicas diferentes a los demás usos evaluados.

Una vez identificados los diferentes usos de suelo, se realizó un análisis de Kruskal-Wallis para evaluar diferencias entre ellos con base en las variables arbóreas (abundancia arbórea, riqueza arbóreas, el índice de diversidad de Shannon, el índice de dominancia de Simpson, promedio DAP, coeficiente de variación del promedio de DAP, suma del área basal, promedio de la cobertura del dosel, coeficiente de variación del promedio de la cobertura del dosel, promedio de la cobertura del sotobosque y coeficiente de variación del promedio de la cobertura del sotobosque), esto se realizó con el programa InfoStat (DiRienzo *et al* 2011).

Para evaluar la influencia de la variación temporal entre los períodos de conteo (mañana y tarde) en la composición de aves, se realizó, un análisis de similitud de matrices de distancia (ANOSIM); para esto se utilizó la distancia Euclidea, dado que la prueba realiza comparaciones simultaneas se corrigieron los p-valores con Benjamini y Hochberg en el programa QEco (DiRienzo *et al* 2010). Encontrándose que no hay diferencias entre los muestreos de la tarde y de la mañana ($p > 0.05$, $R = -0.01$), por lo que se consideraron dentro de una misma categoría para todos los análisis.

3.4.2 Análisis formales

Se realizaron curvas de acumulación para la comunidad de aves, para evaluar la eficiencia del muestreo a través del tiempo. Las curvas fueron realizadas tanto para la comunidad de aves completa como para la comunidad de aves migratoria. Las curvas se

realizaron utilizando el programa EstimateS (Colwell 2011). Además, se generaron curvas de rango abundancia para identificar especies dominantes; las curvas fueron generadas para todos los usos de suelo como conjunto así como por uso de suelo. Los análisis se llevaron a cabo utilizando el la librería Vegan (Oksanen *et al* 2013) del programa R (R Development Core Team 2008).

Se ajustaron semivariogramas para evaluar la autocorrelación espacial y temporal de la riqueza y abundancia de las aves. En el caso de la composición de especies de aves, la autocorrelación espacial y temporal, se evaluó a través de correlogramas de Mantel. La matriz de distancia de la composición de especies para el correlograma fue Bray Curtis y la matriz de distancia geográfica y tiempo fue Euclidea; para la matriz espacio-temporal las variables fueron estandarizadas. Dado que en los correlogramas la prueba de hipótesis utiliza la misma información se procedió a corregir los p-valores utilizando la corrección de Benjamini y Hochberg. Todos estos análisis fueron realizados con la librería Ecodist (Goslee y Urban 2007) y la librería Vegan (Oksanen *et al* 2013) del programa R (R Development Core Team 2008).

Con el fin de evaluar las diferencias entre los usos de suelo según la riqueza, abundancia y diversidad de aves se realizó un análisis de Kruskal-Wallis con el programa Infostat (DiRienzo *et al* 2011).

Para evaluar la relación de la abundancia y riqueza de aves con las variables estructurales, riqueza y abundancia de la vegetación arbórea, se ajustaron modelos de regresión múltiples bajo la teoría de los modelos lineales generalizados mixtos (MGLM) utilizando la familia Poisson y función de enlace log. Estos análisis se realizaron para la población completa, la residente y la migratoria con el programa InfoStat (DiRienzo *et al* 2011).

Se realizó un análisis multivariado lineal generalizado con una distribución binomial negativa para evaluar la interacción entre la época y uso en la composición de aves. La significancia fue probada con simulaciones de Montecarlo. El análisis fue realizado con la librería mvabund (Wang *et al* 2012) del programa R (R Development Core Team 2008). Con el fin de representar las diferencias entre usos, se realizó un análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMS) con el programa QEco (DiRienzo *et al* 2010); esta técnica de ordenación es utilizada para agrupar los puntos de conteo en el espacio

multidimensional de las especies de aves, utilizando la menor cantidad de dimensiones posible (McCune y Grace 2002). Con los ejes correspondientes a cada análisis, se realizaron análisis de regresión lineal con cada variable arbórea, con el programa Infostat (DiRienzo *et al*/2011) y así poder evaluar las relaciones de forma indirecta con la composición de especies.

Se realizó un análisis de redundancia (Rda) con una transformación de Hellinger, con el programa QEco (DiRienzo *et al* 2010), para evaluar la relación de las riquezas y abundancias de cada gremio trófico de las aves con el cultivo de *J. curcas* y los usos de suelo aledaños, así como con las variables arbóreas previamente medidas en campo.

Para evaluar las asociaciones entre el comportamiento y estrato de las aves con los usos de suelo, se realizaron tablas de contingencia de una vía de clasificación, en caso de que se encontrara asociación se procedió a realizar análisis de correspondencias múltiples tanto para la época seca como para la lluviosa, esto se realizó con el programa Infostat (DiRienzo *et al* 2011).

4. RESULTADOS

4.1 Clasificación de los usos de suelo según la composición de las especies arbóreas

Se identificaron 1833 individuos pertenecientes a 90 especies arbóreas y 40 familias (Anexo 1); de estos individuos, siete fueron identificados a nivel de familia y los demás fueron identificados a nivel de especie. De las familias identificadas, la que presentó mayor cantidad de especies fue la familia Fabaceae con un total de diecisiete especies y a su vez fue la cuarta con mayor abundancia con 180 individuos. La familia Euphorbiaceae, fue la que presentó la mayor abundancia con 473 individuos a pesar de contener solo dos especies, esto debido a la alta densidad de *Jatropha curcas* en los puntos de conteo ubicados en este cultivo.

Como resultado de los análisis preparatorios se identificaron cuatro usos de suelo ($p=0.001$), estos fueron clasificados como manglar (nueve puntos de conteo), cultivo de *J. curcas* (cinco puntos de conteo), bosque en regeneración (dieciséis puntos de conteo) y uso mixto (28 puntos de conteo) (Figura 5). En el uso de suelo mixto se incluyeron a los pastos abiertos, pastos con cercas vivas, pastos con alta y baja densidad arbórea así como charrales (22 puntos de conteo). Seis puntos correspondientes a bosques ribereños fueron excluidos del análisis (Figura 5).

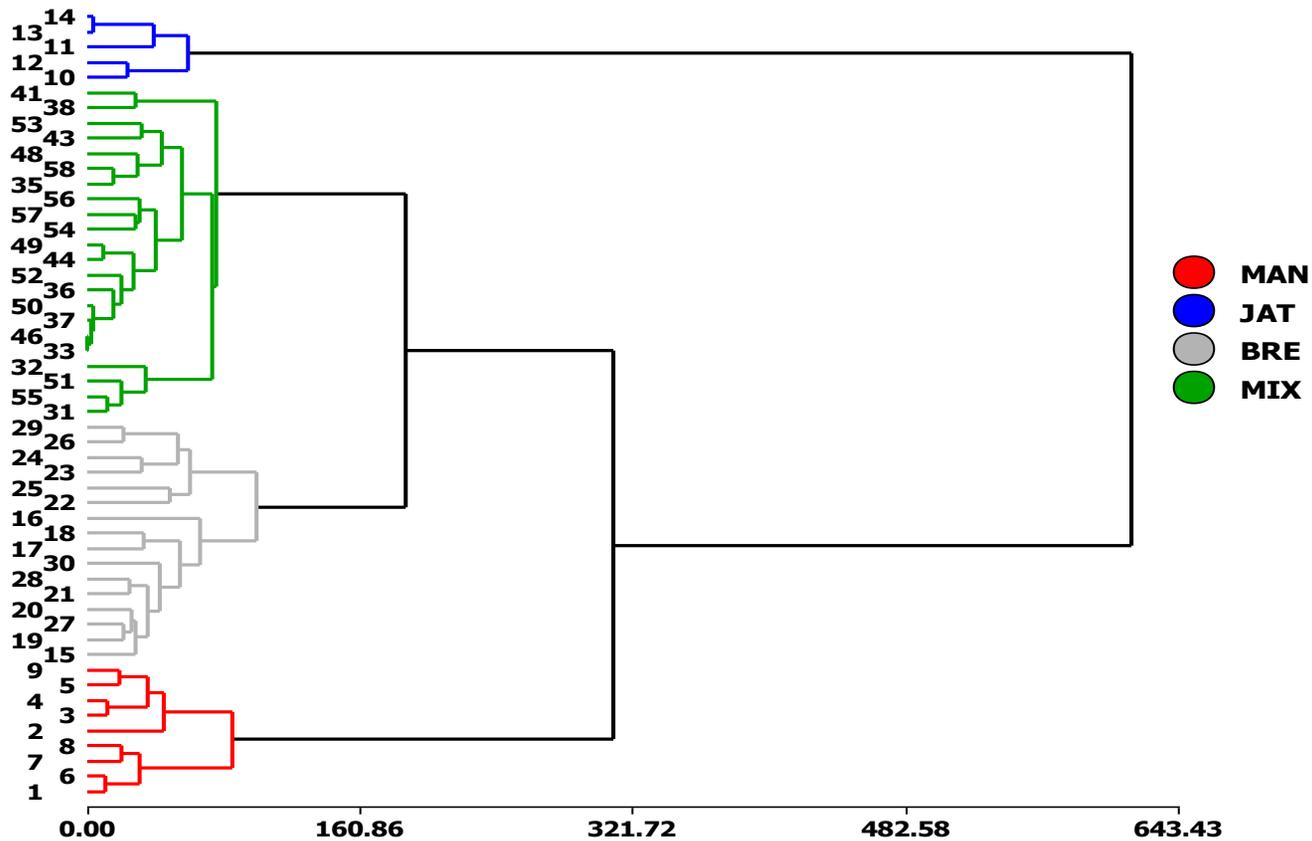


Figura 5. Agrupación de los puntos de conteo para la clasificación de los diferentes usos de suelo a partir de la composición arbórea encontrada en cada uno de los puntos de muestreo. Los puntos 34, 39, 40, 42, 45, 47 correspondientes al bosque ribereño no se incluyeron dentro del análisis. MAN=manglar, JAT= cultivo J. curcas, BRE= bosque regeneración, MIX= uso de suelo mixto.

4.2 Caracterización y comparación de las variables arbóreas entre los diferentes usos de suelo

En todas las variables arbóreas se encontraron diferencias entre los usos de suelo ($p < 0.05$). El **bosque en regeneración** presentó una alta riqueza arbórea con especies comunes como *Cordia alliodora* y *Guazuma ulmifolia*. También se presentó un alto índice de diversidad de Shannon, por lo que la dominancia de especies fue baja. Presentando además la mayor cantidad de estratos verticales, con una alta cobertura tanto en el sotobosque como en el dosel y una baja variación en el promedio de ambas variables. (Cuadro 1).

El **bosque ribereño** está rodeado en ambos lados de prácticas agrícolas y cuenta con un ancho de bosque entre 10 a 20 metros a cada lado del río. Este uso también presentó una alta riqueza arbórea e índice de diversidad y por ende una baja dominancia. Además, presentó un alto promedio de DAP, ya que en este hábitat se registraron especies de árboles como *Anacardium excelsum* y *Luehea seemannii* con un DAP mayor a 150cm, razón por la que la suma del área basal fue alta. Debido a la presencia de árboles tanto de DAP grande como pequeño dentro de las parcelas del bosque ribereño, el coeficiente de variación de esta variable, fue el más alto con respecto al resto de los usos. Este bosque presentó una baja cobertura de sotobosque y un alto coeficiente de variación en este (Cuadro 1).

El **manglar** presentó una baja riqueza arbórea y se dio una dominancia de especies relativamente alta en comparación al resto de usos; esto debido a que las especies presentes en este tipo de hábitat son específicas para el mismo como lo son *Rhizophora racemosa*, la cual presenta raíces aéreas de dos metros de altura, así como especies con neumatóforos como el género *Avicennia spp.* (Cuadro 1, Anexo 1). A su vez, cuenta con algunas especies pioneras como la *Cecropia peltata* y en el caso de uno de los puntos, se identificaron individuos de la familia Bombacaceae, debido a que los dueños anteriores, cortaron los árboles de mangle y en su lugar sembraron estos árboles a manera de cultivo para madera. Al igual que el resto de los hábitats naturales, el manglar presentó una alta cobertura en el dosel y una baja variación en el mismo. En el caso del sotobosque su cobertura fue baja y el coeficiente de variación alto, debido a que en la época lluviosa se inunda y no permite el crecimiento de vegetación en algunas partes de este estrato (Cuadro 1).

El **uso de suelo mixto**, presentó valores bajos en todas las variables vegetales con excepción de la cobertura del sotobosque y el coeficiente de variación de la cobertura del

dosel. Dentro de este uso se incluyen pastos sin árboles, pastos con cercas vivas o árboles dispersos y áreas cercanas a la ribera de la laguna estacional. Además algunos puntos se podrían considerar como charrales o tacotales ya que se observan algunos árboles pioneros, de bajo DAP o especies herbáceas (Cuadro 1).

En el caso del cultivo de *J. curcas* presentó una alta abundancia y de suma de área basal, así como una baja diversidad; esto debido a la alta dominancia de la especie *J. curcas*, ya que sin esta especie la abundancia y dominancia serían de las más bajas en el área de estudio. Este cultivo está sembrado en su mayoría en una distribución de 3x3 metros con algunos árboles dispersos dentro del cultivo. También se encuentra presente dentro del cultivo la especie *Acrocomia aculeata*. Este cultivo, al igual que el uso de suelo mixto presentó una baja cobertura del dosel y una alta variación en esta; así como una alta cobertura de sotobosque y una baja variación en esta (Cuadro 1).

Cuadro 1. Promedio y desviación estándar de las variables arbóreas de cada uno de los usos de suelo ($p \leq 0.05$). MAN=manglar, JAT= cultivo J. curcas, JAT= árboles dispersos dentro del área excluyendo a la especie J. curcas, BRE= bosque regeneración, MIX= uso de suelo mixto, BRI= bosque ribereño. Letras similares indican que no hubo diferencias a un nivel de confianza de $p \leq 0.05$.*

Uso de suelo	BRE	BRI	JAT	JAT*	MAN	MIX
Puntos de conteo	16.00	6.00	5.00	5.00	9.00	22.00
Abundancia arbórea (n/ha)	296.43 ±72.21cd	226.80 ±106.50bc	644.67 ±127.70d	39.79 ±40.58a	248.46 ±52.90c	137.45 ±86.31ab
Riqueza arbórea	9.88 ±2.63b	13.00 ±1.90b	4.20 ±2.17a	3.20 ±2.17a	4.44 ±2.30a	5.86 ±3.96a
Índice de Shannon	0.78 ±0.15c	0.98 ±0.21c	0.14 ±0.14a	0.41 ±0.19ab	0.47 ±0.18ab	0.57 ±0.30b
Índice de Simpson	0.22 ±0.11a	0.13 ±0.17 ^a	0.88 ±0.13c	0.13 ±0.22a	0.40 ±0.14bc	0.25 ±0.20ab
Promedio del DAP (cm)	26.71 ±4.94a	44.66 ±8.40b	24.07 ±2.30a	27.02 ±9.10a	27.52 ±4.14a	24.12 ±13.00a
Coefficiente de variación del promedio del DAP (%)	59.68a	98.96b	50.73a	51.86a	51.11a	50.26a
Suma área basal (m²/ha)	23.09 ±9.47c	63.93 ±16.75d	37.50 ±11.67cd	0.45 ±0.62a	18.37 ±4.33bc	11.31 ±10.84ab
Porcentaje de cobertura del dosel (%)	82.76 ±15.71b	87.66 ±1.88b	40.18 ±22.39a	-	82.41 ±14.26b	45.79 ±32.46a
Porcentaje de cobertura del sotobosque (%)	49.52 ±16.06b	19.00 ±7.72 ^a	60.87 ±13.92b	-	19.08 ±12.38 ^a	64.18 ±23.19b
Coefficiente de variación de la cobertura del dosel (%)	15.69a	6.03 ^a	77.31b	-	15.39 ^a	67.39b
Coefficiente de variación de la cobertura del Sotobosque (%)	40.03a	115.64b	37.89a	-	113.43b	37.89a

4.3 Patrones espaciales y temporales en la comunidad de aves

4.3.1 Evaluación del patrón espacio-temporal de la riqueza y abundancia de la avifauna a través de semivariogramas

Al evaluar la abundancia y la riqueza, tanto para la comunidad completa como para la residente, a través de semivariogramas, no se encontró una dependencia espacio-temporal ni en la abundancia, ni en la riqueza de aves (Anexo 2).

4.3.2 Evaluación del patrón espacial-temporal de la composición de la avifauna a través de correlogramas

En la composición de la comunidad de aves completa, los correlogramas muestran que hay un recambio de especies a lo largo de la finca, sugiriendo que puntos de conteo a distancias de 200 metros comparten muchas especies, haciéndolas similares en composición. Al aumentar la distancia entre puntos de conteo las comunidades se hacen menos similares entre si, al evaluar la composición de especies entre puntos de conteo a 900 metros de distancia se encuentra que la composición de especies es distinta. Las distancias restantes evaluadas no presentaron correlación espacial, es decir el recambio de especies es igual a lo esperado al azar (Figura 6.a). En el caso de la comunidad residente, se encontró que entre puntos de conteo a una distancia de 200 y 400 metros la composición de aves se comparte y el resto de las distancias no presentaron correlación espacial (Figura 6.b).

A nivel temporal, en la comunidad de aves completa también se observó un recambio de especies, en donde muestreos realizados con una diferencia de 0 a 40 días la composición de aves fue parecida, mientras que muestreos realizados con una diferencia de 70 a 112 días la composición de aves fue distinta, sugiriendo que la estacionalidad (seca-lluviosa) en los muestreos permite diferenciar las comunidades (Figura 6.c). La misma tendencia se observó para los datos de la comunidad de aves residente (Figura 6.d).

Al evaluar la autocorrelación espacio-temporal en conjunto, se encontró una tendencia similar a la autocorrelación temporal, tanto para la comunidad completa (Figura 6.e) como para la residente (Figura 6.f), teniendo los datos una distribución agregada, por lo que se puede considerar que están más influenciadas por el tiempo que por el espacio, dando como resultado la agregación de los datos en dos grupos.

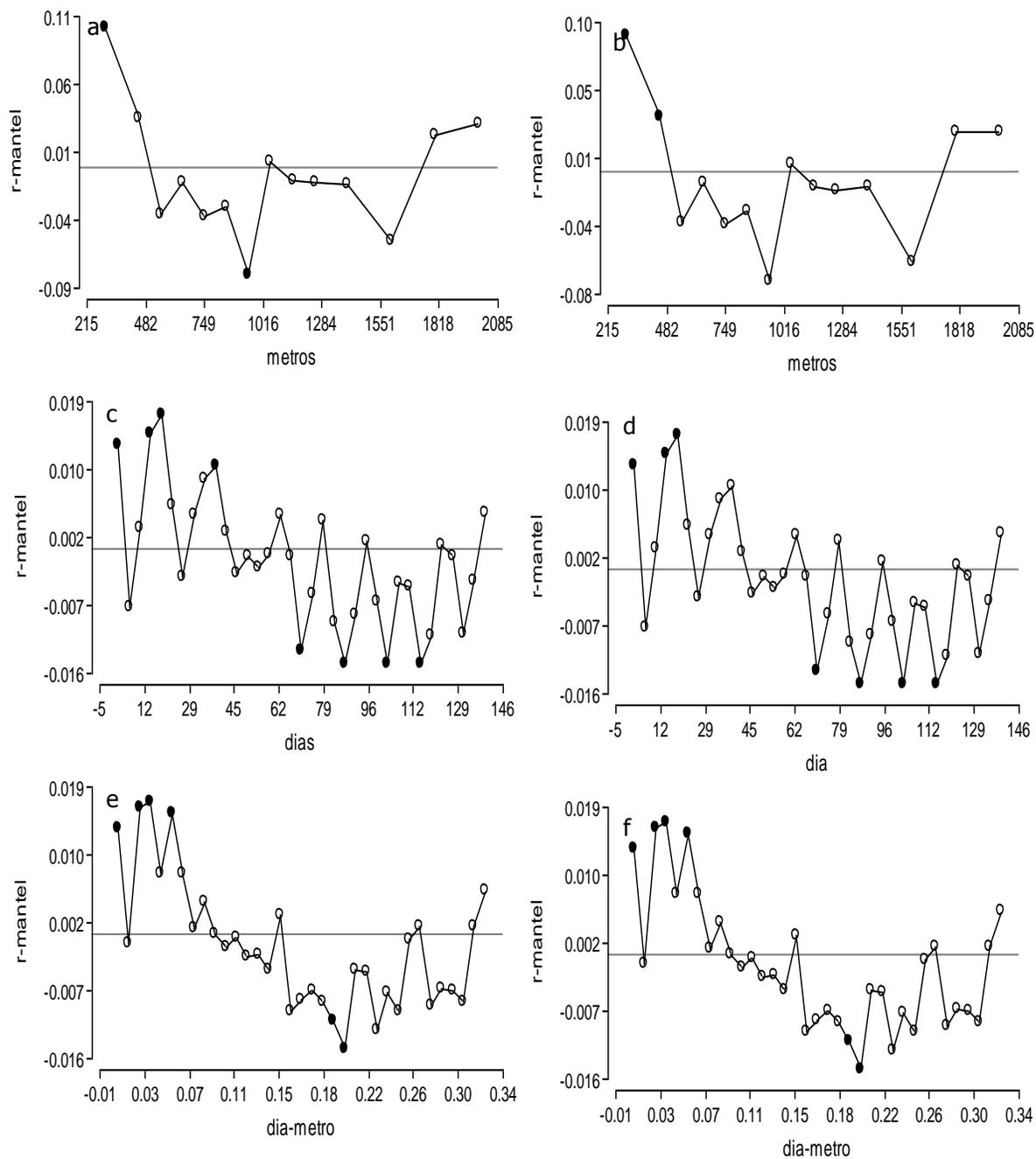


Figura 6. Correlogramas de a) distancia con comunidad total, b) distancia con comunidad residente, c) tiempo con comunidad total, d) tiempo con comunidad residente, e) distancia y tiempo con comunidad total, f) distancia y tiempo con comunidad residente. Los puntos negros corresponden a los datos significativos ($p \leq 0.05$).

4.4 Caracterización de la comunidad de aves presente dentro del área de estudio

4.4.1 Comunidad de especies completa

Se identificaron un total de 1740 aves pertenecientes a 136 especies y 35 familias (Anexo 3, Anexo 4), con un esfuerzo de muestreo de 100 minutos por punto de conteo. El mayor número de aves se identificó en los primeros tres muestreos con 192, 210 y 208 individuos respectivamente (Figura 7.a); estos muestreos corresponden a los meses de marzo y principios de abril. La misma tendencia se observó con la riqueza de aves (Figura 7.b).

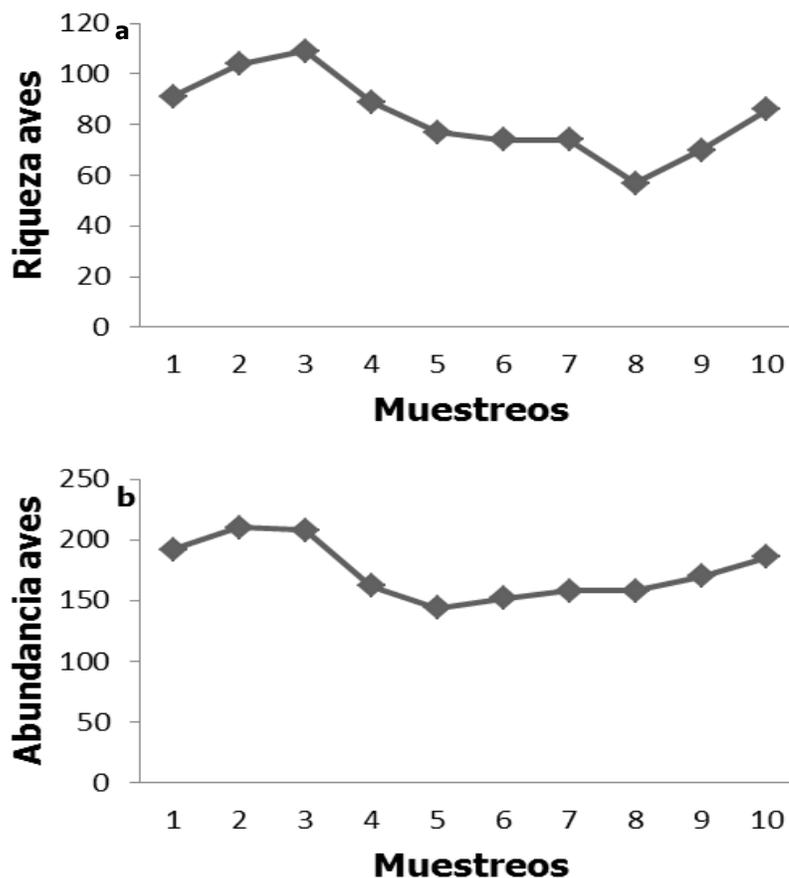


Figura 7. Variación de especies (a) e individuos (b) de aves en los muestreos realizados durante los meses de marzo (muestreo 1-2) a julio (muestreo 9-10). Los muestreos 1-5 corresponden a época seca y los muestreos 6-10 a la época lluviosa.

La familia que presentó la mayor cantidad de individuos fue la Emberizidae con 287 individuos distribuidas en seis especies; seguida por la familia Tyrannidae con 264 individuos, que a su vez fue la familia con mayor número de especies (n=27) (Anexo 3). Las diez especies más comunes componen el 44% de los individuos; siendo la especie *Campylorhynchus rufinucha* la más común (7.1%), seguida por *Melanerpes hoffmannii* (5.7%) y *Volatinia jacarina* (5.7%). De las especies comunes, todos menos *Brotogeris jugularis* y *Sporophila americana*, fueron encontrados en todos los muestreos realizados (Cuadro 2).

Durante todo el período de muestreo, once especies se observaron durante los diez muestreos, ocho de las cuales fueron consideradas anteriormente dentro de las especies más abundantes (Cuadro 2); sin embargo, *Amazilia tzacatl*, *Thamnophilus doliatus* y *Thraupis episcopus*, fueron constantes a lo largo del tiempo a pesar de que no fueron tan abundantes (Anexo 3).

Cuadro 2. Especies más abundantes identificadas durante el período de muestreo de marzo a julio del 2012 en el orden de su abundancia total.

Especie	Muestreos										Total	Porcentaje del total
	Marzo		Abril		Mayo		Junio		Julio			
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10		
<i>Campylorhynchus rufinucha</i>	15.00	5.00	10.00	19.00	13.00	15.00	13.00	11.00	11.00	12.00	124.00	7.13
<i>Melanerpes hoffmannii</i>	13.00	19.00	12.00	9.00	11.00	7.00	7.00	10.00	7.00	5.00	100.00	5.75
<i>Volatinia jacarina</i>	5.00	5.00	6.00	2.00	7.00	7.00	15.00	17.00	21.00	14.00	99.00	5.69
<i>Sporophila americana</i>	1.00	-	1.00	1.00	6.00	9.00	12.00	20.00	26.00	9.00	85.00	4.89
<i>Crotophaga sulcirostris</i>	10.00	20.00	8.00	6.00	9.00	1.00	7.00	6.00	4.00	5.00	76.00	4.37
<i>Pitangus sulphuratus</i>	12.00	9.00	6.00	7.00	7.00	6.00	4.00	10.00	7.00	8.00	76.00	4.37
<i>Lepidocolaptes souleyetii</i>	2.00	6.00	8.00	6.00	6.00	4.00	7.00	6.00	9.00	6.00	60.00	3.45
<i>Arremonops rufivirgatus</i>	8.00	3.00	1.00	4.00	6.00	8.00	1.00	12.00	4.00	10.00	57.00	3.28
<i>Turdus grayi</i>	9.00	5.00	6.00	4.00	5.00	2.00	9.00	3.00	5.00	4.00	52.00	2.99
<i>Brotogeris jugularis</i>	7.00	5.00	11.00	4.00	4.00	0.00	0.00	5.00	10.00	3.00	49.00	2.82
Total	81.00	77.00	69.00	62.00	74.00	59.00	75.00	100.00	104.00	76.00	778.00	44.71
Porcentaje del total	4.66	4.43	3.97	3.56	4.25	3.39	4.31	5.75	5.98	4.37	44.71	

Durante todos los muestreos, se siguieron observando nuevas especies en todos los usos de suelo. Las curvas de acumulación de especies muestran tendencia a la estabilidad sin llegar a ella, lo que significa que de continuar con los muestreos, nuevas especies serían incorporadas a la muestra. De todos los usos de suelo, el bosque ribereño es el que presenta menor probabilidad de observar nuevas especies a medida que aumentan los muestreos a lo largo del tiempo (Figura 8).

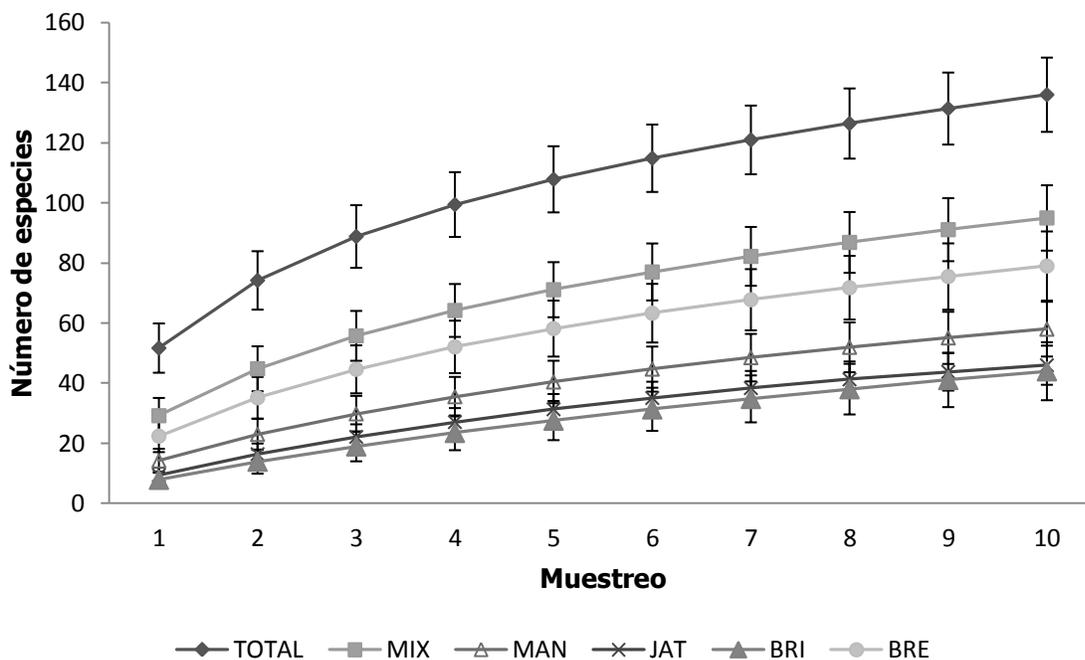


Figura 8. Curva de acumulación de las especies de la comunidad completa con respecto a los muestreos a lo largo del período de estudio para cada uso de suelo. BRE=bosque en regeneración, BRI= bosque ribereño, JAT= cultivo de J. curcas, MAN= manglar, MIX= uso de suelo mixto.

En la comunidad completa se encontraron dos especies dominantes con más de 100 individuos y 100 especies con una frecuencia de identificación menor a dos individuos (consideradas como poco frecuentes) (Figura 9.a). Todos los usos de suelo por separado, presentaron una tendencia similar a la comunidad completa, en donde la mayor cantidad de individuos se agrupo dentro de una y tres especies dominantes, mientras que la mayoría de especies observadas son consideradas como poco frecuentes (Figura 9.b.c.d.e.f).

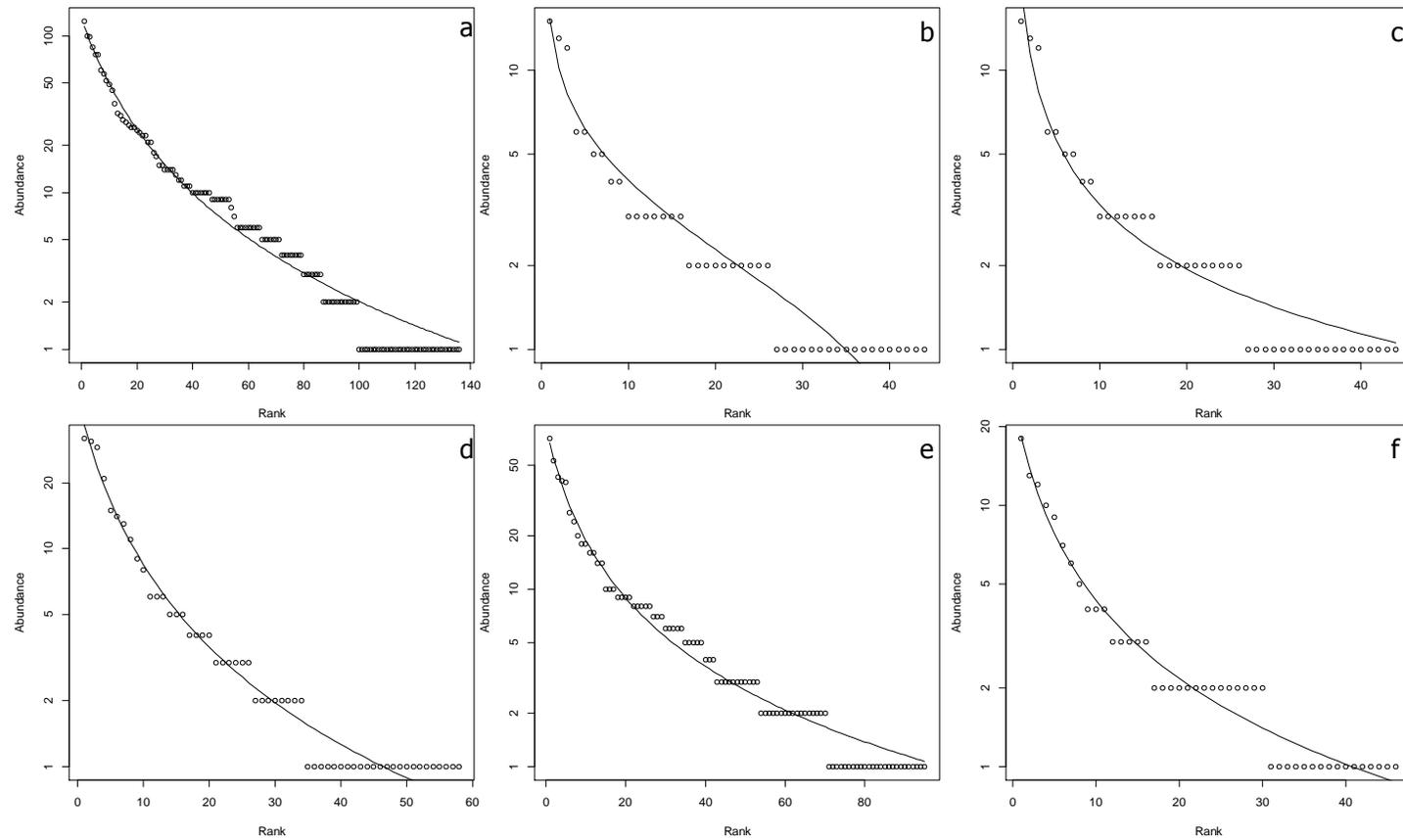


Figura 9. Curva de dominancia de especies para el total de especies (a) así como para cada uso de suelo dentro del área: bosque en regeneración (b), bosque ribereño (c), manglar (d), uso mixto (e) y cultivo de *J. curcas* (f). Las escalas de cada curva son diferentes unas de otras.

En el bosque en regeneración, las cinco especies más abundantes conformaron el 37.95% del total de individuos para este uso, siendo *C. rufinucha* la más dominante. En el bosque ribereño, el 40.31% de los individuos observados pertenecían a las especies más abundantes, siendo *Turdus grayi* el más dominante para este uso; mientras que para el cultivo de *J. curcas*, las especies más abundantes conformaron el 35.10% de los individuos, de los cuales el 11.92% pertenecían al *S. americana*, la especie más dominante del uso. El manglar fue el uso en donde las especies más abundantes presentaron un mayor porcentaje de individuos (44.14%) con respecto a otros usos, de los cuales el *B. jugularis* fue el que presentó mayor dominancia. Por último, en el uso mixto el 35.38% de los individuos pertenecieron a las especies más abundantes, siendo la *V. jacarina* la más dominante (Cuadro 3).

El bosque ribereño es el uso con mayor número de especies abundantes exclusivas, seguido por el cultivo de *J. curcas* y el manglar; mientras que el uso con mayor número de especies abundantes compartidas es el uso de suelo mixto y el bosque en regeneración (Cuadro 3).

Cuadro 3. Abundancia relativa de las cinco especies de aves más abundantes para cada uno de los usos de suelo. BRE=bosque en regeneración, BRI= bosque ribereño, JAT= cultivo de J. curcas, MAN= manglar, MIX= uso de suelo mixto.

ESPECIE	BRE (%)	BRI (%)	JAT (%)	MAN (%)	MIX (%)
<i>Arremonops rufivirgatus</i>	6.82				
<i>Campylorhynchus rufinucha</i>	14.50				6.13
<i>Melanerpes hoffmannii</i>	5.97			10.00	5.71
<i>Pitangus sulphuratus</i>	5.76			5.17	
<i>Thamnophilus doliatus</i>	4.90				
<i>Arremon aurantirostris</i>		9.30			
<i>Chiroxiphia linearis</i>		4.65			
<i>Lepidocolaptes souleyetii</i>		10.08		7.24	
<i>Myrmeciza exsul</i>		4.65			
<i>Turdus grayi</i>		11.63			
<i>Amazilia rutila</i>			6.62		
<i>Crotophaga sulcirostris</i>			7.95		5.85
<i>Columbina talpacoti</i>			4.64		
<i>Sporophila Americana</i>			11.92		7.56
<i>Todirostrum cinereum</i>			3.97		
<i>Ara macao</i>				10.69	
<i>Brotogeris jugularis</i>				11.03	
<i>Volatinia jacarina</i>					10.13
TOTAL	37.95	40.31	35.10	44.14	35.38

4.4.2 Comunidad de especies migratorias:

Se identificaron 188 individuos pertenecientes a 32 especies de aves migratorias, lo cual corresponde al 10.80% y 23.53% respectivamente del total observado. Cabe mencionar que nueve de estas especies presentan poblaciones tanto residentes como migratorias, razón por la cual fueron observadas fuera de la temporada de migración. La mayor parte de las

aves migratorias se observaron en el muestreo tres (34 individuos) y cuatro (37 individuos), lo cual corresponde al mes de abril (Anexo 3). Las especies migratorias más abundantes fueron la especie *Myiodynastes maculatus* con 31 individuos y *Setophaga petechia* con 29, ambas especies presentaron poblaciones tanto residentes como migratorias (Anexo 3, Anexo 4).

Al comparar las curvas de rarefacción de la comunidad completa junto con la residente y migratoria, se puede observar que el patrón de recambio de la curva de acumulación para las aves residentes es similar al patrón de toda la comunidad de aves, mientras que la migratoria se estabilizó después de seis muestreos (Figura 10).

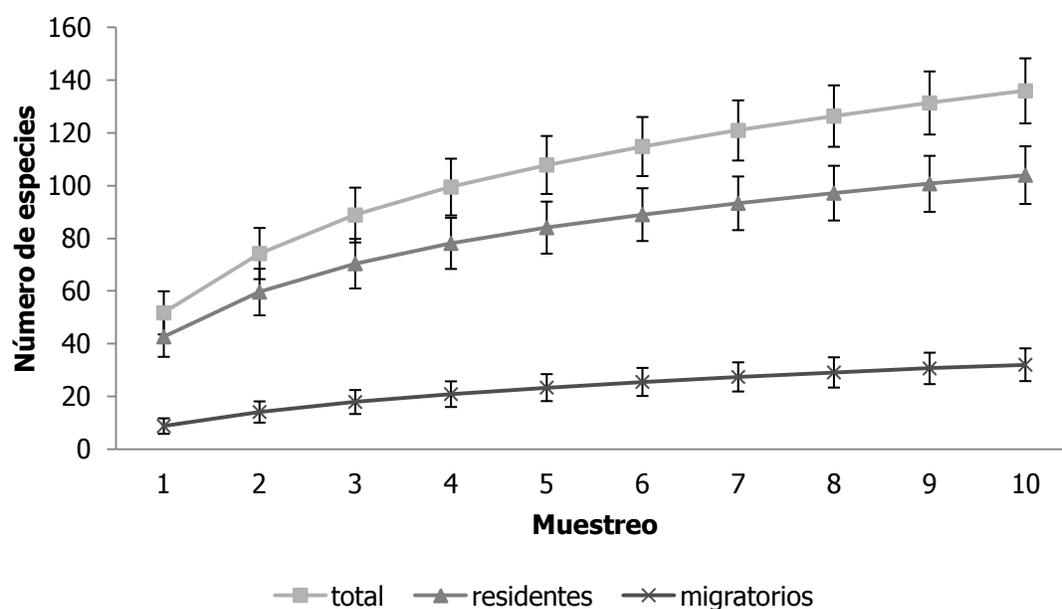


Figura 10. Curva de acumulación de las especies de la comunidad completa, la comunidad residente y la comunidad migratoria con respecto a los muestreos a lo largo del período de estudio.

4.5 Comparación de la riqueza, abundancia y diversidad de aves presentes en el cultivo de *J. curcas* con respecto a los usos de suelo aledaños

A nivel de individuos (frecuencia o detecciones) y riqueza (especies), tanto para la comunidad completa, la migratoria como para la residente, no se presentaron diferencias entre los usos de suelo. Tampoco se encontraron diferencias en el índice de diversidad de

Shannon y en el índice de dominancia de Simpson, por lo que se considera que la diversidad de aves fue similar en todos los usos. Debido a que el índice de dominancia de Simpson, presentaron valores bajos, se puede decir que las especies de aves se distribuyen de manera equitativa en cada uno de los usos evaluados (Cuadro 4).

Cuadro 4. Variables de abundancia, riqueza y diversidad de la comunidad de aves completa para cada uno de los usos de suelo (índices calculados como promedio por punto) ($p \leq 0.05$). BRE=bosque en regeneración, BRI= bosque ribereño, JAT= cultivo de J. curcas, MAN= manglar, MIX= uso de suelo mixto. Letras similares indican que no hubo diferencias a un nivel de confianza de $p \leq 0.05$.

Uso de suelo	BRE	BRI	JAT	MAN	MIX
Número puntos	16.00	6.00	5.00	9.00	22.00
Promedio Abundancia (individuos/punto)	29.31a	21.60a	30.20a	31.10a	31.86a
Promedio Riqueza (especie/punto)	14.94a	12.00a	15.00a	14.50a	15.27a
Índice de diversidad de Shannon	1.05a	0.98a	1.08a	1.02a	1.04a
Índice de dominancia de Simpson	0.08a	0.08a	0.07a	0.10a	0.10a

4.6 Influencia de las variables arbóreas sobre la riqueza, abundancia y diversidad de aves

Para la comunidad completa de aves se encontró una correlación positiva entre la riqueza y abundancia de aves con el promedio de DAP; de la misma manera se dio con el coeficiente de variación del DAP para la riqueza de aves. En el caso de la abundancia de aves se encontró una correlación positiva con el coeficiente de variación de cobertura del dosel (Cuadro 5, Anexo 5).

En la comunidad residente, tanto la abundancia de aves como la riqueza de aves se correlacionaron positivamente con el coeficiente de variación del promedio del DAP y en el caso de la riqueza de aves también se encontró una correlación positiva con el promedio del DAP (Cuadro 5, Anexo 5).

En la comunidad migratoria, la abundancia y la riqueza de aves se correlacionaron positivamente con el promedio y el coeficiente de variación del DAP. Además, la abundancia

de aves se correlacionó de forma positiva con el coeficiente de variación de la cobertura del dosel (Cuadro 5, Anexo 5).

*Cuadro 5. Correlaciones de Pearson entre la abundancia y riqueza con las variables arbóreas para la comunidad completa, la residente y migratoria. CV=coeficiente de variación, Corr.=correlación, *=valores significativos ($p \leq 0.05$).*

Variable Arbórea	DAP (promedio)			DAP (CV)			Cobertura Dosel (CV)		
	Corr	Chi ²	P-valor	Corr	Chi ²	P-valor	Corr	Chi ²	P-valor
Comunidad Completa									
Abundancia	+	3.88	0.05*	+	0.54	0.46	+	4.20	0.04*
Riqueza	+	7.49	>0.01*	+	3.64	0.05*	+	2.60	0.11
Comunidad Residente									
Abundancia	+	2.2	0.14	+	28.57	<0.01*	+	3.45	0.06
Riqueza	+	4.6	0.03*	+	26.76	<0.01*	+	2.63	0.11
Comunidad Migratoria									
Abundancia	+	3.65	0.05*	+	5.48	0.02*	+	4.6	0.03*
Riqueza	+	7.1	>0.01*	+	5.49	0.02*	+	1.14	0.29

4.7 Relación de la composición de aves del cultivo de *J. curcas* con la de los usos de suelo aledaños

La composición de aves presentó una interacción entre los usos de suelo y el período de muestreo ($p \leq 0.05$). A nivel del mismo uso de suelo en las diferentes épocas, se presentaron diferencias en el cultivo de *J. curcas* donde durante la época seca se asoció con especies como *Bubulcus ibis* y en la lluviosa con especies como *Columbina talpacoti*. En el caso del uso mixto, también se encontraron diferencias entre épocas asociándose al igual que el cultivo de *J. curcas* en la época seca con la especie *B. ibis* y en la lluviosa con *C. talpacoti* (Anexo 6).

La composición de aves del cultivo de *J. curcas* se diferenció de la del bosque ribereño tanto para la época seca como para la lluviosa, en donde la especie *Cyanerpes cyaneus* en

época seca y *Chiroxiphia linearis* en época lluviosa, se observaron en el bosque ribereño pero no en el cultivo de *J. curcas* (Anexo 6). El cultivo de *J. curcas* durante la época seca se diferenció con el manglar tanto para la época seca como para la lluviosa, así como en la época lluviosa con el manglar en época seca. El manglar se asoció en la época seca con el *Amazilia boucardi* y en la lluviosa con la especie *Ara macao*.

En el caso del uso de suelo mixto, durante la época seca no presentó diferencias con ningún uso de suelo a pesar de que se encontró una mayor cantidad de *Caracara cheriway* en comparación a los otros usos (Anexo 6). En la época lluviosa el uso de suelo mixto presentó diferencias con el bosque en regeneración (ambas épocas), en donde el uso mixto se asoció con especies como *Geothlypis poliocephala*, mientras que el bosque en regeneración se asoció con la especie *Cantorchilus modestus*. El uso de suelo mixto durante la época lluviosa también presentó diferencias con el bosque ribereño y el manglar durante la época seca (Anexo 6).

En el caso de las diferencias encontradas entre los hábitats naturales, la composición de aves del bosque ribereño durante la época seca se diferenció de la composición del manglar durante ambas épocas y del bosque en regeneración durante la época lluviosa. Este último, también presentó diferencias con el manglar durante la época seca (Anexo 6).

Se encontraron diferencias en la composición de aves en ambas épocas, en donde especies como *B. ibis*, *Euphonia luteicapilla* y el *Trogon melanocephalus* se observaron en mayor abundancia durante la época seca; mientras que en la época lluviosa especies como *A. macao*, *C. talpacoti* y *Agelaius phoeniceus* se observaron en mayor abundancia. De las especies migratorias, solo tres estuvieron correlacionadas con la época y uso de suelo (*Cardellina pusilla*, *Contopus virens*, *Icterus galbula*) y fueron observadas solo durante la época seca y en abundancias muy bajas. Este estudio únicamente cubrió una porción de la migración de verano lo que puede verse reflejado en nuestros resultados con respecto a la presencia de especies migratorias (Figura 11).

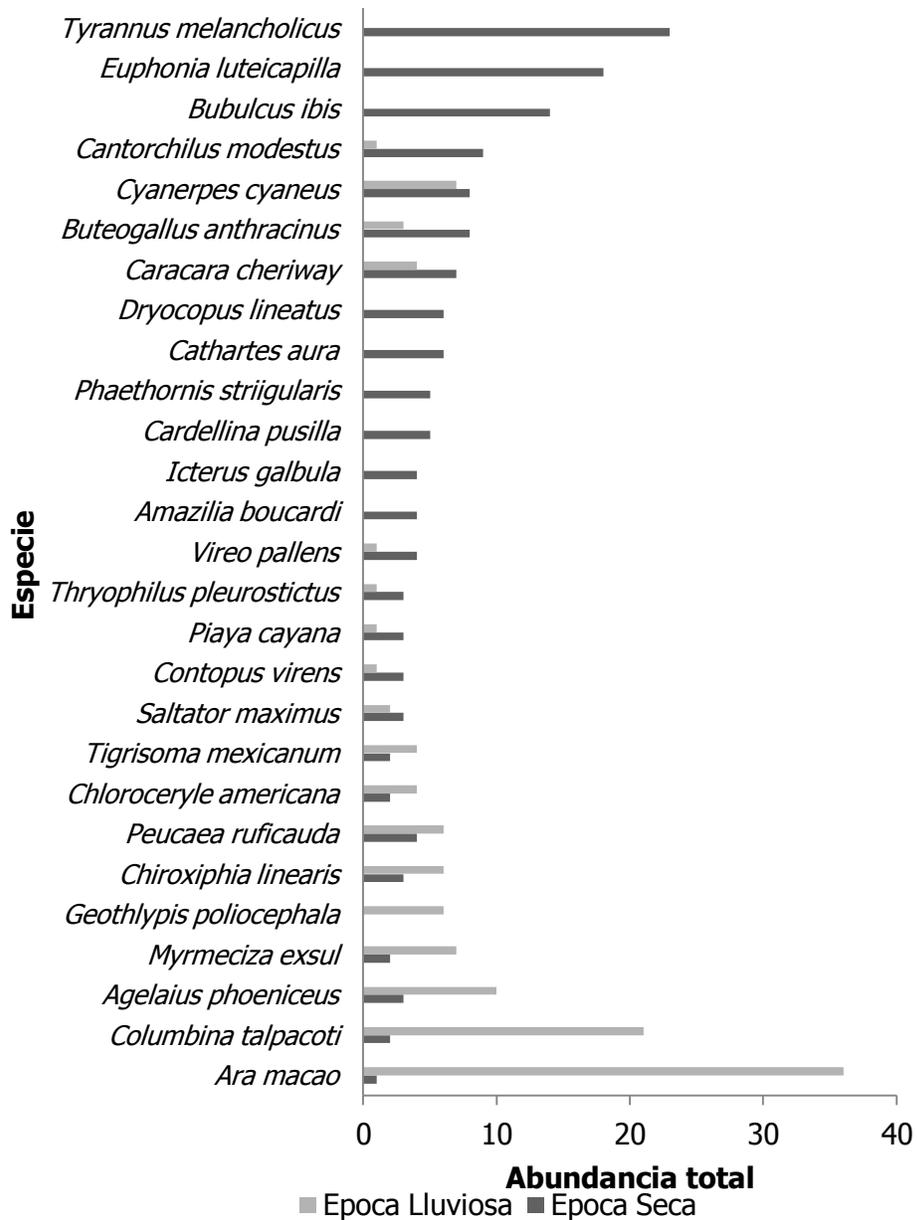


Figura 11. Abundancia de especies con mayor correlación tanto a nivel de uso como de época dentro de la composición de aves durante la época seca y la época lluviosa muestreada ($p \leq 0.05$).

Algunas de las diferencias entre usos de suelo se pueden observar en el diagrama de ordenación del análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMS), en donde el

primer eje separa el bosque en regeneración, el bosque ribereño y el manglar del cultivo de *J. curcas* y el segundo eje separa el bosque en regeneración y al cultivo de *J. curcas* del bosque ribereño y el manglar (Figura 12). Dentro de las especies asociadas al cultivo de *J. curcas* están *S. americana*, *S. torqueola*, *V. jacarina*, *A. rutila*, *G. poliocephala*, *Peucaea ruficauda* y *C. talpacoti*, de estas las últimas tres estuvieron correlacionadas también con la interacción de la época y uso (Figura 12, Anexo 6). El bosque ribereño y el manglar se asociaron con especies como el *M. maculatus*, *Tityra semifasciata*, *Lepidocolaptes souleyetii*, *Brotogeris jugularis*, *Chloroceryle aenea*, *Buteogallus anthracinus*, *Myrmeciza exsul*, *A. boucardi* y *A. macao*, de estas las cuatro últimas también se asociaron con la interacción de la época y el uso (Figura 12, Anexo 6). Finalmente, el bosque en regeneración se asoció con especies como el *Arremonops rufivirgatus*, *T. doliatus*, *C. rufinucha* y *Basileuterus rufifrons* (Figura 12).

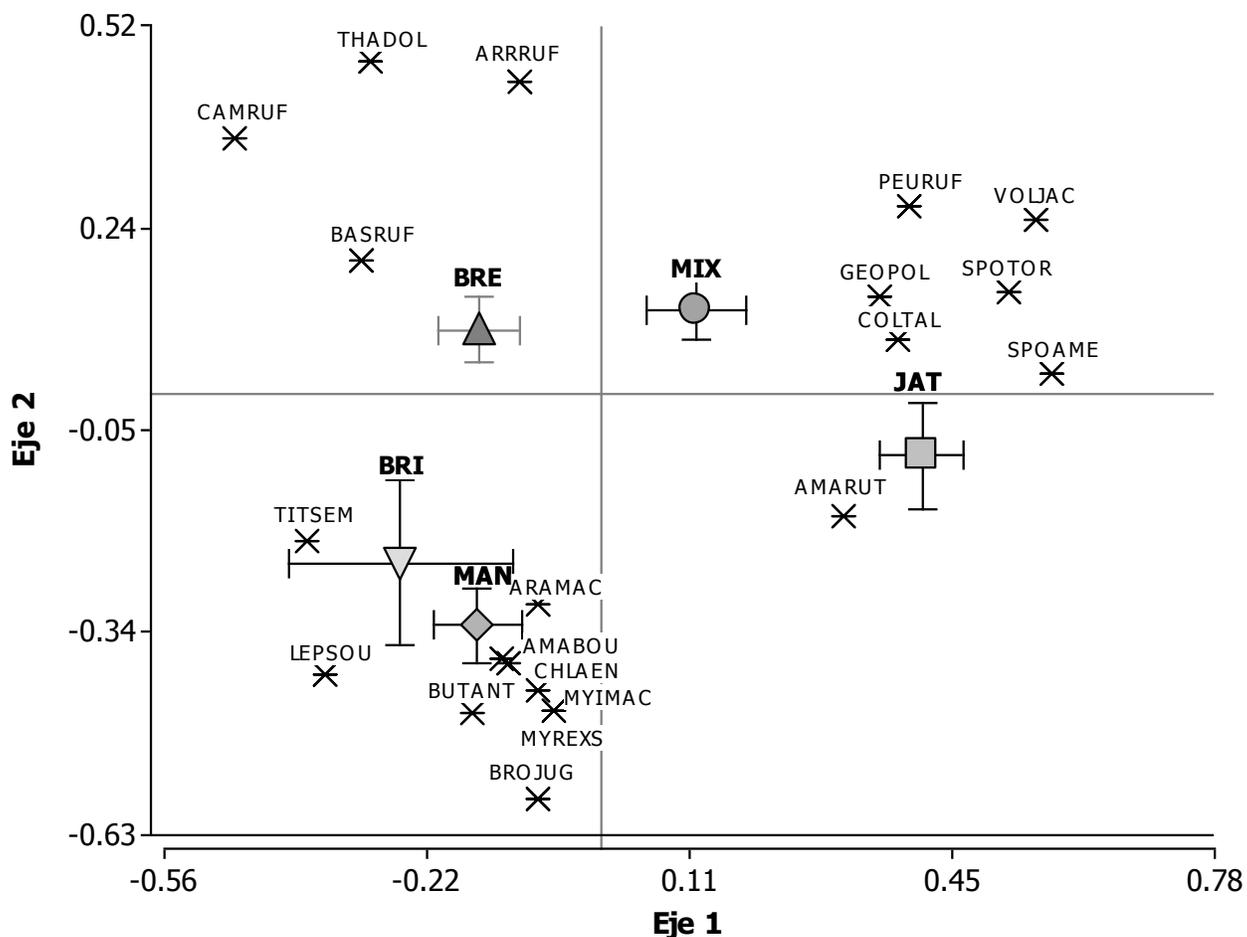


Figura 12. Ordenación basada en NMS de los puntos de conteo y sus centroides respectivos a los diferentes usos de suelo para las especies con una frecuencia mayor a tres individuos combinando la época seca y lluviosa. Bosque en regeneración (BRE)=triángulo hacia arriba, bosque ribereño (BRI)=triángulo hacia abajo, cultivo de *J. curcas* (JAT)=cuadrados, manglar (MAN)=rombo, cultivo mixto (MIX)=circulo, especies= asterisco. AMABOU=Amazilia boucardi, AMARUT=Amazilia rutila, ARAMAC=Ara macao, ARRRUF=Arremonops rufivirgatus, BASRUF=Basileuterus rufifrons, BROJUG=Brotoyeris jugularis, BUTANT=Buteogallus anthracinus, CAMRUF=Campylorhynchus rufinucha, CHLAEN=Chloroceryle aenea, COLTAL=Columbina talpacoti, GEOPOL=Geothlypis poliocephala, LEPSOU=Lepidocolaptes souleyetii, MYIMAC=Myiodynastes maculatus, MYREXS=Myrmeciza exsul, PEURUF =Peucea ruficauda, SPOAME=Sporophila americana, SPOTOR=Sporophila torqueola, THADOL=Thamnophilus doliatus, TITSEM=Tityra semifasciata.

4.8 Relación de las variables arbóreas sobre la composición de aves presentes en el área de estudio

La composición de aves en cada uno de los usos de suelo estuvo relacionada a su vez con las variables arbóreas características de cada uso de suelo. En el primer eje se encontraron correlaciones positivas con la abundancia arbórea y el coeficiente de variación de la cobertura del dosel, asociándose con las especies *A. rutila*, *S. torqueola*; *V. jacarina*, *S. americana*, *P. ruficauda*, *C. talpacoti* y *G. poliocephala*. En este eje también se encontraron correlaciones negativas con los índices de diversidad, asociándose las especies *L. souleyetii*, *C. rufinucha*, *T. semifasciata* y *B. rufifrons*. En el caso del segundo eje, se encontró una correlación negativa con el promedio del DAP y el coeficiente de variación de la cobertura del sotobosque, asociándose con las especies *L. souleyetii*, *B. jugularis*, *M. maculatus*, *C. aenea*, *M. exsul*, *A. macao*, *B. anthracinus* y *A. boucardi* (Figura 12, Cuadro 6).

Cuadro 6. Regresiones lineales de la composición de aves con las variables arbóreas. Abund. Veg.=Abundancia vegetal, CV.Cob.Dos.=Coeficiente de variación de la cobertura del dosel, CV.Cob.Sot= Coeficiente de variación de la cobertura del sotobosque, CV.Prom.DAP= Coeficiente de variación del DAP, Ind.Shan.=Indice de Shannon, Ind.Simp.=Indice de Simpson, Prom.DAP= Promedio del DAP.

Eje 1			Eje 2		
Variable Arbórea	T	P-valor	Variable Arbórea	T	P-valor
Abund.Veg.	2.13	0.03	Prom.DAP	-3.88	<0.01
Ind. Shan.	-7.14	<0.01	CV.Cob.Sot.	-4.53	<0.01
Ind.Simp.	-3.64	<0.01			
CV.Cob.Dos.	4.72	<0.01			

4.9 Relación de los gremios tróficos de aves con los diferentes usos de suelo y las variables arbóreas

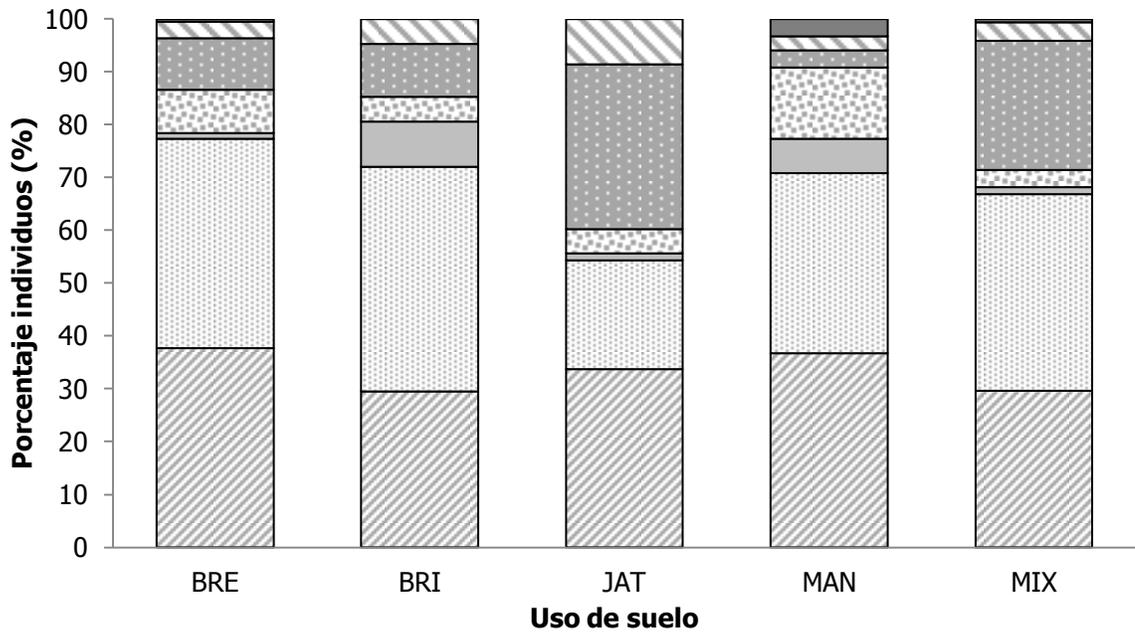
La mayoría de las especies de aves de la comunidad completa pertenecen al gremio de las insectívoras (36.8%), con el 31.7% del total de individuos, el segundo grupo con mayor riqueza correspondió al gremio de los omnívoros (33.1%), el cual incluye a la mayor

parte de los individuos (36.4%). El resto de los gremios representó menos del 11% de las especies y del 16% del total de individuos (Cuadro 7).

Cuadro 7. Riqueza y abundancia de los diferentes gremios tróficos

Gremios	Número Especies	Porcentaje Especies	Número Individuos	Porcentaje Individuos
Carnívoro	12.00	8.82	52.00	2.99
Carroñero	2.00	1.47	12.00	0.69
Frugívoro	9.00	6.62	141.00	8.10
Granívoro	13.00	9.56	279.00	16.03
Insectívoro	50.00	36.76	551.00	31.67
Nectarívoro	5.00	3.68	71.00	4.08
Omnívoro	45.00	33.09	634.00	36.44
TOTAL	136.00	100.00	1740.00	100.00

Todos los usos de suelo, con excepción del cultivo de *J. curcas* tuvieron a los gremios insectívoros y omnívoros como los más abundantes, en el caso del cultivo fue el gremio insectívoro seguido del granívoro. Los frugívoros fueron más abundantes en el manglar (14%), representando únicamente el 5% en el cultivo de *J. curcas*. El gremio de los carnívoros fue más abundante en el bosque ribereño (9%) y el manglar (6%) mientras que dentro del cultivo de *J. curcas* representó tan solo el 1%. El gremio de los carroñeros fue el menos abundante, observándose solo en el manglar y el uso mixto con menos del 4% (Figura 13).



Insectívoro
 Omnívoro
 Carnívoro
 Frugívoro
 Granívoro
 Nectarívoro
 Carroñero

Figura 13. Distribución de gremios por uso de suelo. BRE=bosque en regeneración, BRI=bosque ribereño, JAT=cultivo de *J. curcas*, MAN=manglar, MIX=uso de suelo mixto.

El análisis de redundancia explicó el 22% de la varianza de la cual el 87% fue explicado por el primer eje y el 13% por el segundo eje. El primer eje dividió a los usos de suelo correspondientes al bosque ribereño, bosque en regeneración y al manglar del cultivo de *J. curcas* y el uso mixto (Figura 14). Los usos de suelo, manglar y el bosque ribereño se correlacionaron con el gremio de las frugívoras que incluye especies como *A. macao* y *B. jugularis*, así como con el gremio de las carnívoras que incluye especies como *B. anthracinus* y *C. americana*. El gremio de las omnívoras, el cual incluye especies como el *M. hoffmannii* y el *Pitangus sulphuratus*, así como el gremio de las insectívoras con especies como *C. rufinucha* y *Crotophaga sulcirostris* se correlacionaron con el uso de suelo de bosque en regeneración. En el caso del gremio de los nectarívoros se correlacionaron con el uso de suelo del manglar por la presencia de la especie *A. boucardi*; así como con el cultivo de *J. curcas* por la presencia de *A. rutila*, la cual se observó varias veces alimentándose de las flores de *J. curcas*. Por último, el gremio de los granívoros, el cual incluye especies como la

C. talpacoti y la *V. jacarina*, se correlacionó con los usos de suelo mixto y el cultivo de *J. curcas* (Figura 14).

Al correlacionar las variables arbóreas con los gremios tróficos y los usos de suelo en donde se encontraron, el promedio de la cobertura del dosel se correlacionó positivamente con los gremios omnívoro e insectívoro del bosque en regeneración, mientras que se correlacionó negativamente con los granívoros del uso de suelo mixto y el cultivo de *J. curcas*. En el caso del promedio de la cobertura del sotobosque se correlacionó positivamente con el uso de suelo mixto y el cultivo de *J. curcas* y negativamente con los usos de manglar y el bosque ribereño, los cuales como se dijo anteriormente están correlacionados con los gremios frugívoro y carnívoro (Figura 14).

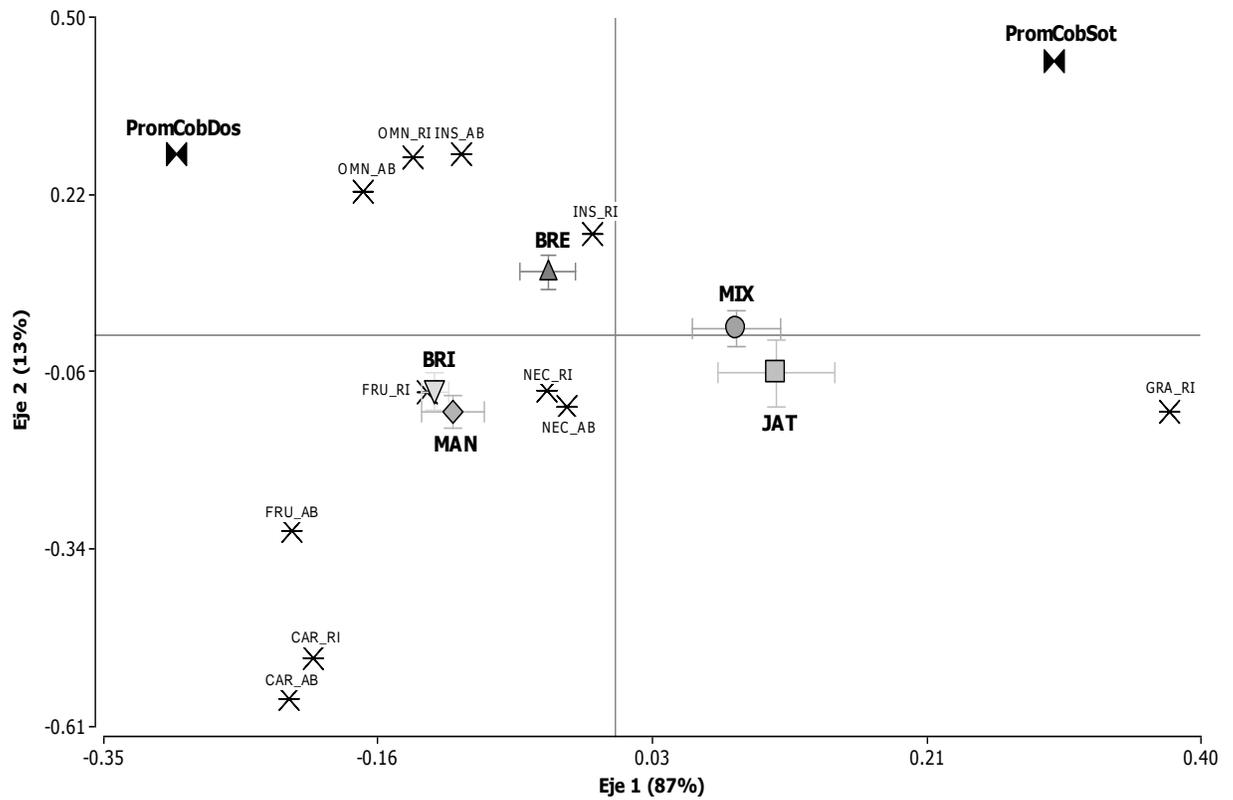


Figura 14. Ordenación basada en un Rda mostrando las relaciones entre las riquezas y abundancias de los gremios tróficos, los diferentes usos de suelo y las variables arbóreas. BRE=bosque en regeneración, BRI=bosque ribereño, JAT=cultivo J. curcas, MAN= manglar, MIX=uso de suelo mixto, AB=abundancia, RI=riqueza, CAR=carnívoros, FRU=frugívoros, GRA=granívoros, INS=insectívoros, NEC=nectarívoros, OMN=omnívoros, PromCobSot=Promedio cobertura del sotobosque, PromCobDos=Promedio cobertura del dosel.

4.10 Evaluación del comportamiento de las aves en los diferentes estratos verticales y usos de suelo

Se reportó el comportamiento y el estrato observado para 1494 individuos. La mayoría de los individuos se registraron en el subd-ospel (34.81%) y en el dosel (33.13%), seguido por el estrato herbáceo (25.97% de los individuos) y el suelo (6.09% de los individuos). A nivel del comportamiento, el 43.51% de las aves se observaron forrajeando (n=650), actividad más frecuente en todos los estratos; la segunda actividad más frecuente que se reportó fue la del canto con el 26.57% de los individuos, seguido por las aves que se encontraban perchadas (23.16%). En el caso del resto de los comportamientos, presentaron porcentajes por debajo del 3% cada uno llegando a representar juntos el 6.77% del total de los individuos registrados (Cuadro 8).

Cuadro 8. Comportamiento de la avifauna observado en los distintos estratos arbóreos y el número de individuos registrados para cada uno. Num.= Número individuos, Porc.= Porcentaje de individuos

Estrato Arbóreo	Dosel		Sub-dosel		Herbáceo		Suelo		TOTAL	
	Num	Porc	Num	Porc	Num	Porc	Num	Porc	Num	Porc
Acicalándose	4.00	0.27	2.00	0.13	1.00	0.07	0.00	0.00	7.00	0.47
Bañándose	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	5.00	0.33	5.00	0.33
Cantando	1540	10.31	151.00	10.11	84.00	5.62	8.00	0.54	397.00	26.57
Cortejando	0.00	0.00	5.00	0.33	14.00	0.94	2.00	0.13	21.00	1.41
Defendiendo	7.00	0.47	7.00	0.47	10.00	0.67	0.00	0.00	24.00	1.61
Forrajeando	203.00	13.59	207.00	13.86	174.00	11.65	66.00	4.42	650.00	43.51
Perchando	106.00	7.10	136.00	9.10	98.00	6.56	6.00	0.40	346.00	23.16
Volando	21.00	1.41	12.00	0.80	7.00	0.47	4.00	0.27	44.00	2.95
TOTAL	495.00	33.13	520.00	34.81	388.00	25.97	91.00	6.09	1494.00	100.0

Se evidenció una asociación entre el comportamiento de las aves y el estrato donde se registraron con los usos de suelo tanto en la época seca ($\chi^2_{MV-G2}=221.7$, $gl=56$, $p<0.0001$) como en la época lluviosa ($\chi^2_{MV-G2}=315.8$, $gl=64$, $p<0.0001$).

En ambas épocas, el cultivo de *J. curcas* estuvo asociado con el uso mixto (Figura 15). Además, en la época seca se observó que el bosque en regeneración estuvo asociado con el manglar (Figura 15.a) mientras que en la época lluviosa el bosque en regeneración se asoció con el bosque ribereño (Figura 15.b).

El cultivo de *J. curcas*, durante la época seca se asoció más con las aves volando de un árbol a otro en el sub-dosel, mientras que durante la época lluviosa las actividades que más se asociaron fue la de perchar en todos los estratos menos el dosel y la de defensa de territorio de especies como el *A. rutila* y el *A. tzacatl* en el estrato herbáceo (Figura 15.a, Figura 15.b).

En el caso del uso de suelo mixto, en ambas épocas se observaron forrajeando en el estrato herbáceo, esta actividad también se observó en el suelo durante la época seca (Figura 15.a, Figura 15.b). Durante la época lluviosa, el estrato más utilizado en este uso fue el herbáceo donde se observaron cantando y cortejando, como es el caso de *V. jacarina* y *S. americana*; también se observaron especies perchando; este último comportamiento además se observó en el suelo y en el sub-dosel (Figura 15.a, Figura 15.b).

El bosque en regeneración, durante todo el período de muestreo, la mayoría de los comportamientos se observaron en el dosel y sub-dosel, manteniéndose en ambas épocas las aves cantando y forrajeando en estos estratos (Figura 15.a, Figura 15.b).

En el bosque ribereño, durante la época seca se asoció con el sub-dosel en donde se observaron a especies como *T. grayi* defendiendo el territorio y *C. linearis* cantando (Figura 15.a). Durante la época lluviosa se asoció más con el suelo donde se observó a las aves cantando, cortejando y forrajeando; también se asoció con el dosel donde se observaron a las aves forrajeando y defendiendo su territorio (Figura 15.b).

Por último, en el manglar, el estrato más utilizado en ambas épocas fue el dosel en donde se observaron aves volando de un árbol a otro y perchadas, durante la época seca en su mayoría *B. anthracinus* y durante la lluviosa *A. macao* (Figura 15.a, Figura 15.b). Durante la época seca se registraron cantos especialmente de aves pequeñas *S. petechia*, así como aves forrajeando en el dosel y perchadas en el sub-dosel (Figura 15.a).

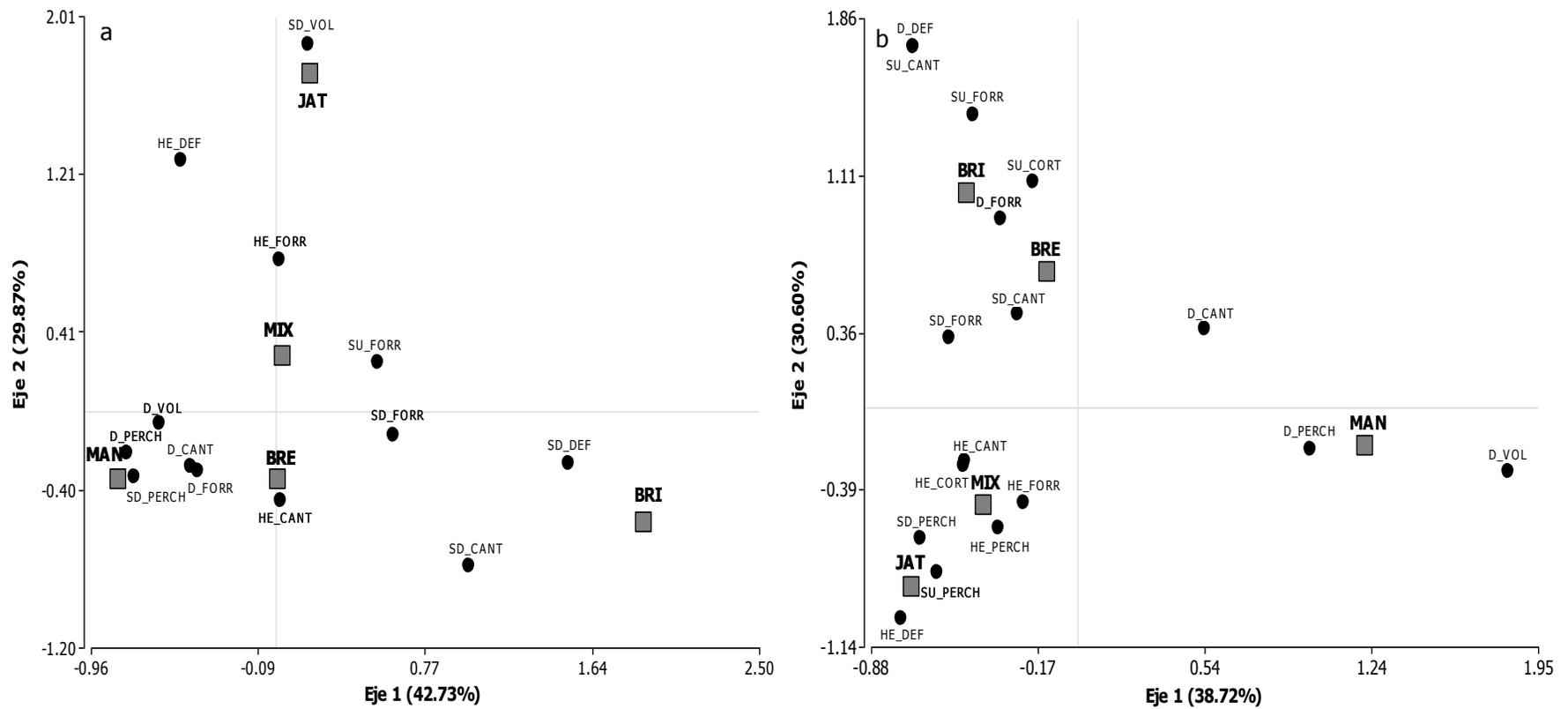


Figura 15. Visualización de la asociación entre el comportamiento para cada estrato arbóreo con respecto a los usos de suelo durante: izquierda época seca, derecha época lluviosa basada en un análisis de correspondencia múltiple. Usos de suelo=cuadrado, estrato-comportamiento=circulo, D=dosel, SD=subdosel, HE=herbáceo, SU=suelo, CANT= cantar, CORT= cortejar, DEF=defensa, FORR=forrajear, PERCH=perchar, VOL=volando bajo.

5. DISCUSIÓN

5.1 *Comparación de la comunidad de aves presente en el cultivo de *Jatropha curcas* con respecto a la de los usos de suelo aledaños*

Durante el período de muestreo, se identificó el 19.2% del total de especies registradas en Costa Rica. De estas especies, *Passerina ciris* y *Contopus cooperi* se consideran como casi en peligro de extinción (IUCN 2012), así como las especies *Ara macao* (CITES 2012) y *Amazilia boucardi* (IUCN 2012) se consideran en peligro de extinción. Las especies más abundantes registradas en el área de estudio con excepción del *Arremonops rufivirgatus*, son especies que prefieren las áreas abiertas o de borde de bosque (Stiles 1985, Stiles y Skutch 2007), por lo que pueden considerarse como especies típicas de hábitats intervenidos.

En el presente estudio, no se encontraron diferencias en la riqueza, abundancia y diversidad de aves entre los diferentes usos de suelo evaluados. Tampoco se logró encontrar ningún otro estudio sobre comunidades de aves dentro del cultivo de *J. curcas* para poder comparar con los resultados del presente estudio. Sin embargo, estudios previos en donde se compararon hábitats naturales (bosque primario, secundario, ribereño, etc.) con monocultivos perenes como cacao y café, se encontró una mayor abundancia y riqueza de aves en los hábitats naturales que en los monocultivos (Greenberg *et al* 1997b, Philpott *et al* 2008, Milder *et al* 2010), por lo que se esperaría una menor abundancia, riqueza y diversidad en el cultivo de *J. curcas*.

Uno de los factores determinantes en la falta de diferenciación con respecto a la riqueza, abundancia y diversidad de aves es la heterogeneidad de usos. La diversidad de usos de suelo, dentro de nuestra área de estudio, generó posiblemente un efecto de borde que afectó los resultados de los conteos. El área de estudio consta de diferentes usos que están representados por parches de formas irregulares y tamaños relativamente pequeños (1-23 hectáreas), con excepción de dos parches de uso mixto de 45 y 32 hectáreas, así como el manglar que forma parte de una reserva de manglar continuo de 550 hectáreas. La heterogeneidad de los usos dentro del area de estudio, así como su tamaño, permite el movimiento de muchas especies de aves. La mayoría de las especies de aves presentes no están restringidas a un solo uso de suelo (Stiles 1985, Enríquez-Lenis *et al* 2007, Stiles y Skutch 2007). La heterogeneidad es un factor importante para la conservación de especies

dentro de los paisajes agrícolas, ya que pueden brindar conectividad, refugio y alimento a las especies ahí presentes (Graham y Blake 2001, Harvey *et al* 2006, Harvey y Gonzalez 2007, Arendt *et al* 2012). En cambio, los monocultivos, como la *J. curcas*, pueden llegar a aislar a algunas especies con mayor sensibilidad a disturbios y pueden causar efectos negativos a las poblaciones locales (Dietsch *et al* 2007, Philpott *et al* 2008, Arendt *et al* 2012), en especial si estos cubren grandes extensiones de terreno.

La existencia de pequeños parches de diferentes usos de suelo, aumenta el área de borde (Kattan 2002, Luck y Daily 2003, Ruiz-Guerra *et al* 2011). El efecto de borde tiende a ser negativo sobre las aves especialistas de bosque como las de sotobosque; sin embargo, tiene un efecto favorable sobre las especies generalistas (Ambuel y Temple 1983, Best *et al* 1995, Stouffer y Bierregaard 1995, Allen y O'connor 2000, Laurance *et al* 2002, Sekercioglu 2002, Waltert *et al* 2005, Anjos 2006, Harvey y González 2007). Las especies generalistas son capaces de movilizarse dentro y entre los bordes de los diferentes usos de suelo (Desrochers y Fortin 2000, Harris y Reed 2002). Esto pudo haber favorecido al movimiento de la comunidad de aves dentro del área de estudio ya que para la mayoría de aves presentes, su hábitat preferido es el borde de bosque o las cercanías a ellos y no tienen una alta dependencia de los bosques, según lo registrado por Stiles (1985) y Stiles y Skutch (2007).

En la composición de aves, se observó una separación entre el manglar, el bosque en regeneración y el bosque ribereño del uso de suelo mixto y el cultivo de *J. curcas*. Estas diferencias se dieron por tan solo 36 especies, ya que las demás especies no presentaron asociación a ninguna época o uso de suelo, debido a que en su mayoría son especies que prefieren las áreas abiertas y/o los bordes de bosque (Stiles 1985, Stiles y Skutch 2007) o se encontraban en cantidades muy bajas (menores a 3) para presentar asociaciones con algún uso de suelo o época. Las especies de borde de bosque o de dosel tienen una mayor probabilidad de utilizar usos de suelo agrícolas (Lindell *et al* 2004), razón por la cual se pudieron observar en la mayoría de los usos de suelo evaluados, así como en ambas épocas. Es importante también tomar en cuenta que aunque una especie sea observada en un uso de suelo determinado, esto no significa que pueda reproducirse exitosamente dentro de este uso (Lindell *et al* 2004); por lo que muchas especies, puede que aún dependan del bosque para poder realizar ciertas etapas de su vida.

De las especies migratorias, tan solo tres especies estrictamente migratorias presentaron asociaciones con los usos y época. Esto se puede deber a que las especies migratorias no son tan sensibles como las residentes y tienden a usar más los usos de suelo agrícolas, esta tendencia fue observada en estudios previos (Bernstein *et al* 1991, Johnson y Sherry 2001, Harris and Reed 2002, Lindell 2004, Philpott *et al* 2008); a pesar de esto, se ha encontrado que se debe mantener la calidad de los hábitats antrópicos para que estas especies migratorias puedan movilizarse y sobrevivir (Arendt *et al* 2012). Por otro lado, es importante notar que el período de muestreo del presente estudio no permite, realizar inferencias sobre la totalidad de la variabilidad en la época migratoria.

Especies que utilizan el interior de bosque como hábitat principal, así como las especies que prefieren utilizar el dosel de los bosques (Stiles 1985, Stiles y Skutch 2007), se asociaron con el manglar, el bosque ribereño y/o el bosque en regeneración, debido a que por lo general son especies que necesitan de hábitats muy específicos y no tienen tolerancia a perturbaciones de actividades antrópicas, por lo que se mantienen en hábitats con alta cobertura arbórea (Kattan 2002, Harvey y González 2007, Estrada 2008). En cambio el cultivo de *J. curcas* y el uso de suelo mixto se asociaron con especies que prefieren áreas abiertas o de borde de bosque, estas especies tienen baja dependencia del bosque (Stiles 1985, Stiles y Skutch 2007), por lo que pueden ser observadas en hábitats con baja cobertura arbórea.

En estudios previos, comparando los cultivos de café (con y sin sombra) con hábitats naturales (parches boscosos), también se encontraron diferencias en la composición de aves presentes, similares a las del estudio presente, en donde los cultivos se asociaron con especies generalistas, de crecimiento secundario y de borde; mientras que los hábitats naturales se asociaron con especies más especialistas de bosque (Greenberg *et al* 1997a, Philpott *et al* 2008). Al comparar entre cultivos, se observó una mayor pérdida de especies de bosque al aumentar la intensificación del cultivo (Philpott *et al* 2008).

Los manglares se asociaron con especies de importancia para la conservación *A. macao* (CITES 2012) y *A. boucardi* (IUCN 2012), siendo esta última especie endémica de la costa Pacífica de Costa Rica (Stiles y Skutch 2007). El manglar evaluado corresponde a la Reserva Manglar Guacalillo, el cual cuenta con 550 hectáreas para protección, esto hace que sea un refugio importante para la vida silvestre, ya que es uno de los pocos fragmentos de

área protegida dentro de un agropaisaje dominado por pastos para ganadería y cultivos varios; sin embargo se encuentra aislado poniéndolo en riesgo de degradación (Myers y Vaughan 2004). Los manglares del mundo albergan 48 especies de aves que son estrictas del hábitat cinco de las cuales se encuentran en peligro de extinción, las cuales normalmente tienen adaptaciones específicas para poder vivir en este hábitat y no podrían sobrevivir en caso que este desapareciera (Luther y Greenberg 2009, Sodhi *et al* 2011). Según el estudio de Myers y Vaughan (2004), la Reserva Manglar Guacalillo, es refugio importante para la especie *A. macao*, en especial durante la etapa en que los juveniles salen del nido. Además, los manglares sirven como hábitat complementario de las aves migratorias, especialmente las insectívoras, ya que brinda recursos todo el año (Lefevre y Poulin 1996). Aparte de conservar la vida silvestre, los manglares son importantes para el secuestro de carbono, reproducción de peces por lo tanto para la pesca, medicinas y protección de eventos naturales como tormentas y tsunamis (Ewel *et al* 1998, Sodhi *et al* 2011).

Las diferencias encontradas entre épocas en la composición de especies pueden ser explicadas por la disponibilidad de alimento. Las diferencias fenológicas de las plantas dentro del área de estudio, pueden haber obligado a las aves a moverse a otros hábitats en busca de alimento y albergue. Dietsch *et al* (2007) encontró que la fenología de las plantas es muy importante en la variación de recursos que usan las aves, ya que dependiendo de la época de floración o fructificación, las aves van a buscar este tipo de recursos y cuando estos no están van a buscar los insectos especialmente en época seca, resultados similares también se encontraron en estudios previos (Johnson 2000, Philpott *et al* 2008). Dentro del área de estudio, se observó una mayor cantidad de *A. macao* durante la época lluviosa, esto se pudo deber a que en esta época se dio la fructificación del cultivo de *J. curcas*, donde fuera de los muestreos se observó que era utilizado como alimento por *A. macao*. Esto a su vez, puede traer conflictos con los productores de este cultivo, por lo que sería importante estudiar el costo económico que se produce al tener a las *A. macao* alimentándose de los frutos de *J. curcas*.

Otro elemento que puede explicar las diferencias encontradas puede ser atribuido a la etapa de anidación. Por ejemplo la especie *A. macao* anida en la época seca y al anidar en huecos de troncos, es más difícil de observar; contrario al *Agelaius phoeniceus* el cual aprovecha los pantanos estacionales en la época lluviosa para establecer sus territorios, en

donde los machos tienen varias hembras y nidos (Stiles y Skutch 2007), razón por la cual fue mayormente observado en la época lluviosa en la laguna estacional. Otras razones de la diferencia estacional de las aves, se pueden deber a las actividades humanas, por ejemplo en la época seca se observó una mayor cantidad de *Bubulcus ibis* porque el ganado estuvo pastando en el cultivo de *J. curcas* y en el uso de suelo mixto solo en esta época; esta especie tiene una estrecha relación con la actividad ganadera (Stiles y Skutch 2007).

5.2 Influencia de las variables arbóreas sobre la comunidad de aves

Los resultados sugieren que la complejidad en la estructura arbórea dentro del cultivo de *J. curcas*, podría aumentar la diversidad de aves. Apoyado por las relaciones entre a riqueza y abundancia de aves con el incremento de la complejidad en la estructura arbórea, es decir al aumentar la cantidad de árboles de diámetros variados incluyendo árboles de diámetro ancho y al aumentar la variabilidad en la cobertura del dosel. En estudios previos al comparar usos de suelo con diferente variabilidad estructural y florística de árboles, se encontró que usos con mayor complejidad estructural y florística arbórea, como café y cacao con sombra, presentan una mayor abundancia, riqueza y diversidad de aves que el mismo uso pero como monocultivo, es decir con menor complejidad estructural y florística arbórea (Greenberg *et al* 1997a, Greenberg *et al* 1997b, Greenberg *et al* 2000, Lang *et al* 2003, Philpott *et al* 2008, Florian *et al* 2010).

Al aumentar la complejidad estructural y florística arbórea, va a aumentar el número de hábitats y recursos disponibles (Mills *et al* 1991, Pimentel 1992, Wunderle y Latta 1996, Greenberg *et al* 1997a, Greenberg *et al* 1997b, Greenberg *et al* 2000, Cárdenas *et al* 2003, Lang *et al* 2003, Enríquez-Lenis *et al* 2007, Dietsch *et al* 2007, Florián *et al* 2010). Por ejemplo, al tener árboles de DAP ancho, estos van a tener mayor cantidad de recursos como artrópodos, huecos y cavidades para anidar, epífitas y plantas parásitas, mayor cantidad de sitios para perchar, anidar y cantar (Greenberg *et al* 1997a, Lang *et al* 2003, Dietsch *et al* 2007, Florián *et al* 2010). Además, al aumentar la cobertura aumenta la cantidad de microclimas (Roberts *et al* 2000, Lindell *et al* 2004).

El bosque ribereño tiene una gran variedad de tamaños de diámetros de árbol, incluyendo árboles muy anchos, por lo que se esperaría que tuviera una mayor cantidad de individuos y especies de las que se registraron. Dentro de las razones por las que

posiblemente no se encontraron diferencias en este uso con respecto a los otros, se debe a que el área de bosque ribereño es muy angosta y tiene a sus lados usos agrícolas, por lo que la influencia de estos usos agrícolas es muy fuerte. En estudios anteriores, se registraron hallazgos similares (Arcos *et al* 2008, Milder *et al* 2010, Seaman y Schulze 2010, Arendt *et al* 2012).

Al igual que la diversidad, el recambio de especies (composición) tuvo una fuerte influencia fuerte por parte de las variables arbóreas. Las aves correlacionadas con los hábitats naturales, al ser en su mayoría dependientes de hábitats con mayor cobertura arbórea, prefirieron hábitats con una mayor complejidad estructural y florística arbórea, como los bosques y manglares. Debido a que el cultivo de *J. curcas* es un monocultivo con pocos árboles dispersos, hace difícil que especies de importancia para la conservación y más sensibles a los cambios antrópicos puedan utilizar este cultivo, ya que la cantidad de micro hábitats y recursos disponibles es menor (Greenberg *et al* 1997a, Greenberg *et al* 1997b, Dietsch *et al* 2007, Philpott *et al* 2008, Arendt *et al* 2012).

Este resultado es similar en estudios sobre los cultivos como café y cacao, al aumentar la complejidad estructural y taxonómica arbórea (Greenberg *et al* 1997a, Greenberg *et al* 1997b, Philpott *et al* 2008, Florián *et al* 2010). Esto es un aspecto importante para tomar en cuenta en los cultivos de *J. curcas* ya que por ser un monocultivo, en el presente estudio solo se observaron especies generalistas, de áreas abiertas y/o de borde de bosque, mientras que si se aumentara su complejidad estructural así como la riqueza de especies de árboles dispersos dentro y alrededor del cultivo, este uso podría servir como refugio a aves de importancia para la conservación. Sin embargo, hay que considerar que aún un cultivo con alta complejidad estructural arbórea y florística, no sustituye la importancia de los bosques para la conservación de las especies especialistas de bosques y de aquellas especies dependientes de alta cobertura arbórea (Wunderle y Latta 1996, Greenberg *et al* 1997a, Greenberg *et al* 1997b, Philpott *et al* 2008), como las especies de sotobosque de la familia Thamnophilidae como la especie *Myrmeciza exsul* (Stiles y Skutch 2007).

5.3 Gremios tróficos e influencia de las variables arbóreas

Las aves insectívoras y omnívoras tuvieron la mayor abundancia y riqueza. Es similar a la tendencia encontrada en estudios previos realizados en agropaisajes de Costa Rica (Cárdenas *et al* 2003, Lang *et al* 2003, Enríquez-Lenis *et al* 2007, Enríquez *et al* 2009).

Estudios previos han encontrado que los frugívoros en especial los grandes y los carnívoros de bosque, prefieren los hábitats con crecimiento secundario o primario y cuerpos de agua (Renjifo 1999, Enríquez-Lenis *et al* 2007, Gomes *et al* 2008, Enríquez *et al* 2009), siendo los gremios con mayor frecuencia en los manglares y bosques ribereños. Además de esto, las piscívoras también son muy especialistas y dependen de la presencia de cuerpos de agua, áreas inundadas y bosques ribereños para sobrevivir (Lefebvre y Poulin 1997, Cárdenas *et al* 2003, Stiles y Skutch 2007). Debido a su dependencia a los bosques, los frugívoros y carnívoros son sensibles a la extinción local, especialmente en hábitats muy fragmentados con estructura arbórea simple y con pocas especies arbóreas, ya que limita los recursos alimenticios en especial si los parches de bosque son de tamaños reducidos (Howe 1984, Renjifo 1999, Luck y Daily 2003, Lindell *et al* 2004, Enríquez-Lenis *et al* 2007, Enríquez *et al* 2009).

El hecho que las aves frugívoras no se asociaran al uso de suelo mixto y al cultivo de *J. curcas*, puede traer consecuencias negativas en la regeneración y restauración de bosques. Esto debido a que las aves son importantes dispersoras de semillas en los trópicos y al no utilizar ciertos hábitats impiden la regeneración en estos, así como la restauración de los bosques (Da Silva *et al* 1996, Holl *et al* 2000, Luck y Daily 2003, Gomes *et al* 2008). Dentro de las posibles razones por las que estos gremios no se asociaron al uso de suelo mixto y al cultivo de *J. curcas*, se puede deber a que la estructura de la vegetación y las especies arbóreas presentes no les brindan los recursos alimentarios necesarios. Existe evidencia que otros sistemas productivos, tales como sistemas agroforestales, pueden albergar a las aves frugívoras como consecuencia de la mayor complejidad estructural y florística, que se traduce en una mayor disponibilidad de recursos (Carlo *et al* 2004, Dietsch *et al* 2007, Goulart *et al* 2011). En el establecimiento de futuras plantaciones de *J. curcas* se debería incluir también un número considerable de árboles atractivos para un gran número de especies frugívoras.

Los nectarívoros presentaron una asociación tanto con el manglar como con el cultivo de *J. curcas*, debido a la abundancia del género *Amazilia spp.*, este resultado es predecible ya

que la mayoría de especies de este género son poco sensibles a la perturbación (Stiles y Skutch 2007, Enríquez *et al* 2009). El manglar se asoció con el *A. boucardi*, hábitat del cual es endémico, además de que depende directamente de las flores del mangle *Pelluciera rhizophorae* para su alimentación (Stiles y Skutch 2007). El cultivo de *J. curcas* se asoció con la especie *Amazilia rutila*, la cual se observó alimentándose de la flor de este cultivo. En Guanacaste, se encontró que *A. rutila*, es el principal polinizador de especies como *Malvaviscus arboreus* (Webb 1984), por lo que podría ser también polinizador de la *J. curcas*. En el caso que esta especie pudiera polinizar a la flor de *J. curcas*, sería de gran importancia para este servicio ecosistémico. En la India se encontró que los polinizadores de la *J. curcas* eran los insectos (Raju y Ezradanam 2002), sin embargo, es importante estudiar el papel de *A. rutila* en la polinización de esta especie. Según Raju y Ezradanam (2002), en India la floración de *J. curcas* solo dura de tres a cuatro meses al año (de julio a octubre) similar a lo observado en el área de estudio; lo que hace que el alimento de las aves nectarívoras en este uso sea limitado.

Los omnívoros tienen una mayor flexibilidad en su alimentación y se pueden acomodar a los recursos presentes en las diferentes épocas del año y en los distintos tipos de suelo (Allen y O' Connor 2000, Stiles y Skutch 2007, Enríquez *et al* 2009). Dentro de este gremio, se pueden encontrar algunas de las especies más abundantes en el área de estudio como *A. rufivirgatus*, *Melanerpes hoffmannii*, *Pitangus sulphuratus* y *Turdus grayi*. Sin embargo, en el área de estudio este grupo se asoció con el bosque en regeneración y cobertura del dosel alta, por lo que se puede decir que aunque sean especies más flexibles a los diferentes tipos de uso, cuando tienen la posibilidad de escoger el hábitat prefieren utilizar el bosque o hábitats con alta cobertura vegetal. De todos los usos de suelo evaluados los bosques en regeneración fueron los que presentaron la mayor diversidad de especies arbóreas así como la mayor cobertura de dosel y sotobosque, por lo que probablemente hay una mayor cantidad de recursos alimenticios y un mayor número de micro hábitats para percharse y anidar.

Las aves insectívoras tuvieron la misma tendencia que las omnívoras. Este gremio, en estudios previos se ha dividido en dos grupos, el primero las de sotobosque, las cuales prefieren utilizar el interior del bosque y son más sensibles a la fragmentación y el segundo grupo corresponde a las aéreas o de dosel, las cuales tienen una mayor capacidad de

adaptarse a los diferentes hábitats (Renjifo 1999, Sekercioglu *et al* 2002, Enríquez-Lenis *et al* 2007, Enríquez *et al* 2009). Las aves insectívoras detectadas en esta investigación corresponden en su mayoría a aves que prefieren el dosel y borde de bosque, así como áreas abiertas (Stiles 1985, Stiles y Skutch 2007). Por esta razón, este gremio se esperaba que se asociaran también con usos de suelo mixtos y el cultivo de *J. curcas*, sin embargo, al igual a los omnívoros puede que si tienen la posibilidad de escoger van a utilizar los hábitats con mayor cobertura de dosel.

El gremio de aves insectívoras es de gran importancia para los cultivos ya que pueden llegar a reducir las plagas de insectos (Greenberg *et al* 2000, Milder *et al* 2010, Ruiz-Guerra *et al* 2011), como las larvas de lepidóptera (Wilson *et al* 1999, Ruiz-Guerra *et al* 2011) y en el caso específico del cultivo de *J. curcas*, plagas de hormigas zompopa, el coleóptero barrenador, chinches, entre otras (Loaiza *et al* 2012). Por lo que si se eliminaran los fragmentos de bosque en regeneración, este gremio se podría reducir y por consecuencia podría aumentar la herbívoría en los cultivos de *J. curcas*, de igual manera si se cultivara en una zona sin remanentes de bosque a su alrededor.

El gremio de las especies granívoras fue más abundante en el cultivo de *J. curcas*, ya que en este hay presencia de pasto, asociándose a la vez con hábitats con alta cobertura de sotobosque. Estudios previos han encontrado que los granívoros, utilizan las semillas del pasto como fuente de alimentación (Greenberg *et al* 1997a, Wilson *et al* 1999, Cardenas *et al* 2003, Stiles y Skutch 2007). Sin embargo, si en el cultivo de *J. curcas*, se empezaran a utilizar herbicidas como se hace en la mayoría de cultivos, la riqueza y abundancia de granívoros podría disminuir en este uso. En estudios previos, se ha observado una disminución de este gremio en cultivos como el café al aumentar el uso de herbicidas (Greenberg *et al* 1997a, Wilson *et al* 1999).

5.4 Relación del comportamiento y uso de estratos de la comunidad de aves en los distintos usos de suelo

Al evaluar el comportamiento de las aves registradas, se reitera la importancia de la presencia de diferentes estratos dentro de un hábitat para las actividades cotidianas y reproductivas de las aves, en donde la mayor parte de las actividades se realizaron en los estratos altos. El bosque en regeneración, el bosque ribereño y el manglar se asociaron con

las actividades realizadas en estos estratos, ya que como se dijo anteriormente son los usos de suelo con mayor cobertura arbórea y mayor complejidad arbórea. En los agropaisajes la capa de sombra es muy importante para la aves cuando forrajean (Wunderle y Latta 1996, Dietsch *et al* 2007). Los fragmentos de bosque presentan una alta complejidad estructural, incluyendo estratos como el dosel, por lo que van a proveer recursos a las diferentes especies de aves que debido a su morfología tienen diferentes formas de forrajear como los que buscan insectos en la corteza, en las ramas y en las hojas, por lo que necesitan de diferentes estratos y recursos (Robinson y Holmes 1982). Además presentan una gran cantidad de sitios de percha, dormideros, anidación, creando de esta manera una mayor cantidad de micro hábitats para cubrir las necesidades de muchas especies de bosque (Robinson y Holmes 1982, Harvey *et al* 2006, Harvey y González 2007, Sekercioglu *et al* 2007, Florian *et al* 2010). Los hábitats con alta complejidad estructural son de especial importancia para las especies especialistas de baja movilidad que necesitan de grandes áreas de bosque para sobrevivir (Sekercioglu *et al* 2007).

Es importante mencionar que el manglar sirvió de refugio para especies grandes como el *Buteogallus anthracinus* y *A. macao*, las cuales se consideran más sensibles a las perturbaciones antrópicas, ya que las especies de gran tamaño de estos gremios, normalmente presentan poblaciones locales pequeñas (Howe 1984, Renjifo 1999, Kattan 2002, Luck y Daily 2003, Gomes *et al* 2008). Ambas especies fueron observadas perchando en este hábitat al final del día, debido a que utilizan este hábitat como dormidero y en el caso del *B. anthracinus* también para forrajear (Myers y Vaughan 2004, Stiles y Skutch 2007), por lo que este hábitat, le permite brindar refugio y recursos a ambas poblaciones. A pesar de que la Reserva del Manglar Guacalillo, es el parche más grande de hábitat dentro del área de estudio, es considerado pequeño, aislado y debido a que no es considerado parque nacional, es más susceptible a la degradación (Myers y Vaughan 2004).

El cultivo de *J. curcas* no se asoció en ningún momento con la actividad de forrajeo, con lo que se puede considerar que este uso no provee los suficientes recursos alimenticios para muchas aves presentes en el área de estudio. Dentro de las razones por las que las aves casi no se observaron forrajeando en este hábitat, esta que al tener un solo estrato con una especie dominante y baja cobertura arbórea, los recursos disponibles son menores, al igual que la calidad del hábitat (Lindell 2004, Harvey *et al* 2006, Harvey y González 2007, Garbach

et al 2010, Florian *et al* 2010). Según Sekercioglu *et al* (2007), un uso con una cobertura arbórea baja, presenta un mayor riesgo de depredación de nidos, crías e incluso de adultos. A partir de esto, se puede considerar que la mayoría de las aves presentes en este uso, utilizan este hábitat como zona de paso, razón por la cual se asoció con las actividades de volar bajo de un árbol a otro y la de perchar. Sin embargo, se ha encontrado que en hábitats con cercas vivas y árboles aislados, entre mayor sea su altura, diversidad y cobertura, más va a beneficiar a que las aves cuenten con los recursos necesarios para percharse, conseguir alimento, refugio para anidar y protección de depredadores lo que va a ayudar a mantener a sus poblaciones; tomando en cuenta que nunca van a poder reemplazar a los bosques (Harvey y Haber 1999, Cárdenas *et al* 2003, Lang *et al* 2003, Luck y Daily 2003, Harvey *et al* 2006, Harvey y González 2007, Garbach *et al* 2010,).

Aunque el comportamiento de defensa no fue muy común dentro del área de estudio, este se observó en algunos casos especialmente en el cultivo de *J. curcas*, durante ambas épocas. La defensa del territorio se dio por parte de la especie *A. rutila*, la cual se observó defendiendo plantas de *J. curcas* con inflorescencias, actividad que no había sido registrada para la *J. curcas* anteriormente. La mayoría de especies de colibríes son territoriales, ubicando su territorio cerca de plantas con floración, el cual defienden de individuos que consideren que ponen en riesgo la disponibilidad de alimento y territorio, esta defensa puede ser hacia insectos, pero en su mayoría es hacia colibríes, con los cuales exhiben un ritual agresivo sin importar especie o sexo (Stiles y Wolf 1970, Boyden 1978, Alcock 2001, Stiles y Skutch 2007). Durante el período de estudio también se observó en dos ocasiones a la especie *T. grayi* defendiendo el territorio en donde estaba anidando, según Skutch y Stiles (2007), esta especie es muy agresiva cuando algún individuo se acerca a su nido y prefiere anidar en sitios abiertos como es el caso del cultivo de *J. curcas* donde fue observado defendiendo el territorio. Es importante tomar en cuenta que estas especies presentes en el cultivo de *J. curcas* son consideradas como poco sensibles a la perturbación (Stiles 1985) y que las observaciones de estas actividades de defensa fueron escasas.

El uso de suelo mixto, debido a su alta cobertura herbácea y baja cobertura arbórea, se observó la mayoría de aves forrajeando en el estrato herbáceo y en el suelo. Dentro de las aves observadas estaban las de las familias Columbidae y Emberizidae, cuya técnica de alimentación es desde el suelo y en el estrato herbáceo (Lill 1974, Stiles y Skutch 2007).

Además, se observó una gran cantidad de individuos de especie *Volatinia jacarina* cantando y saltando en el pasto, lo cual se considera una actividad de cortejo para las especies, especialmente durante la época lluviosa. La especie *V. jacarina* realiza su cortejo por medio de vuelos verticales acompañados de zumbidos, en Costa Rica esta actividad se observa con más frecuencia entre junio y agosto (Lill 1974, Stiles y Skutch 2007, Dias *et al* 2009). A pesar de que *V. jacarina* es una especie generalista que se adapta a cualquier hábitat, estos deben realizar saltos más altos entre más baja sea su percha, lo que conlleva a un mayor gasto de energía (Dias *et al* 2009). Con esto se puede considerar que al aumentar la cantidad de árboles dentro del hábitat, van a aumentar la cantidad de percha y la probabilidad de reproducción.

La alta heterogeneidad de usos dentro del área de estudio, pudo beneficiar también a los comportamientos observados ya que según Haslem y Bennett (2008), la heterogeneidad de paisaje hace que un uso complemente a otros, en donde las aves pueden realizar sus actividades en diferentes hábitats, ya que pueden utilizar algunos hábitats para forrajear, otros para movilizarse, otros para anidar o descansar. Por ejemplo, Seaman y Schulze (2010) encontraron que las aves granívoras que forrajea en áreas abiertas con pasto, visitan temporalmente los bosques ribereños para poder escapar de los depredadores.

6. CONCLUSIONES

En los estudios sobre comunidades de aves en agropaisajes es importante evaluar no solo la abundancia, riqueza y diversidad de especies, sino también su composición, ya que estas primeras variables no siempre van a brindar una información completa de las relaciones de las aves con los diferentes usos de suelo. Además, a nivel de conservación no solo es importante la cantidad de individuos y especies sino cuales especies se encuentran en cada uso de suelo, su dependencia a los bosques y su importancia de estas para la conservación. En el caso del cultivo de *J. curcas*, a pesar de que no presentó diferencias en la abundancia, riqueza y diversidad con el resto de los usos, si se observó una clara diferencia con los hábitats naturales en especial con el manglar y el bosque ribereño en cuanto a la composición, gremios tróficos, comportamientos y estratos en donde se registraron. Las especies presentes en este cultivo son menos sensibles a la perturbación y son capaces de utilizar la mayoría de los usos de suelo, incluso los pastos. Por lo que se puede concluir que este cultivo en forma de monocultivo, no presenta los recursos necesarios para albergar o servir como zona de paso a especies con importancia para la conservación.

La complejidad en la estructura arbórea así como la diversidad florística juegan un papel muy importante en la conservación de aves dentro de los agropaisajes. Al tener una variedad de estratos y cobertura arbórea, así como una mayor cantidad de especies arbóreas en especial las que producen frutos utilizados por las aves, crean una mayor cantidad de micro hábitats para las aves tanto para las sensibles a la perturbación y de importancia para la conservación como para las que prefieren hábitats abiertos y de borde de bosque. Al aumentar la complejidad de la estructura arbórea, también se aumenta la disponibilidad de estratos altos, los cuales son esenciales para facilitar a las aves la realización de actividades de forrajeo y reproductivas. El enriquecimiento de monocultivos de *J. curcas* con parches de bosque con estructura y diversidad florística alta es de importancia para poder aumentar el grado de conectividad del paisaje.

A pesar del tamaño (tamaños relativamente pequeños), forma y grado de aislamiento de los bosques en regeneración y ribereños, que aún permanecen en el paisaje evaluado, continúan siendo de gran importancia para la conservación junto con el manglar. Hábitats como los bosques en regeneración, bosques ribereños y el manglar resultaron particularmente importantes para albergar especies sensibles a perturbaciones y con importancia de

conservación. Por lo que en caso que estos hábitats naturales desaparecieran, se podría dar una extinción local de estas especies.

7. IMPLICACIONES PARA LA CONSERVACIÓN

Se recomienda incluir prácticas sostenibles dentro del cultivo de *Jatropha curcas* del área de estudio así como futuros cultivos, con el fin de aumentar la complejidad estructural y florística arbórea. Dentro de las prácticas que se podrían incluir en este cultivo se encuentran la siembra de árboles dispersos en medio del cultivo de *J. curcas*, siembra de cercas vivas en los bordes de la finca, así como líneas de diferentes especies arbóreas en los caminos dentro de la finca. Además, en caso que el cultivo de *J. curcas* sea muy extenso, incluir parches de árboles de diferentes especies dentro de la finca. Es importante incluir árboles nativos de diferentes especies y con diferente fenología para que de esta manera las aves cuenten con recursos durante todo el año dentro y alrededor de la finca. También, con el fin de darle un mayor valor de conservación a estos árboles dispersos y cercas vivas, se recomienda reducir su poda al máximo y alternar entre diferentes áreas de manera que no se haga una poda total, para de esta manera permitir el paso de las aves. Al aumentar la cobertura arbórea así como la diversidad y cantidad de árboles dispersos dentro de la finca, este cultivo va a poder contribuir a la conectividad del paisaje.

Se deben conservar los manglares así como aumentar el área de bosque en regeneración y bosque ribereño, para de esta manera reducir el efecto de borde en los hábitats naturales y contribuir a proteger las poblaciones de aves sensibles a perturbaciones y de importancia para la conservación. Con la protección de la comunidad de aves dentro del agropaisaje, ayuda a su vez a mantener los servicios ecosistémicos que estas brindan, como por ejemplo la dispersión de semillas, polinización y control de poblaciones de insectos. Este último es importante para el cultivo de *J. curcas* ya que en otras fincas se ha encontrado que es atacado por insectos y al proteger la comunidad de aves, se va a reducir la herbivoría y el gasto económico en plaguicidas. Además, en caso que se realizara un estudio para investigar si la *Amazilia rutila* puede polinizar el cultivo de *J. curcas* y se comprobara que lo puede realizar, este servicio ecosistémico brindado por las aves también sería importante para el cultivo. Por esta razón, es importante para el futuro realizar más estudios sobre la interacción

de *J. curcas* con la vida silvestre, en las que se incluya la evaluación de los servicios ecosistémicos brindados por las aves a la *J. curcas*.

Se recomienda realizar muestreos a lo largo de todo el año para de esta manera poder ver la variación y asociaciones que se dan en los meses del año que no se muestrearon. En caso que se apliquen las prácticas sostenibles anteriormente propuestas, es importante realizar monitoreos periódicos para evaluar los cambios en la comunidad de aves a lo largo del tiempo, para evaluar los efectos de cambios en la composición y estructura florística, así como los cambios ambientales.

Dentro de los beneficios para los productores de aplicar estas prácticas sostenibles, está la diversificación de la finca, ya que al sembrar árboles frutales, también se pueden beneficiar de estos; también se va a dar el amortiguamiento de los efectos del cambio climático ya que al haber árboles dispersos, cercas vivas y líneas de arboles, va a aumentar la sombra manteniendo un clima más fresco, mayor retención de agua para el cultivo y como se dijo anteriormente protección de plagas.

La producción de la *J. curcas* todavía se encuentra en fase experimental y una vez que sus condiciones ideales estén establecidas, puede que se den cultivos de mayor tamaño a los actuales, aumentando la fragmentación de bosques y poniendo en riesgo a las especies sensibles a la perturbación. Por esta razón, es importante que los estudios experimentales y los nuevos cultivos establezcan una mayor complejidad arbórea que permita el paso y brinde alimento a las aves, sin afectar la producción.

8. BIBLIOGRAFÍA

1. Aguilar-Stoen, M; Dhillon, S. 2003. Implementation of the convention on biological diversity in Mesoamerica: environmental and developmental perspectives. *Environmental Conservation*. 30(2):131-138.
2. Alcock, J. 2001. Understanding bird behavior. In: *Handbook of Bird Ecology*. Eds. Podulka, S; Rohrbaugh Junior, R; Booney, R. Ithaca, US, The Cornell Lab of Ornithology.
3. Allen, A; O'Connor, R. 2000. Interactive effects of land use and other factors on regional bird distributions. *Journal of Biogeography*. 27:889-900.
4. Ambuel, B; Temple, S. 1983. Area-dependent changes in the bird communities and vegetation of southern Wisconsin forests. *Ecology*. 64(5):1057-1068.
5. Anjos, L. 2006. Bird species sensitivity in a fragmented landscape of the Atlantic forest in southern Brazil. *Biotropica*. 38(2):229-234.
6. Arcos, I; Jiménez, F; Harvey, C; Casanoves, F. 2008. Riqueza y abundancia de aves en bosques ribereños de diferentes anchos en la microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras.
7. Arendt, W; Tórrrez, M; Vílchez, S. 2012. Diversidad de aves en agropaisajes en la región norte de Nicaragua. *Ornitología Neotropical* 23:113-131.
8. Bennett, A. 2004. Enlazando el paisaje: el papel de los corredores y la conectividad en la conservación de la vida silvestre. Gland, CH, UICN. 254p.
9. Bernstein, C; Kacelnik, A; Krebs, J. 1991. Individual decisions and the distribution of predators in a patchy environment. II. The influence of travel costs and structure of the environment. *Journal of animal ecology*. 60(1): 205-225.
10. Best, L; Freemark, K; Dinsmore, J; Camp, M. 1995. A review and synthesis of habitat use by breeding birds in agricultural landscapes of Iowa. *American Midland Naturalist*. 134(1):1-29.
11. Boyden, T. 1978. Territorial defense against hummingbirds and insects by tropical hummingbirds. *The Condor* 80(2):216-221.
12. Brooks, T; Bakarr, M; Boucher, T; Da Fonseca, G; Hilton-Taylor, C; Hoekstra, J; Moritz, T; Olivieri, S; Parrish, J; Pressey, R; Rodríguez, A; Sechrest, W; Stattersfield; Strahm, W; Stuart, S. 2004. Coverage provided by the global protected-area system: is it enough? *BioScience*. 54(12): 1081-1091.

13. Cárdenas, G; Harvey, C; Ibrahim, M; Finegan, B. 2003. Diversidad y riqueza de aves en diferentes hábitats en un paisaje fragmentado en Cañas, Costa Rica. *Agroforestería en las Américas*. 10 (39/40):78-85.
14. Carlo, T; Collazo, J; Groom, M. 2004. Influences of fruit diversity and abundance on bird use of two shaded coffee plantations. *Biotropica*. 36(4):602-614.
15. Chacón-León, M, Harvey, C. 2006. Live fences and landscape connectivity in a neotropical landscape. *Agroforestry Systems*. 68:15-26.
16. Chape, S; Blyth, S; Fish, L; Fox, P; Spalding, M. 2003 (compiladores). 2003 United Nations list of protected areas. IUCN, Gland, SZ, Cambridge, UK and UNEP-WCMC, Cambridge, UK. 44pp.
17. CITES. 2012. Apéndices I, II, III. (en línea). Ginebra, CH, CITES. Consultado 25 de octubre de 2012. Disponible en <http://www.cites.org/eng/app/2012/E-2012-09-25.pdf>
18. Colwell, R.K. 2011. Estimates: statistical estimation on species richness and shared species from samples. Version 9. Consultado 10 de octubre de 2012. Disponible en <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates/>.
19. Da Silva, J.M; Uhl, C; Murray, G. 1996. Plant succession, landscape management, and ecology of frugivorous birds in abandoned Amazonian pastures. *Conservation Biology*. 10(2):491-503.
20. Daily, G; Ehrlich, P; Sanchez-Azofeifa, A. 2001. Countryside biogeography: use of human-dominated habitats by the avifauna of Southern Costa Rica. *Ecological Applications*. 11(1):1-13.
21. Desrochers, A; Fortin, M.J. 2000. Understanding avian responses to forest boundaries: a case study with chickadee winter flocks. *OIKOS*. 91:376-384.
22. Di Rienzo, J; Casanoves, F; Balzarini, M; Gonzalez, L; Tablada, M; Robledo, C. 2011. InfoStat. versión 2011. Cordoba, AR. Grupo InfoStat, FCA. 336p.
23. Di Rienzo, J; Casanoves, F; Pla, L; Vílchez, S; Di Rienzo, MJ. 2010. Qeco-Quantitative ecology software: A collaborative approach. *Latin American Journal of Conservation* 1:73-75
24. Dias, R; Santos, E; Macedo, R. 2009. Mating system and sexual conflict in the blue-black grassquit (*Volatinia jacarina*, Aves: Emberizidae): extra-pair mating behavior sets the scene. *Oecol. Bras.* 13(1):183-191.

25. Dietsch, T; Perfecto, I; Greenberg, R. 2007. Avian foraging behavior in two different types of coffee agroecosystem in Chiapas, Mexico. *Biotropica*. 39(2): 232-240.
26. Duke, N; Meynecke, J; Dittmann, S; Elison, A; Anger, K; Berger, U; Cannicci, S; Diele, K; Ewel, K; Field, C; Koedam, N; Lee, S; Marchand, C; Nordhaus, I; Dahdouh-Guebas. 2007. A world without mangroves? *Science*. 317: 41-42.
27. Enríquez, M; Sáenz, J; Ibrahim, M. 2009. Gremios de aves en agroecosistemas del Pacífico Central de Costa Rica y su importancia para la conservación. *Ambientales* No.38:26-32.
28. Enríquez-Lenis, M; Sáenz, J; Ibrahim, M. 2007. Riqueza, abundancia y diversidad de aves y su relación con la cobertura arbórea en un agropaisaje dominado por la ganadería en el trópico subhúmedo de Costa Rica. *Agroforestería en las Américas*. No.45:49-57.
29. Estrada, A. 2008. Fragmentación de la selva y agrosistemas como reservorios de conservación de la fauna silvestre en Los Tuxtlas, México. En: *Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica*. Eds. Harvey, C; Sáenz, J. Heredia, CR, INBio. 327-350.
30. Ewel, K; Twilley, R; Eong-Ong, J. 1998. Different kinds of mangrove forests provide different goods and services. *Global Ecology and Biogeography Letters*. 7(1):83-94.
31. FAO. 2005. *State of the world's forests*. Roma, IT, FAO. 153p.
32. Fargione, J; Cooper, T; Flaspohler, D; Hill, J; Lehman, C; McCoy, T; McLeod, S; Nelson, E; Oberhauser, K; Tilman, D. 2009. Bioenergy and wildlife: threats and opportunities for grassland conservation. *BioScience* 59:767-777.
33. Florián, E; Harvey, C; Finegan, B; Benjamin, T; Soto, G. 2010. Efecto de la complejidad estructural y el contexto paisajístico en la avifauna de sistemas agroforestales cafetaleros dentro del Corredor Biológico Volcánica Central-Talamanca, Costa Rica. *Mesoamericana* 14(3):65-72.
34. Garbach, K; Martínez-Salinas, A; DeClerck, F. 2010. The importance of management: contributions of live fences to maintaining bird diversity in agricultural landscapes. *Mesoamericana* 14(3):51-64
35. Garrigues, R; Dean, R. 2007. *The birds of Costa Rica: A field guide*. New York, US, A Zona Tropical Publication. 387p.

36. Gazzoni, D L. 2009. Biocombustibles y alimentos en América Latina y el Caribe. San José, CR, IICA. 120 p. (Serie crisis global y seguridad alimentaria no.7).
37. Gomes, L; Oostra, V; Nijman, V; Cleef, A; Kapelle, M. 2008. Tolerance of frugivorous birds to habitat disturbance in a tropical cloud forest. *Biological Conservation* 141:860-871.
38. Goslee, S; Urban, D. 2007. The Ecodist package for dissimilarity-based analysis of ecological data. *Journal of Statistical Software* 22(7):1-19.
39. Goulart, F; Vandermeer, J; Perfecto, I; Pinto da Matta-Machado. 2011. Frugivory by five species in agroforest home gardens of Pontal do Paranapanema, Brazil. *Agroforest Syst.* 82:239-246.
40. Graham, C; Blake, J. 2001. Influence of patch and landscape level factors on bird assemblages in a fragmented tropical landscape. *Ecological Applications*. 11(6): 1709-1721.
41. Greenberg, R; Bichier, P; Cruz-Angon, A; Mac Vean, C; Perez, R; Cano, E. 2000. The impacts of avian insectivory on arthropods and leaf damage in some Guatemalan coffee plantations. *Ecology*. 81(6): 1750-1755.
42. Greenberg, R; Bichier, P; Cruz-Angon, A; Reitsma R. 1997a. Bird populations in shade and sun coffee plantations in Central Guatemala. *Conservation Biology*. 11(2):448-459.
43. Greenberg, R; Bichier, P; Sterling, J. 1997b. Bird populations in rustic and planted shade coffee plantations of Eastern Chiapas, Mexico. *Biotropica*. 29(4):501-514.
44. Guevara, S; Laborde, J. 1993. Monitoring seed dispersal at isolated standing trees in tropical pastures: consequences for local species availability. In *Frugivory and seed dispersal: ecological and evolutionary aspects*. Springer Netherlands. Belgium. 319-338 p.
45. Harris, R; Reed, M. 2002. Behavioral barriers to non-migratory movements of birds. *Ann. Zool. Fennici*. 39:275-290.
46. Harvey, C. 2007. Part II. Chapter 8: Designing agricultural landscapes for biodiversity conservation. In: Scherr, S; McNeely (eds). 2007. *Farming with nature: the science and practice of ecoagriculture*. Island Press. Washington, USA. 146-165p.
47. Harvey, C; González, J. 2007. Agroforestry systems conserve species-rich but modified assemblages of tropical birds and bats.

48. Harvey, C; Haber, W. 1999. Remnant trees and the conservation of biodiversity in Costa Rican pastures. *Agroforestry Systems*. 44:37-68.
49. Harvey, C; Komar, O; Chazdon, R; Ferguson, B; Finegan, B; Griffith, D; Martínez-Ramos, M; Morales, H; Nigh, R; Soto-Pinto, L; Van Breugel, M; Wishnie, M. 2008. Integrating agricultural landscapes with biodiversity conservation in the Mesoamerican hotspot. *Conservation Biology*. 22(1):8-15.
50. Harvey, C; Medina, A; Merlo-Sanchez, D; Vílchez, S; Hernández, B; Saénz, J; Maes, J; Casanoves, F; Sinclair, F. 2006. Patterns of animal diversity in different forms of the tree cover in agricultural landscapes. *Ecological Applications*. 16 (5): 1986-1999.
51. Harvey, C; Villanueva, C; Villacis, J; Chacon, M; Muñoz, D; Lopez, M; Ibrahim, M; Gomez, R; Taylor, R; Martínez, J; Navas A; Saénz, J; Sánchez, D; Medina, A; Vílchez, S; Hernández, B; Perez, A; Ruiz, F; Lopez, F; Lang, I; Sinclair, F. 2005. Contribution of live fences to the ecological integrity of agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 111:200-230.
52. Haslem, A; Bennett, A. Birds in agricultural mosaics: the influence of landscape pattern and countryside heterogeneity. *Ecological applications*. 18(1):185-196.
53. Holl, K; Loik, M; Lin, E; Samuels, I. 2000. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration Ecology*. 8(4): 339-349.
54. Howe, H. 1984. Implications of seed dispersal by animals for tropical reserve management. *Biological Conservation*. 30:261-281.
55. IICA (Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura). 2007. Preguntas y respuestas más frecuentes sobre los biocombustibles. San José, CR, IICA. 26 p.
56. IUCN. 2012. The IUCN red list of threatened species. (en línea). Consultado 25 de setiembre de 2012. Disponible en <http://www.iucnredlist.org/>.
57. Johnson, M. 2000. Effects of shade-tree species and crop structure on the winter arthropod and bird communities in Jamaican shade coffee plantation. *Biotropica*. 32(1):122-145.
58. Johnson, M; Sherry, T. 2001. Effects of food availability on the distribution of migratory warblers among habitats in Jamaica. *Journal of Animal Ecology*. 70:546-560.

59. Kaimowitz, D. 1996. Livestock and deforestation, Central America in the 1980s and 1990s: a policy perspective. Center for International Forestry Research. Jakarta, Indonesia. 88pp.
60. Kattan, GH. 2002. Fragmentación: patrones y mecanismos de extinción de especies. In: Ecología y conservación de Bosques Neotropicales. Eds. Guariguata, M.R; Kattan, G.H. Cartago, CR, Ediciones LUR. p. 561 –590.
61. Keyser, A; Hill, G; Soehren, E. 1998. Effects of forest fragment size, nest density, and proximity to the edge on the risk of predation to ground-nesting passerine birds. *Conservation Biology*. 12(5):986-994.
62. King, A; He, W; Cuevas, J; Freudenberger, M; Ramiamanana, D; Graham, I. 2009. Potential of *Jatropha curcas* as a source of renewable oil and animal feed. *Journal of Experimental Botany* 60 (10):2897-2905.
63. Lang, I; Gormley, L; Harvey, C; Sinclair, F. 2003. Composición de la comunidad de aves en cercas vivas de Río Frío, Costa Rica. *Agroforestería en las Américas* 10(39/40):86-92.
64. Laurance, W. 1999. Reflections on the tropical deforestation crisis. *Biological Conservation*. 91: 109-117.
65. Laurance, W; Lovejoy, T; Vasconcelos, H; Bruna, E; Didham, R; Stouffer, P; Gascon, C; Bierregaard, R; Laurance, S; Sampaio, E. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22 year investigation. *Conservation Biology*. 16(3):605-618.
66. Lean, J; Warrilow, D. 1989. Simulation of the regional climatic impact of Amazon deforestation. *Nature*. 342(23):411-413.
67. Lefebvre, G; Poulin, B. 1997. Bird communities in Panamanian black mangroves: potential effects of physical and biotic factors. *Journal of Tropical Ecology*. 13(1):97-113.
68. Lill, A. 1974. Behavior of the grassland sparrow and two species of seed-finches. *The Auk*. 91:35-43.
69. Lindell, C; Chomentowski, W; Zook, J. 2004. Characteristics of bird species using forest and agricultural land covers in southern Costa Rica. *Biodiversity and Conservation* 13: 2419-2441.

70. Loaiza J; Arnáez, E; Moreira, I; Herrera, F; Ureña, A; Hernández, L. 2012. Guía técnica para el establecimiento y producción de *Jatropha curcas* (tempate) en Costa Rica. Cartago, CR, Editorial Tecnológica de Costa Rica. 90 p.
71. Luck, G; Daily, G. 2003. Tropical countryside bird assemblages: richness, composition, and foraging differ by landscape context. *Ecological Applications* 13(1):235-247.
72. Luther, D; Greenberg, R. 2009. Mangroves: a global perspective on the evolution and conservation of their terrestrial vertebrates. *BioScience*. 59(7):602-612.
73. Makkar, H; Becker, K. 2009. *Jatropha curcas*, a promising crop for the generation of biodiesel and value-added coproducts. *Eur.J.Lipid.Sci.Technol.* 111:773-787.
74. Marquis, R; Whelan, C. 1994. Insectivorous birds increase growth of white oak through consumption of leaf-chewing insects. *Ecology*. 75(7):2007-2014.
75. Martínez, A. 2008. Conectividad funcional para aves terrestres dependientes de bosque en un paisaje fragmentado en Matiguás, Nicaragua. Tesis Mag.Sc. Turrialba, CR, CATIE. 128p
76. McCune, B; Grace, J. 2002. Analysis of ecological communities. Oregon, US, mjm software. 304p.
77. Meehan, T; Hurlbert, A; Gratton, C. 2010. Bird communities in future bioenergy landscapes of the Upper Midwest. *PNAS* 107(43):18533-18538.
78. Milder, J; DeClerck, F; Sanfiorenzo, A; Merlo-Sánchez, D; Tobar, D; Zuckerberg, B. 2010. Effects of farm and landscape management on bird and butterfly conservation in western Honduras. *Ecosphere* 1(1):1-22.
79. Mills, G.C; Dunning, J; Bates, J. 1991. The relationship between breeding bird density and vegetation volume. *The Wilson Bulletin*. 103(3):468-479.
80. Moreno, P. 2000. Incentivos económicos perversos para la conservación de la Biodiversidad: el caso de la palma africana. *Biosíntesis* No.21:1-4
81. Myers, M; Vaughan, C. 2004. Movement and behavior of scarlet macaws (*Ara macao*) during the post-fledging dependence period: implications for in situ versus ex situ management. *Biological Conservation* 118:411-420.
82. Myers, N; Mittermeier, R; Mittermeier, C; Fonseca, G; Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*. 403:853-858.

83. Noss, R. 1987. Corridors in real landscapes: a reply of Simberloff and Cox. *Conservation Biology*. 1(2):159-164.
84. Ochoa-Gaona, S. 2008. Una perspectiva de paisaje en el manejo del Corredor Biológico Mesoamericano. In: *Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica*. Eds. Harvey, C; Sáenz, J. Heredia, CR, INBio. 31-46p.
85. Oksanen, J; Blanchet, F; Kindt, R; Legendre, P; Minchin, P; O'Hara, R; Simpson, L; Solymos, P; Stevens, H; Wagner, H. 2013. *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.1-25/r2418. Consultado 30 enero de 2013. Disponible en <http://R-Forge.R-project.org/projects/vegan/>
86. Philpott, S; Arendt, W; Armbrecht, I; Bichier, P; Dietsch, T; Gordon, C; Greenberg, R; Perfecto, I; Reynoso-Santos, R; Soto-Pinto, L; Tejeda-Ruiz, C; Williams-Linera, G; Valenzuela, J; Zolotoff, J. 2008. *Conservation Biology*. 22(5): 1093-1105.
87. Pimentel, D; Stachow, U; Takacs, D; Brubaker, H; Dumas, A; Meaney, J; O'neil, J; Onsi, D; Corzilius, D. 1992. Conserving biological diversity in agricultural/forestry systems. *BioScience*. 42(5): 354-362.
88. Poveda-Álvarez, J; Arnason, J; Sánchez-Vindas, P. 2005. *Guía Dendrológica Costarricense*. San José, CR, Editorial Guayacán. 230p.
89. Poveda-Álvarez, J; Sánchez-Vindas, P. 1999. *Árboles y Palmas del Pacífico Norte de Costa Rica (Claves Dendrológicas)*. San José, CR, Rojas. Editorial Guayacán. 234p.
90. Pramanik. 2003. Properties and use of *Jatropha curcas* oil and diesel fuel blends in compression ignition engine. *Renewable Energy* 28(2):239-248.
91. R Development Core Team. 2008. *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna, AT, R Foundation for Statistical Computing. Consultado 30 enero de 2013. Disponible en <http://www.R-project.org>.
92. Raju A.J.S; Ezradanam V. 2002. Pollination ecology and fruiting behavior in a monoecious species, *Jatropha curcas* L. (Euphorbiaceae). *Current Science* 83(11):1395-1398.
93. Ralph, C; Geupel, G; Pyle, P; Martin, T; DeSante, D; Mila, B. 1996. *Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres*. Albany, US, U.S. Department of Agriculture. 44p.

94. Ranganathan, J; Daily, G. 2008. La biogeografía del paisaje rural: oportunidades de conservación en paisajes de Mesoamérica manejados por humanos. In: Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica. Eds. Harvey, C; Sáenz, J. Heredia, CR, INBio. P. 15-30.
95. Renjifo, L. 1999. Composition changes in Subandean avifauna after long-term forest fragmentation. *Conservation Biology*. 13(5): 1124-1139.
96. Roberts, D; Cooper, R; Petit, L. 2000. Use of premontane moist forest and shade coffee agroecosystems by army ants in western Panama. *Conservation Biology*. 14(1):192-199.
97. Robinson, S; Holmes, R. 1982. Foraging behavior of forest birds: the relationships among search tactics, diet, and habitat structure. *Ecology*. 63(6):1918-1931.
98. Ruiz-Guerra, B; Renton, K; Dirzo, R. 2011. Consequences of fragmentation of tropical moist forest for birds and their role in predation of herbivorous insects. *Biotropica*. 44(2):228-236.
99. Seaman, B; Schulze, C. 2010. The importance of gallery forests in the tropical lowlands of Costa Rica for understory forest birds. *Biological Conservation* 143:391-398.
100. Sekercioglu, C; Daily, G; Ehrlich, P. 2004. Ecosystem consequences of bird declines. *PNAS*. 101(52):18042-18047.
101. Sekercioglu, C; Ehrlich, P; Daily, G; Aygen, D; Goehring, D; Sandi, R. 2002. Disappearance of insectivorous birds from tropical forest fragments. *PNAS* 99(1):263-267.
101. Sekercioglu, C; Loarie, S; Oviedo-Brenes; Ehrlich, P; Daily, G. 2007. Persistence of forest birds in the Costa Rican agricultural countryside. *Conservation Biology*. 21(2):482-494.
102. Sodhi, N; Sekercioglu, C; Barlow, J; Robinson, S. 2011. *Conservation of Tropical Birds*. Wiley-Blackwell. 300p.
103. Soto, C; Ortiz, E. 2008. *Atlas digital de Costa Rica 2008*. Instituto Tecnológico de Costa Rica. Cartago, CR.
104. Stiles, G; Skutch, A. 2007. *Guía de aves de Costa Rica*. 4 ed. Heredia, CR. INBio. 572p.

105. Stiles, G; Wolf, L. 1970. Hummingbird territoriality at a tropical flowering tree. *The Auk*. 87(3):467-491.
106. Stiles. 1985. Conservation of forest birds in Costa Rica: problems and perspectives. In: *Conservation of tropical forest birds*. Eds. Diamond, AW; Lovejoy, TE. UICN. p 141-168.
107. Stouffer, P; Bierregaard, Jr. R. 1995. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecology*. 76(8):2429-2445.
108. Tejeda-Cruz, C; Sutherland, W. 2004. Bird responses to shade coffee production. *Animal Conservation*. 7:169-179.
109. Vílchez, S. 2009. Efecto de la composición y estructura del paisaje y del hábitat sobre distintos grupos taxonómicos en un agropaisaje en Matiguas, Nicaragua. Tesis Mag.Sc. Turrialba, CR, CATIE. 103p.
110. Vílchez-Mendoza, S; Harvey, C; Sánchez-Merlo, D; Medina, A; Hernández, B; Taylor, R. 2008. Diversidad y composición de aves en un agropaisaje de Nicaragua. En: *Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica*. Eds. Harvey, C; Sáenz, J. Heredia, CR, INBio. p.547-578.
111. Waltert, M; Bobo, K; Sainge, N; Fermon, H; Muehlenberg. 2005. From forest to farmland: habitat effects on afro-tropical forest bird diversity. *Ecological Applications*. 15(4):1351-1366
112. Wang, Y; Naumann, U; Wright, S; Warton, D. 2012. mvabund—an R package for model-based analysis of multivariate abundance data. *Methods in Ecology and Evolution*. 3(3): 471-474.
113. Ward, J. 1963. Hierarchical Grouping to Optimize an Objective Function. *Journal of the American Statistical Association*. 58: 236-244.
114. Warkentin, I; Greenberg, R; Salgado-Ortiz, J. 1995. Songbird use of gallery woodlands in recently cleared and older settled landscapes of the selva Lacandona, Chiapas, Mexico. *Conservation Biology*. 9(5):1095-1106.
115. Watson, J; Whittaker, R; Freudenberger, D. 2005. Bird community responses to habitat fragmentation: how consistent are they across landscapes? *Journal of Biogeography* 32(8):1353-1370.

116. Webb, C. 1984. Hummingbird pollination of *Malvaviscus arboreus* in Costa Rica. *New Zealand Journal of Botany* 22(4):575-581.
117. Wilson, J; Morris, A; Arroyo, B; Clarck, S; Bradbury, R. 1999. A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant foods of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 75:13-30.
118. Wunderle, J; Latta, S. 1996. Avian abundance in sun and shade coffee plantations and remnant pine forest in the Cordillera Central, Dominican Republic. *Ornitologia Neotropical*. 7:19-34.
119. Zamora, V. T; Pennington, D. 2001. Guabas y Cuajiniquiles de Costa Rica (*Inga* spp). Heredia, CR, INBio. 200p.

9. ANEXO

Anexo 1. Familias y especies de árboles identificados en cada uso de suelo del área estudiada, así como sus abundancias respectivas. En color gris se muestran las familias identificadas.

ESPECIE	BRE	BRI	JAT	MAN	MIX	TOTAL
Acanthaceae		13		73		86
<i>Avicennia bicolor</i>				61		61
<i>Avicennia germinans</i>				12		12
<i>Bravaisia integerrima</i>		13				13
Anacardiaceae	7	17			18	42
<i>Anacardium excelsum</i>		13				13
<i>Mangifera indica</i>		3				3
<i>Spondias mombin</i>	1				2	3
<i>Spondias pupurea</i>	1					1
<i>Spondias radlkoferi</i>	5	1			16	22
Annonaceae					1	1
<i>Annona purpurea</i>					1	1
Apocynaceae		3				3
<i>Stemmadenia donnell-smithi</i>		3				3
Arecaceae	25	1			13	39
<i>Acrocomia aculeata</i>	25	1			13	39
Asteraceae			3		5	8
<i>Vernonia patens</i>			3		5	8
Bignoniaceae	26	5		3	7	41
<i>Crescentia cujete</i>		1				1
<i>Tabebuia impetiginosa</i>	12	3		3	1	19
<i>Tabebuia ochracea</i>	11	1			3	15
<i>Tabebuia rosea</i>	3				3	6

Continuacion Anexo 1. Familias y especies de árboles identificados en cada uso de suelo del área estudiada, así como sus abundancias respectivas. En color gris se muestran las familias identificadas.

ESPECIE	BRE	BRI	JAT	MAN	MIX	TOTAL
Bixaceae	11				12	23
<i>Cochlospermum vitifolium</i>	11				12	23
Boraginaceae	184	8	1		29	222
<i>Cordia alliodora</i>	163		1		25	189
<i>Cordia collococca</i>	18	8			2	28
<i>Cordia panamensis</i>	3				2	5
Burseraceae	6				32	38
<i>Bursera simaruba</i>	6				32	38
Calophyllaceae		1				1
<i>Calophyllum brasiliensis</i>		1				1
Cannabaceae					10	10
<i>Trema micrantha</i>					10	10
Capparaceae		2				2
<i>Crataeva tapia</i>		2				2
Caricaceae	2					2
<i>Carica papaya</i>	2					2
Cecropiaceae	13	9	1	4	41	68
<i>Cecropia peltata</i>	13	9	1	4	41	68
Chrysobalanaceae		2				2
<i>Licania arborea</i>		2				2
Combretaceae	4	4		4		12
<i>Combretum farinosum</i>	4					4
<i>Laguncularia racemosa</i>				4		4
<i>Terminalia oblonga</i>		4				4

Continuacion Anexo 1. Familias y especies de árboles identificados en cada uso de suelo del área estudiada, así como sus abundancias respectivas. En color gris se muestran las familias identificadas.

ESPECIE	BRE	BRI	JAT	MAN	MIX	TOTAL
Elaeocarpaceae		1				1
<i>Sloanea terniflora</i>		1				1
Euphorbiaceae		40	380		53	473
<i>Acalypha sp</i>		2				2
<i>Jatropha curcas</i>		38	380		53	471
Fabaceae	91	15	5	19	50	180
<i>Acacia collinsii</i>	2					2
<i>Andira inervis</i>	4	1			1	6
<i>Dalbergia retusa</i>	5					5
<i>Diphysa americana</i>	1		1		2	4
<i>Enterolobium cyclocarpum</i>	5					5
<i>Erythrina fusca</i>	1	1		18	15	35
<i>Gliricidia sepium</i>					1	1
<i>Inga densiflora</i>	2	9				11
<i>Lonchocarpus costaricensis</i>	4		1	1	2	8
<i>Lonchocarpus guatemalensis</i>	19	1	1		9	30
<i>Lonchocarpus minimiflorus</i>	36		1		6	43
<i>Mimosa sp</i>	4					4
<i>Pseudosamanea guachapele</i>		1				1
<i>Papilionoideae</i>					2	2
<i>Samanea saman</i>	6	2	1		11	20
<i>Senna hayesiana</i>	1					1
<i>Senna reticulate</i>					1	1
Lauraceae	2	2				4
<i>Ocotea veraguensis</i>	2					2

Continuacion Anexo 1. Familias y especies de árboles identificados en cada uso de suelo del área estudiada, así como sus abundancias respectivas. En color gris se muestran las familias identificadas.

ESPECIE	BRE	BRI	JAT	MAN	MIX	TOTAL
Malpighiaceae	1				2	3
<i>Byrsonima crassifolia</i>	1				2	3
Malvaceae	144	14	6	22	65	251
<i>Bombacopsis quinata</i>	3			11	1	15
<i>Ceiba pentandra</i>		2			1	3
<i>Guazuma ulmifolia</i>	140	5	6	2	56	209
<i>Luehea seemannii</i>		5			4	9
<i>Ochroma pyramidale</i>	1				3	4
<i>Pseudobombax septenatum</i>		1		9		10
<i>Quararibea asterolepis</i>		1				1
Meliaceae	6	7	4		11	28
<i>Cedrela odorata</i>		1			2	3
<i>Trichilia americana</i>	3		4		6	13
<i>Trichilia martiana</i>	3	6			3	12
Moraceae	2	8			5	15
<i>Brosimum alicastrum</i>		3				3
<i>Ficus sp.</i>		2			1	3
<i>Trophis mexicana</i>	1				4	5
<i>Trophis racemosa</i>	1	3				4
Myrtaceae	5		2		3	10
<i>Calyptranthes pallens</i>					1	1
<i>Eugenia salamensis</i>	5		2		2	9
Nyctaginaceae		2				2
<i>Guapira costaricana</i>		2				2

Continuacion Anexo 1. Familias y especies de árboles identificados en cada uso de suelo del área estudiada, así como sus abundancias respectivas. En color gris se muestran las familias identificadas.

ESPECIE	BRE	BRI	JAT	MAN	MIX	TOTAL
Phyllanthaceae	2				1	3
<i>Margaritaria nobilis</i>	1				1	2
<i>Phyllanthus acuminatus</i>	1					1
Picramniaceae					1	1
<i>Picramnia antidesma</i>					1	1
Piperaceae		1			1	2
<i>Piper sp</i>		1			1	2
Polygonaceae	21	9			7	37
<i>Coccoloba sp.</i>		2				2
<i>Coccoloba uvifera</i>	2	3			2	7
<i>Triplaris melaenodendron</i>	19	4			5	28
Rhizophoraceae				132		132
<i>Rhizophora racemosa</i>				132		132
Rubiaceae	8	2			3	13
<i>Chomelia spinosa</i>	6				1	7
<i>Genipa americana</i>	2	2				4
Salicaceae	3	5	1	1	3	13
<i>Casearia aculeata</i>	1					1
<i>Casearia corymbosa</i>		2				2
<i>Casearia sylvestris</i>	2	1	1	1	2	7
<i>Casearia tacanensis</i>					1	1
<i>Casearia tremula</i>		2				2
Sapindaceae	8		1		4	13
<i>Sapindus saponaria</i>	7		1		4	12
<i>Thouinia serrata</i>	1					1

Continuacion Anexo 1. Familias y especies de árboles identificados en cada uso de suelo del área estudiada, así como sus abundancias respectivas. En color gris se muestran las familias identificadas.

ESPECIE	BRE	BRI	JAT	MAN	MIX	TOTAL
Sapotaceae				1		1
<i>Sideroxylon capiri</i>				1		1
Solanaceae			1			1
<i>Solanum rudepannum</i>			1			1
Tetrameristaceae				22		22
<i>Pelliciera rhizophorae</i>				22		22
Tiliaceae	23				4	27
<i>Apeiba tibourbou</i>	23				4	27
Urticaceae					1	1
<i>Myriocarpa longipes</i>					1	1
Total general	594	171	405	281	382	1833

Anexo 2. Familias y especies de aves observadas en muestreo durante el periodo de estudio, así como sus abundancias respectivas. *especies migratorias (Stiles y Skutch 2007), **especies con poblaciones residentes y poblaciones migratorias (Stiles y Skutch 2007), I=apéndice I CITES (CITES 2012), II=apéndice II CITES (CITES 2012), E= en peligro según UICN (IUCN 2012), NT= casi amenazado según UICN (IUCN 2012).

ESPECIE	MARZO		ABRIL		MAYO		JUNIO		JULIO		TOTAL
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Tinamidae	2	5					1		1		9
<i>Crypturellus soui</i>	2	5					1		1		9
Anatidae	2								2		4
<i>Cairina moschata</i>	2										2
<i>Dendrocygna autumnalis</i>									2		2
Ardeidae	1	5	4	5	1		1	1	1	1	20
<i>Bubulcus ibis**</i>	1	4	4	5							14
<i>Tigrisoma</i>											
<i>Mexicanum</i>		1			1		1	1	1	1	6
Threskiornithidae	2				3				1		6
<i>Eudocimus albus</i>	2				3				1		6
Cathartidae	1	3	2	3					1	2	12
<i>Cathartes aura</i>	1	2	2	1							6
<i>Coragyps atratus</i>		1		2					1	2	6
Accipitridae	1	2	3	1	2		3		1		13
<i>Buteogallus</i>											
<i>Anthracinus</i>	1	1	3	1	2		3				11
<i>Buteogallus urubitinga</i>		1									1
<i>Leptodon</i>											
<i>cayanensis</i> II									1		1

Continuación Anexo 2. Familias y especies de aves observadas en muestreo durante el periodo de estudio, así como sus abundancias respectivas. *especies migratorias (Stiles y Skutch 2007), **especies con poblaciones residentes y poblaciones migratorias (Stiles y Skutch 2007), I=apéndice I CITES (CITES 2012), II=apéndice II CITES (CITES 2012), E= en peligro según UICN (IUCN 2012), NT= casi amenazado según UICN (IUCN 2012).

ESPECIE	MARZO		ABRIL		MAYO		JUNIO		JULIO		TOTAL
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Falconidae	2		5		4		1	1	1		14
<i>Caracara cheriway</i> II	2		5		4						11
<i>Herpetotheres cachinnans</i> II									1		1
<i>Milvago chimachima</i> II							1	1			2
Jacaniidae			1								1
<i>Jacana spinosa</i>			1								1
Burhinidae									2		2
<i>Burhinus bistriatus</i>									2		2
Columbidae	3	13	9	1	7		8	5	11	11	68
<i>Columbina inca</i>		11	6				3	1	3	1	25
<i>Columbina minuta</i>							1				1
<i>Columbina Passerina</i>	1								1		2
<i>Columbina Talpacoti</i>		2			7		3	3	2	6	23
<i>Leptotila plumbeiceps</i>									1		1
<i>Leptotila Verreauxi</i>	1			1			1		4	1	8

Continuación Anexo 2. Familias y especies de aves observadas en muestreo durante el periodo de estudio, así como sus abundancias respectivas. *especies migratorias (Stiles y Skutch 2007), **especies con poblaciones residentes y poblaciones migratorias (Stiles y Skutch 2007), I=apéndice I CITES (CITES 2012), II=apéndice II CITES (CITES 2012), E= en peligro según UICN (IUCN 2012), NT= casi amenazado según UICN (IUCN 2012).

ESPECIE	MARZO		ABRIL		MAYO		JUNIO		JULIO		TOTAL
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Columbidae	3	13	9	1	7		8	5	11	11	68
<i>Patagioenas flavirostris</i>			1								1
<i>Patagioenas nigrirostris</i>			1								1
<i>Zenaida asiática</i>	1		1				1		1	2	6
Psittacidae	12	5	15	4	5		2	12	18	22	95
<i>Ara macao I</i>					1		2	7	8	19	37
<i>Aratinga canicularis II</i>	5		4								9
<i>Brotogeris jugularis II</i>	7	5	11	4	4		5	10	3		49
Cuculidae	11	23	9	7	11	2	7	6	4	5	85
<i>Coccyzus americanus*</i>				1							1
<i>Crotophaga sulcirostris</i>	10	20	8	6	9	1	7	6	4	5	76
<i>Morococcyx erythropygius</i>		1									1
<i>Piaya cayana</i>			1		2	1					4
<i>Tachyphonus luctuosus</i>		1									1
<i>Tapera naevia</i>	1	1									2
Trochilidae	7	10	21	6	5	10	6	4	1	2	72
<i>Amazilia</i>											
<i>boucardi E-II</i>			3		1						4
<i>Amazilia rutila II</i>	2	4	7	4	1	4	3	1			26
<i>Amazilia tzacatl II</i>	2	5	4	2	1	5	2	2	1	2	26

Continuación Anexo 2. Familias y especies de aves observadas en muestreo durante el periodo de estudio, así como sus abundancias respectivas. *especies migratorias (Stiles y Skutch 2007), **especies con poblaciones residentes y poblaciones migratorias (Stiles y Skutch 2007), I=apéndice I CITES (CITES 2012), II=apéndice II CITES (CITES 2012), E= en peligro según UICN (IUCN 2012), NT= casi amenazado según UICN (IUCN 2012).

ESPECIE	MARZO		ABRIL		MAYO		JUNIO		JULIO		TOTAL
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Trochilidae	7	10	21	6	5	10	6	4	1	2	72
<i>Anthracotórax prevostii</i> II							1				1
<i>Phaeochroa Cuvierii</i>	3		3		2	1		1			10
<i>Phaethornis striigularis</i> II		1	4								5
Trogonidae	4	4	4	2	4	8	6	5	1	7	41
<i>Trogon caligatus</i>			3	1	2	2	1			1	10
<i>Trogon massena</i>							3				3
<i>Trogon Melanocephalus</i>		4	1	1	2	6	2	5	1	6	28
Momotidae	2	2	1	1	3	3	1	1	1	1	9
<i>Eumomota superciliosa</i>		2		1	3			1	1	1	9
Alcedinidae	2	1	1	1	4	4	2	1	1	3	16
<i>Chloroceryle Aenea</i>		1	1	1		2	1			3	9
<i>Chloroceryle americana</i>	2					2		1	1		6
<i>Megaceryle torquatus</i>							1				1
Bucconidae							1	1	1	1	1
<i>Malacoptila panamensis</i>							1				1

Continuación Anexo 2. Familias y especies de aves observadas en muestreo durante el periodo de estudio, así como sus abundancias respectivas. *especies migratorias (Stiles y Skutch 2007), **especies con poblaciones residentes y poblaciones migratorias (Stiles y Skutch 2007), I=apéndice I CITES (CITES 2012), II=apéndice II CITES (CITES 2012), E= en peligro según UICN (IUCN 2012), NT= casi amenazado según UICN (IUCN 2012).

ESPECIE	MARZO		ABRIL		MAYO		JUNIO		JULIO		TOTAL
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Picidae	14	20	16	9	11	8	7	10	7	6	108
<i>Campephilus guatemalensis</i>									1		1
<i>Dryocopus lineatus</i>	1	1	4								6
<i>Melanerpes hoffmannii</i>	13	19	12	9	11	7	7	10	7	5	100
<i>Veniliornis kirkii</i>						1					1
Furnariidae	3	6	9	6	6	4	7	6	9	6	62
<i>Dendrocicla anabatina</i>			1								1
<i>Dendrocolaptes sanctithomae</i>	1										1
<i>Lepidocolaptes souleyetii</i>	2	6	8	6	6	4	7	6	9	6	60
Thamnophilidae	4	5	7	5	4	3	9	9	4	5	55
<i>Gymnocichla nudiceps</i>			1								1
<i>Myrmeciza exsul</i>					2		5		2		9
<i>Thamno-philus doliatus</i>	4	5	6	5	2	3	4	9	2	5	45
Tyrannidae	41	32	34	41	28	20	18	17	12	21	264
<i>Camptostoma obsoletum</i>		1		1							2
<i>Camptostoma sp.*</i>									1		1
<i>Capsiempis flaveola</i>							1				1
<i>Contopus cinereus</i>	4	1				1					6
<i>Contopus cooperi*</i> NT				1							1

Continuación Anexo 2. Familias y especies de aves observadas en muestreo durante el periodo de estudio, así como sus abundancias respectivas. *especies migratorias (Stiles y Skutch 2007), **especies con poblaciones residentes y poblaciones migratorias (Stiles y Skutch 2007), I=apéndice I CITES (CITES 2012), II=apéndice II CITES (CITES 2012), E= en peligro según UICN (IUCN 2012), NT= casi amenazado según UICN (IUCN 2012).

ESPECIE	MARZO		ABRIL		MAYO		JUNIO		JULIO		TOTAL
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Tyrannidae	41	32	34	41	28	20	18	17	12	21	264
<i>Contopus sordidulus</i> *		3	2	3	1	1					10
<i>Contopus sp.**</i>				2	2	4	1	1	1		11
<i>Contopus virens</i> *			1	2		1					4
<i>Elaenia</i>											
<i>Flavogaster</i>		1	2	1			1				5
<i>Empidonax flaviventris</i> *					1						1
<i>Empidonax minimus</i> *				1							1
<i>Empidonax sp.*</i>	3	2	3	4	3				1	1	17
<i>Empidonax virescens</i> *			1								1
<i>Legatus leucophaeus</i> **			1								1
<i>Myiarchus</i>											
<i>Nuttingi</i>				1							1
<i>Myiarchus panamensis</i>			1		1					2	4
<i>Myiarchus tuberculifer</i>				2							2
<i>Myiarchus</i>											
<i>Tyrannulus</i>	1	2	2	3	1			3			12
<i>Myiodynastes luteiventris</i> **	2	4	1		4	1	2				14
<i>Myiodynastes maculatus</i> **	3		7	3	3	4	5	1	2	3	31

Continuación Anexo 2. Familias y especies de aves observadas en muestreo durante el periodo de estudio, así como sus abundancias respectivas. *especies migratorias (Stiles y Skutch 2007), **especies con poblaciones residentes y poblaciones migratorias (Stiles y Skutch 2007), I=apéndice I CITES (CITES 2012), II=apéndice II CITES (CITES 2012), E= en peligro según UICN (IUCN 2012), NT= casi amenazado según UICN (IUCN 2012).

ESPECIE	MARZO		ABRIL		MAYO		JUNIO		JULIO		TOTAL
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Tyrannidae	41	32	34	41	28	20	18	17	12	21	264
<i>Myiozetetes similis</i>	3									1	4
<i>Pitangus sulphuratus</i>	12	9	6	7	7	6	4	10	7	8	76
<i>Todirostrum cinereum</i>	5		2	3	5	2	4	1	1	4	27
<i>Tolmomyias sulphureus</i>		1									1
<i>Tyrannus melancholicus</i>	8	8	5	2							23
<i>Tyrannus tyrannus*</i>				5							5
<i>Tyrannus verticalis*</i>								1		1	2
Tyritidae	10	4	4	3	2	10		2	4	10	49
<i>Pachyramphus aglaiae</i>	2	1	2	1	1	3			3	1	14
<i>Pachyramphus polychopterus</i>				1		1					2
<i>Tityra inquisitor</i>	4					2				3	9
<i>Tityra semifasciata</i>	4	3	2	1	1	4		2	1	6	24
Pipridae					3	2			2	2	9
<i>Chiroxiphia linearis</i>					3	2			2	2	9
Vireonidae	2	3	1	3	2	3	3	4		1	22
<i>Cyclarhis gujanensis</i>							1				1
<i>Vireo flavifrons*</i>		2	1								3
<i>Vireo flavovirides**</i>									1		1

Continuación Anexo 2. Familias y especies de aves observadas en muestreo durante el periodo de estudio, así como sus abundancias respectivas. *especies migratorias (Stiles y Skutch 2007), **especies con poblaciones residentes y poblaciones migratorias (Stiles y Skutch 2007), I=apéndice I CITES (CITES 2012), II=apéndice II CITES (CITES 2012), E= en peligro según UICN (IUCN 2012), NT= casi amenazado según UICN (IUCN 2012).

ESPECIE	MARZO		ABRIL		MAYO		JUNIO		JULIO		TOTAL
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Vireonidae	2	3	1	3	2	3	3	4	1		22
<i>Vireo pallens</i>	1	1		2			1				5
<i>Vireo philadelphicus</i>	1			1	2	3	1	4			12
Hirundinidae	4	3	2								9
<i>Hirundo rustica*</i>	2		2								4
<i>Riparia riparia</i>	2	3									5
Poliophtidae	3	3	2	4		1	1	1	3		18
<i>Poliophtila albiloris</i>				3		1	1	1		1	7
<i>Poliophtila plumbea</i>	3	3	2	1						1	10
<i>Ramphocaenus melanurus</i>										1	1
Troglodytidae	17	9	14	23	14	16	13	11	11	14	142
<i>Campylorhynchus rufinucha</i>	15	5	10	19	13	15	13	11	11	12	124
<i>Cantorchilus modestus</i>		3	3	3		1					10
<i>Henicorhina leucosticta</i>		1									1
<i>Thryophilus pleurostictus</i>	1			1	1					1	4
<i>Thryophilus rufalbus</i>										1	1
<i>Troglodytes aedon</i>	1		1								2
Turdidae	9	5	6	4	5	2	9	3	5	4	52
<i>Turdus grayi</i>	9	5	6	4	5	2	9	3	5	4	52

Continuación Anexo 2. Familias y especies de aves observadas en muestreo durante el periodo de estudio, así como sus abundancias respectivas. *especies migratorias (Stiles y Skutch 2007), **especies con poblaciones residentes y poblaciones migratorias (Stiles y Skutch 2007), I=apéndice I CITES (CITES 2012), II=apéndice II CITES (CITES 2012), E= en peligro según UICN (IUCN 2012), NT= casi amenazado según UICN (IUCN 2012).

ESPECIE	MARZO		ABRIL		MAYO		JUNIO		JULIO		TOTAL
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Parulidae	8	11	14	10	2	2	7	3	2	1	60
<i>Basileuterus rufifrons</i>		3	1		1	1		2	1	1	10
<i>Cardellina pusilla</i> *		1	2	2							5
<i>Geothlypis philadelphia</i> *		1	1								2
<i>Geothlypis poliocephala</i>						1	3	1	1		6
<i>Geothlypis trichas</i> *		1	2								3
<i>Parkesia noveboracensis</i> *		2	1								3
<i>Setophaga castanea</i> *	1										1
<i>Setophaga magnolia</i>			1								1
<i>Setophaga petechia</i> **	7	3	6	8	1		4				29
Thraupidae	10	10	6	7	8	8	6	3	8	13	74
<i>Cyanerpes</i>											
<i>Cyaneus</i>		3	4		1				3	4	15
<i>Ramphocelus costaricensis</i>	4	3		3	1	1	1	2		6	21
<i>Saltator Maximus</i>	1			2					1	1	5
<i>Thraupis episcopus</i>	2	1	2	2	6	7	5	1	4	2	32
<i>Thraupis palmarum</i>	1										1

Continuación Anexo 2. Familias y especies de aves observadas en muestreo durante el periodo de estudio, así como sus abundancias respectivas. *especies migratorias (Stiles y Skutch 2007), **especies con poblaciones residentes y poblaciones migratorias (Stiles y Skutch 2007), I=apéndice I CITES (CITES 2012), II=apéndice II CITES (CITES 2012), E= en peligro según UICN (IUCN 2012), NT= casi amenazado según UICN (IUCN 2012).

ESPECIE	MARZO		ABRIL		MAYO		JUNIO		JULIO		TOTAL
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Emberizidae	16	9	11	13	25	30	38	49	57	39	287
<i>Arremon aurantirostris</i>	2			3	3		3		3	1	15
<i>Arremonops rufivirgatus</i>	8	3	1	4	6	8	1	12	4	10	57
<i>Peucaea ruficauda</i>		1	1		2	1	3			2	10
<i>Sporophila americana</i>	1		1	1	6	9	12	20	26	9	85
<i>Sporophila torqueola</i>			2	3	1	5	4		3	3	21
<i>Volatinia jacarina</i>	5	5	6	2	7	7	15	17	21	14	99
Cardinalidae	2	5				4			1		12
<i>Cyanocompsa cyanoides</i>						3					3
<i>Passerina caerulea**</i>	1					1			1		3
<i>Passerina ciris* NT</i>		2									2
<i>Passerina cyanea*</i>	1										1
<i>Piranga rubra*</i>		3									3
Icteridae	1	3	2	1		4	1	2	2	1	17
<i>Agelaius phoeniceus</i>		1	2			4	1	2	2	1	13
<i>Icterus gálbula*</i>	1	2		1							4
Fringillidae	4	12	6	2			3		4	1	32
<i>Euphonia affinis</i>	2	1	3				3		4	1	14
<i>Euphonia luteicapilla</i>	2	11	3	2							18
Total general	192	210	208	162	144	152	158	158	170	186	1740

Anexo 3. Familias y especies de aves observadas en cada uso de suelo del área estudiada, así como sus abundancias totales respectivas. *especies migratorias (Stiles y Skutch 2007), **especies con poblaciones residentes y poblaciones migratorias (Stiles y Skutch 2007), I=apéndice I CITES (CITES 2012), II=apéndice II CITES (CITES 2012), E= en peligro según IUCN (IUCN 2012), NT= casi amenazado según IUCN. (IUCN 2012).

ESPECIE	CODIGO ALPHA	BRE	BRI	JAT	MAN	MIX	TOTAL
Tinamidae		3				6	9
<i>Crypturellus soui</i>	CRYSOU	3				6	9
Anatidae		2	2				4
<i>Cairina moschata</i>	CAIMOS		2				2
<i>Dendrocygna autumnalis</i>	DENAUT	2					2
Ardeidae		4	3	6	1	6	20
<i>Bubulcus ibis**</i>	BUBIBIS	4		5		5	14
<i>Tigrisoma mexicanum</i>	TIGMEX		3	1	1	1	6
Threskiornithidae			2		4		6
<i>Eudocimus albus</i>	EUDALB		2		4		6
Cathartidae		2			6	4	12
<i>Cathartes aura</i>	CATAUR	2			3	1	6
<i>Coragyps atratus</i>	CORATR				3	3	6
Accipitridae		1			11	1	13
<i>Buteogallus anthracinus</i>	BUTANT				11		11
<i>Buteogallus urubitinga</i>	BUTURU					1	1
<i>Leptodon cayanensis</i> II		1					1
Falconidae		2	2		2	8	14
<i>Caracara cheriway</i> II	CARCHE		2		1	8	11
<i>Herpetotheres cachinnans</i> II	HERCAC	1					1
<i>Milvago chimachima</i> II	MILCHI	1			1		2

Continuación Anexo 3. Familias y especies de aves observadas en cada uso de suelo del área estudiada, así como sus abundancias totales respectivas. *especies migratorias (Stiles y Skutch 2007), **especies con poblaciones residentes y poblaciones migratorias (Stiles y Skutch 2007), I=apéndice I CITES (CITES 2012), II=apéndice II CITES (CITES 2012), E= en peligro según UICN (IUCN 2012), NT= casi amenazado según UICN. (IUCN 2012).

ESPECIE	CODIGO ALPHA	BRE	BRI	JAT	MAN	MIX	TOTAL
Jacaniidae						1	1
<i>Jacana spinosa</i>	JACSPI					1	1
Burhinidae						2	2
<i>Burhinus bistriatus</i>	BURBIS					2	2
Columbidae		22	4	14	2	26	68
<i>Columbina inca</i>	COLINC	14	1	2	1	7	25
<i>Columbina minuta</i>	COLMIN				1		1
<i>Columbina passerina</i>	COLPAS			1		1	2
<i>Columbina talpacoti</i>	COLTAL	2		7		14	23
<i>Leptotila plumbeiceps</i>	LEPPLU			1			1
<i>Leptotila verreauxi</i>	LEPVER	1	3	1		3	8
<i>Patagioenas flavirostris</i>	PATFLA	1					1
<i>Patagioenas nigrirostris</i>	PATNIG	1					1
<i>Zenaida asiática</i>	ZENASI	3		2		1	6
Psittacidae		12		5	66	12	95
<i>Ara macao I</i>	ARAMAC			2	31	4	37
<i>Aratinga canicularis II</i>	ARACAN				3	6	9
<i>Brotogeris jugularis II</i>	BROJUG	12		3	32	2	49
Cuculidae		15		14	14	42	85
<i>Coccyzus americanus*</i>	COCAME	1					1
<i>Crotophaga sulcirostris</i>	CROSUL	9		12	14	41	76
<i>Morococcyx erythropygius</i>	MORERY	1					1

Continuación Anexo 3. Familias y especies de aves observadas en cada uso de suelo del área estudiada, así como sus abundancias totales respectivas. *especies migratorias (Stiles y Skutch 2007), **especies con poblaciones residentes y poblaciones migratorias (Stiles y Skutch 2007), I=apéndice I CITES (CITES 2012), II=apéndice II CITES (CITES 2012), E= en peligro según UICN (IUCN 2012), NT= casi amenazado según UICN. (IUCN 2012).

ESPECIE	CODIGO ALPHA	BRE	BRI	JAT	MAN	MIX	TOTAL
Cuculidae		15		14	14	42	85
<i>Piaya cayana</i>	PIACAY	4					4
<i>Tachyphonus luctuosus</i>	TACLUC			1			1
<i>Tapera naevia</i>	TAPNAE			1		1	2
Trochilidae		15	6	13	12	26	72
<i>Amazilia boucardi</i> E-II	AMABOU				4		4
<i>Amazilia rutila</i> II	AMARUT	4	1	10	2	9	26
<i>Amazilia tzacatl</i> II	AMATZA	9	3	2	2	10	26
<i>Anthracothorax prevostii</i> II	ANTPRE				1		1
<i>Phaeochroa cuvierii</i>	PHACUV	2		1	3	4	10
<i>Phaethornis striigularis</i> II	PHASTRI		2			3	5
Trogonidae		16	5	1	3	16	41
<i>Trogon caligatus</i>	TROCAL	2	1		1	6	10
<i>Trogon massena</i>	TROMAS		3				3
<i>Trogon melanocephalus</i>	TROMEL	14	1	1	2	10	28
Momotidae		3	1			5	9
<i>Eumomota superciliosa</i>	EUMSUP	3	1			5	9
Alcedinidae		1	6	1	6	2	16
<i>Chloroceryle aenea</i>	CHLAEN	1	1		5	2	9
<i>Chloroceryle americana</i>	CHLAME		4	1	1		6
<i>Megaceryle torquatus</i>	MEGTOR		1				1

Continuación Anexo 3. Familias y especies de aves observadas en cada uso de suelo del área estudiada, así como sus abundancias totales respectivas. *especies migratorias (Stiles y Skutch 2007), **especies con poblaciones residentes y poblaciones migratorias (Stiles y Skutch 2007), I=apéndice I CITES (CITES 2012), II=apéndice II CITES (CITES 2012), E= en peligro según UICN (IUCN 2012), NT= casi amenazado según UICN. (IUCN 2012).

ESPECIE	CODIGO ALPHA	BRE	BRI	JAT	MAN	MIX	TOTAL
Bucconidae			1				1
<i>Malacoptila panamensis</i>	MALPAN		1				1
Picidae		32	3		31	42	108
<i>Campephilus guatemalensis</i>	CAMGUA					1	1
<i>Dryocopus lineatus</i>	DRYLIN	4			1	1	6
<i>Melanerpes hoffmannii</i>	MELHOF	28	3		29	40	100
<i>Veniliornis kirkii</i>	VENKIR				1		1
Furnariidae		13	14	3	22	10	62
<i>Dendrocincla anabatina</i>	DENANA				1		1
<i>Dendrocolaptes sanctithomae</i>	DENSAN		1				1
<i>Lepidocolaptes souleyetii</i>	LEPSOU	13	13	3	21	10	60
Thamnophilidae		23	7	2	4	19	55
<i>Gymnocichla nudiceps</i>	GYMNUD					1	1
<i>Myrmeciza exsul</i>	MYREXS		6		3		9
<i>Thamnophilus doliatus</i>	THADOL	23	1	2	1	18	45
Tyrannidae		63	13	25	50	113	264
<i>Camptostoma obsoletum</i>	CAMOBS	1				1	2
<i>Camptostoma sp.*</i>	CAMSP.					1	1
<i>Capsiempis flaveola</i>	CAPFLA					1	1
<i>Contopus cinereus</i>	CONCIN	1		2	1	2	6
<i>Contopus cooperi*</i> NT	CONCOO			1			1
<i>Contopus sordidulus*</i>	CONSOR	3		2	1	4	10

Continuación Anexo 3. Familias y especies de aves observadas en cada uso de suelo del área estudiada, así como sus abundancias totales respectivas. *especies migratorias (Stiles y Skutch 2007), **especies con poblaciones residentes y poblaciones migratorias (Stiles y Skutch 2007), I=apéndice I CITES (CITES 2012), II=apéndice II CITES (CITES 2012), E= en peligro según UICN (IUCN 2012), NT= casi amenazado según UICN. (IUCN 2012).

ESPECIE	CODIGO ALPHA	BRE	BRI	JAT	MAN	MIX	TOTAL
Tyrannidae		63	13	25	50	113	264
<i>Contopus sp.**</i>	CONSP.	4	2			5	11
<i>Contopus virens*</i>	CONVIR				2	2	4
<i>Elaenia flavogaster</i>	ELAFLA	1	1		1	2	5
<i>Empidonax flaviventris*</i>	EMPFLA	1					1
<i>Empidonax minimus*</i>	EMPMIN					1	1
<i>Empidonax sp.*</i>	EMPSP.	3	1	3	2	8	17
<i>Empidonax virescens*</i>	EMPVIR					1	1
<i>Legatus leucophaius**</i>	LEGLEU	1					1
<i>Myiarchus nuttingi</i>	MYINUT			1			1
<i>Myiarchus panamensis</i>	MYIPAN	2		1		1	4
<i>Myiarchus tuberculifer</i>	MYITUB			1		1	2
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	MYITYR	5				7	12
<i>Myiodynastes luteiventris**</i>	MYILUT	4			2	8	14
<i>Myiodynastes maculatus**</i>	MYIMAC	4	5		13	9	31
<i>Myiozetetes similis</i>	MYISIM	1			3		4
<i>Pitangus sulphuratus</i>	PITSUL	27	3	4	15	27	76
<i>Todirostrum cinereum</i>	TODCIN	3		6	9	9	27
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	TOLSUL	1					1
<i>Tyrannus melancholicus</i>	TYRMEL	1	1	4	1	16	23
<i>Tyrannus tyrannus*</i>	TYRTYR					5	5
<i>Tyrannus verticalis*</i>	TYRVER					2	2

Continuación Anexo 3. Familias y especies de aves observadas en cada uso de suelo del área estudiada, así como sus abundancias totales respectivas. *especies migratorias (Stiles y Skutch 2007), **especies con poblaciones residentes y poblaciones migratorias (Stiles y Skutch 2007), I=apéndice I CITES (CITES 2012), II=apéndice II CITES (CITES 2012), E= en peligro según UICN (IUCN 2012), NT= casi amenazado según UICN. (IUCN 2012).

ESPECIE	CODIGO ALPHA	BRE	BRI	JAT	MAN	MIX	TOTAL
Tytiridae		25	2		7	15	49
<i>Pachyramphus aglaiae</i>	PACAGL	6			1	7	14
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	PACPOL					2	2
<i>Tityra inquisitor</i>	TITINQ	6				3	9
<i>Tityra semifasciata</i>	TITSEM	13	2		6	3	24
Pipridae			6			3	9
<i>Chiroxiphia linearis</i>	CHILIN		6			3	9
Vireonidae		7			9	6	22
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	CYCGUJ				1		1
<i>Vireo flavifrons</i> *	VIRFLA				1	2	3
<i>Vireo flavovirides</i> **	VIRFLAV				1		1
<i>Vireo pallens</i>	VIRPAL				4	1	5
<i>Vireo philadelphicus</i>	VIRPHI	7			2	3	12
Hirundinidae		2				2	4
<i>Hirundo rustica</i> *	HIRRUS	2				2	4
<i>Riparia riparia</i>	RIPRIP			3		2	5
Poliophtilidae		6	1	2	5	4	18
<i>Poliophtila albiloris</i>	POLALB	2		2	1	2	7
<i>Poliophtila plúmbea</i>	POLPLU	4	1		4	1	10
<i>Ramphocaenus melanurus</i>	RAMMEL					1	1

Continuación Anexo 3. Familias y especies de aves observadas en cada uso de suelo del área estudiada, así como sus abundancias totales respectivas. *especies migratorias (Stiles y Skutch 2007), **especies con poblaciones residentes y poblaciones migratorias (Stiles y Skutch 2007), I=apéndice I CITES (CITES 2012), II=apéndice II CITES (CITES 2012), E= en peligro según UICN (IUCN 2012), NT= casi amenazado según UICN. (IUCN 2012).

ESPECIE	CODIGO ALPHA	BRE	BRI	JAT	MAN	MIX	TOTAL
Troglodytidae		76	6	4	9	47	142
<i>Campylorhynchus rufinucha</i>	CAMRUF	68	5		8	43	124
<i>Cantorchilus modestus</i>	CANMOD	7		2		1	10
<i>Henicorhina leucosticta</i>	HENLEU					1	1
<i>Thryophilus pleurostictus</i>	THRPLE			2		2	4
<i>Thryophilus rufalbus</i>	THRRUF		1				1
<i>Troglodytes aedon</i>	TROAED	1			1		2
Turdidae		11	15	3	5	18	52
<i>Turdus grayi</i>	TURGRA	11	15	3	5	18	52
Parulidae		16	3	4	7	30	60
<i>Basileuterus rufifrons</i>	BASRUF	5				5	10
<i>Cardellina pusilla*</i>	CARPUS	2				3	5
<i>Geothlypis philadelphia*</i>	GEOPHI	1				1	2
<i>Geothlypis poliocephala</i>	GEOPOL					6	6
<i>Geothlypis trichas*</i>	GEOTRI			2		1	3
<i>Parkesia noveboracensis*</i>	PARNOV		3				3
<i>Setophaga castanea*</i>	SETCAS				1		1
<i>Setophaga magnolia</i>	SETMAG	1					1
<i>Setophaga petechia**</i>	SETPET	7		2	6	14	29
Thraupidae		9	10	16	2	42	79
<i>Cyanerpes cyaneus</i>	CYACYA	2	4			9	15
<i>Ramphocelus costaricensis</i>	RAMCOS	2	2	9		8	21

Continuación Anexo 3. Familias y especies de aves observadas en cada uso de suelo del área estudiada, así como sus abundancias totales respectivas. *especies migratorias (Stiles y Skutch 2007), **especies con poblaciones residentes y poblaciones migratorias (Stiles y Skutch 2007), I=apéndice I CITES (CITES 2012), II=apéndice II CITES (CITES 2012), E= en peligro según UICN (IUCN 2012), NT= casi amenazado según UICN. (IUCN 2012).

ESPECIE	CODIGO ALPHA	BRE	BRI	JAT	MAN	MIX	TOTAL
Thraupidae		9	10	16	2	42	79
<i>Saltator maximus</i>	SALMAX		2			3	5
<i>Thraupis episcopus</i>	THREPI	4	2	4	2	20	32
<i>Thraupis palmarum</i>	THRPAL	1					1
Emberizidae		58	15	36	6	172	287
<i>Arremon aurantiirostris</i>	ARRAUR	1	12			2	15
<i>Arremonops rufivirgatus</i>	ARRRUF	32		1		24	57
<i>Peucaea ruficauda</i>	PEURUF	1	1	2		6	10
<i>Sporophila americana</i>	SPOAME	6	2	18	6	53	85
<i>Sporophila torqueola</i>	SPOTOR	3		2		16	21
<i>Volatinia jacarina</i>	VOLJAC	15		13		71	99
Cardinalidae		5	1			6	12
<i>Cyanocompsa cyanoides</i>	CYACYAN					3	3
<i>Passerina caerulea**</i>	PASCAE	1				2	3
<i>Passerina ciris* NT</i>	PASCIR	2					2
<i>Passerina cyanea*</i>	PASCYA	1					1
<i>Piranga rubra*</i>	PIRRUB	1	1			1	3
Icteridae		1	1		5	10	17
<i>Agelaius phoeniceus</i>	AGEPHO				5	8	13
<i>Icterus gálbula*</i>	ICTGAL	1	1			2	4

Continuación Anexo 3. Familias y especies de aves observadas en cada uso de suelo del área estudiada, así como sus abundancias totales respectivas. *especies migratorias (Stiles y Skutch 2007), **especies con poblaciones residentes y poblaciones migratorias (Stiles y Skutch 2007), I=apéndice I CITES (CITES 2012), II=apéndice II CITES (CITES 2012), E= en peligro según UICN (IUCN 2012), NT= casi amenazado según UICN. (IUCN 2012).

ESPECIE	CODIGO ALPHA	BRE	BRI	JAT	MAN	MIX	TOTAL
Fringillidae		24		2	1	5	32
<i>Euphonia affinis</i>	EUPAFF	10		1	1	2	14
<i>Euphonia luteicapilla</i>	EUPLUT	14		1		3	18
Total general		469	129	151	290	701	1740

Anexo 4. Comparación de funciones de correlación para la abundancia y riqueza a nivel temporal en la comunidad completa.

Función	Abundancia		Riqueza	
	AIC	BIC	AIC	BIC
Tiempo				
Errores independientes	432.09	436.06	331.41	335.39
Simetría compuesta coorX	434.09	440.05	333.41	339.38
Simetría compuesta coorY	432.18	438.15	332.79	338.75
Correlación Espacial Exponencial	436.09	444.04	335.4	343.35
Correlación Espacial Gaussiana	436.09	444.04	335.35	343.3
Correlación Espacial Lineal	-	-	335.38	343.34
Correlación espacial "rational quadratic"	436.09	444.04	335.41	343.37
Correlación espacial esférica	436.08	444.04	335.41	343.36
Distancia				
Errores independientes	3895.08	3903.5	2952.67	2961.09
Simetría compuesta djul	3895.15	3907.78	2953.99	2966.62
Autorregresivo de orden 1	3897.08	3909.71	2954.19	2966.82
Autorregresivo continuo de orden 1	3897.08	3909.71	2954.67	2967.3

Anexo 5. Correlaciones de Pearson entre la abundancia y riqueza con las variables arbóreas para la comunidad completa, la residente y migratoria. Corr.=correlación, *=valores significativos

Comunidad completa	Abundancia			Riqueza		
Variables arbóreas	Corr.	Chi²	P-valor	Corr.	Chi²	P-valor
Abund.Arb.	-	0.26	0.6070	+	0.00062	0.9802
Riq.Arb	-	0.037	0.7967	+	0.21	0.6431
Ind.Shan.	+	0.38	0.5356	+	1.37	0.2418
Ind.Simp.	+	0.47	0.4932	+	0.54	0.4612
Prom.DAP	+	3.88	0.0488*	+	7.49	0.0063*
CV.Prom.DAP	+	0.3	0.4622	+	3.64	0.0564*
Sum.AB	+	0.24	0.6220	+	1.25	0.2632
Porc.Cob.Dos.	-	0.01	0.9266	+	0.82	0.3640
Porc.Cob.Sot.	-	0.000015	0.9969	-	0.21	0.6490
CV.Prom.Cob.Dos.	+	4.20	0.0405*	+	2.6	0.1065
CV.Prom.Cob.Sot.	+	0.04	0.8463	+	0.23	0.6302
Comunidad residente	Abundancia			Riqueza		
Variables arbóreas	Corr.	Chi²	P-valor	Corr.	Chi²	P-valor
Abund.Arb.	-	0.18	0.6736	+	0.02	0.8805
Riq.Arb.	-	0.28	0.598	+	0.03	0.8712
Ind.Shan.	+	0.08	0.7805	+	0.6	0.4385
Ind.Simp.	+	0.78	0.3782	+	1.05	0.3065
Prom.DAP	+	2.2	0.1377	+	4.6	0.0321*
CV.Prom.DAP	+	28.57	<0.0001*	+	26.76	<0.0001*
Sum.AB	+	0.02	0.8829	+	0.49	0.4836
Porc.Cob.Dos.	-	0.01	0.9178	+	0.79	0.3743
Porc.Cob.Sot.	+	0.02	0.8987	-	0.06	0.804
CV.Prom.Cob.Dos.	+	3.45	0.0633	+	2.63	0.105
CV.Prom.Cob.Sot.	+	0.00013	0.9908	+	0.05	0.8272

*Continuación Anexo 5. Correlaciones de Pearson entre la abundancia y riqueza con las variables arbóreas para la comunidad completa, la residente y migratoria. Corr.=correlación, *=valores significativos*

Comunidad migratoria	Abundancia			Riqueza		
Variable arbóreas	Corr.	Chi²	P-valor	Corr.	Chi²	P-valor
Abund.Arb.	-	0.18	0.6714	-	0.10	0.7481
Riq.Arb.	+	0.00052	0.9818	+	0.25	0.6141
Ind.Shan.	+	0.49	0.4825	+	1.34	0.2465
Ind.Simp.	+	0.02	0.8912	+	0.0017	0.9675
Prom.DAP	+	3.65	0.0561	+	7.10	0.0077*
CV.Prom.DAP	+	5.48	0.0193*	+	4.6	0.0320*
Sum.AB	+	0.34	0.5592	+	1.19	0.2762
Porc.Cob.Dos.	-	0.23	0.6328	+	0.1	0.7542
Porc.Cob.Sot.	+	0.07	0.7943	-	0.08	0.7718
CV.Prom.Cob.Dos.	+	4.6	0.0320*	+	1.14	0.2862
CV.Prom.Cob.Sot.	-	0.0033	0.9540	+	0.21	0.6442

Anexo 6. Especies de aves correlacionadas con la composición de aves tanto en el uso como en la época y su abundancia total en cada uso y época. 0=época seca, 1=época lluviosa, *=migratoria, **=migratoria-residente.

Uso	BRE	BRI	JAT	MAN	MIX	BRE	BRI	JAT	MAN	MIX
Época	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1
<i>Agelaius phoeniceus</i>					3				5	5
<i>Amazilia boucardi</i>				4						
<i>Ara macao</i>				1				2	30	4
<i>Bubulcus ibis</i> **	4		5		5					
<i>Buteogallus anthracinus</i>				8					3	
<i>Cantorchilus modestus</i>	6		2		1	1				
<i>Caracara cheriway</i>				1	6		2			2
<i>Cardellina pusilla</i> *	2				3					
<i>Cathartes aura</i>	2			3	1					
<i>Chiroxiphia linearis</i>		2			1		4			2
<i>Chloroceryle americana</i>		2					2	1	1	
<i>Columbina talpacoti</i>					2	2		7		12
<i>Contopus virens</i> *				2	1					
<i>Cyanerpes cyaneus</i>		4			4	2				5
<i>Dryocopus lineatus</i>	4			1	1					
<i>E.luteicapilla</i>	14		1		3					
<i>Geothlypis poliocephala</i>										6
<i>Icterus gálbula</i> *	1	1			2					

Continuación Anexo 6. Especies de aves correlacionadas con la composición de aves tanto en el uso como en la época y su abundancia total en cada uso y época. 0=época seca, 1=época lluviosa, *=migratoria, **=migratoria-residente.

Uso	BRE	BRI	JAT	MAN	MIX	BRE	BRI	JAT	MAN	MIX
Época	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1
<i>Myrmeciza exsul</i>		2					4		3	
<i>Peucaea ruficauda</i>			2		2	1	1			4
<i>Phaethornis striigularis</i>		2			3					
<i>Piaya cayana</i>	3					1				
<i>Saltator maximus</i>		2			1					2
<i>Thryophilus pleurostictus</i>			1		2			1		
<i>Tigrisoma mexicanum</i>		2					1	1	1	1
<i>Tyrannus melancholicus</i>	1	1	4	1	16					
<i>Vireo pallens</i>				3	1				1	
Escala	0	1-3	4-6	7-10	11-20	21-30				