

UNIVERSIDAD DE CIENCIAS Y ARTES DE
CHIAPAS

INSTITUTO DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

Tesis

Distribución de *Glaucidium brasilianum* y *Strix virgata* en un paisaje heterogéneo de la Depresión Central de Chiapas.

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE

LICENCIADO EN BIOLOGÍA

PRESENTA

Jhonnatan Enrique González Figueroa

Director

DR. ESTEBAN PINEDA DE DIEZ BONILLA

Museo de Zoología, UNICACH

Asesor

DRA. PAULA LIDIA ENRÍQUEZ ROCHA

Departamento de Conservación de la Biodiversidad. ECOSUR



Tuxtla Gutiérrez, Chiapas.

Agosto, 2019

Índice

I. INTRODUCCIÓN	1
II. MARCO TEÓRICO	3
2.1 Aspectos generales del orden Strigiformes	3
2.2 Distribución de especies raras	4
2.3 Efectos de la fragmentación de paisajes	4
III. ANTECEDENTES	6
IV. OBJETIVOS	8
4.1 General	8
4.2 Específicos	8
V. ZONA DE ESTUDIO	9
VI. MÉTODO	11
6.1 Estimación de la distribución de los búhos y su abundancia	11
6.2 Estimación de las variables de estructura vegetal y tipos de coberturas del paisaje.	13
6.3 Relación de la presencia con las variables del paisaje	14
6.4 Uso de hábitat	15
VII. RESULTADOS	15
7.1 Distribución y abundancia de las especies entre temporadas	15
7.2 Número de vocalizaciones entre temporadas y horarios	16
7.3 Estructura de la vegetación y tipos de cobertura de los puntos de muestreo	16
7.4 Variables asociadas a la presencia de las especies	20
7.5 Uso de hábitat	21
VIII. DISCUSIÓN	23
8.1 Distribución y abundancia de las especies entre temporadas	23
8.2 Estructura de la vegetación y tipos de cobertura de los puntos de muestreo	24
8.3 Número de vocalizaciones entre temporadas y horarios	24
8.4 Variables asociadas a la presencia de las especies	25
8.5 Uso de hábitat	26
IX. CONCLUSIONES	28
X. RECOMENDACIONES	29
XI. REFERENCIAS DOCUMENTALES	30
XII. ANEXOS	39

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Valores de la estructura de la vegetación (número de árboles, de arbustos, Diámetro a la altura del pecho, porcentaje de cobertura de hierbas) y número promedio de individuos de búhos registrados por vocalizaciones en los 20 puntos estudiados en la Depresión Central de Chiapas, de enero a junio del 2018.

17

Cuadro 2. Modelos de asociación de variables de paisaje con la presencia de *Glaucidium brasilianum* y *Strix virgata* en un paisaje heterogéneo de la Depresión Central de Chiapas.

21

Cuadro 3. Uso de hábitat de *Glaucidium brasilianum* por las seis coberturas de vegetación en un paisaje heterogéneo de la Depresión Central de Chiapas, México.

23

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 Ubicación geográfica de los puntos de muestreo de búhos en los municipios de Ixtapa y Chiapas de Corzo, Chiapas, México.	11
Figura 2. Distribución y ubicación de los trayectos y puntos de muestreo de búhos en Chiapas de Corzo e Ixtapa, Chiapas, México.	13
Figura 3. Distribución de los seis tipos de coberturas del paisaje y ubicación de los 20 puntos de muestreo en la Depresión Central de Chiapas, México.	18
Figura 4. Porcentaje de cobertura del paisaje asociada a los 20 puntos de muestreo, en la Depresión Central de Chiapas, México.	19
Figura 5. Dendrograma de la similitud entre los 20 puntos estudiados con base en las variables de hábitat y las variables de paisajes.	20

RESUMEN

La distribución geográfica de las especies depende de sus requerimientos específicos y los factores ambientales. Por lo cual, para entender cómo se distribuyen los Strigiformes es necesario conocer factores ambientales y de hábitat que influyen en su presencia en un área perturbada. Se estudió la distribución de dos especies de búhos (*Glaucidium brasilianum* y *Strix virgata*) en un paisaje heterogéneo con diferentes tipos de vegetación (bosques de pino, bosques de encino, acahuales, pastizales, cultivos, y suelo desnudo) en la Depresión Central de Chiapas. El presente estudio se realizó en el periodo de enero del 2018 a octubre del 2018. Se establecieron 20 puntos de muestreo auditivo para registrar la presencia de ambas especies. Cada punto fue visitado en dos ocasiones en cada temporada. Para cada visita se realizó un recorrido en tres horarios diferentes (7:00 pm, 12:00 am y 5:00 am). Para determinar que variables están asociadas a la abundancia de las especies, se realizaron mediciones de la composición de la estructura vegetal, así como distintas métricas del paisaje obtenidas de un análisis con imágenes satelitales. Se encontró que *G. brasilianum* es una especie generalista que ocupa el hábitat modificado (acahuales) en mayor proporción que los bosques de pino y encino. En comparación, *S. virgata* se encuentra exclusivamente en estos dos tipos de bosque. La abundancia de *G. brasilianum* fue mayor en la temporada de secas (1.7 ind/Km) que en la temporada de lluvias (0.9 ind/Km), mientras que para *S. virgata* fue al contrario (0.5 y 1.2 ind/Km respectivamente). Las frecuencias de las vocalizaciones entre los horarios de la temporada de lluvias fueron significativamente diferentes para *G. brasilianum* ($\chi^2=16.17$, $P=0.0003$) disminuyendo en la media noche. En el caso de *S. virgata* las variaciones de las vocalizaciones fueron entre temporadas, teniendo un mayor número de vocalizaciones en lluvias. No se encontraron variables ambientales que se relacionaran significativamente con la presencia de *G. brasilianum*. Para *S. virgata* se encontraron siete variables relacionadas significativamente con su presencia. Dos variables son características del hábitat conservado (Diámetro a la altura del pecho DAP y la cobertura de bosque de pino), con las cuales la especie tuvo una relación positiva. Los cambios en la cobertura vegetal en áreas perturbadas pueden beneficiar a algunas especies como *G. brasilianum*, pero afectar a otras como *S. virgata*.

Palabras clave: fragmentación del hábitat, métricas del paisaje, modelos lineales generalizados, Strigiformes

I. INTRODUCCIÓN

La distribución de las especies en general depende de varios factores ambientales y de requerimientos particulares de cada especie, así como de la capacidad de los organismos para moverse (Grinnell, 1917; Moilanen *et al.*, 1998). Para estudiar la distribución de las especies hay que entender la relación entre los seres vivos con los factores del ambiente (Bocco, 2010) como el clima, la composición de tipos de coberturas de vegetación, entre otros (Schlegel y Chiappini, 1996). Estos factores tienen una influencia en diferentes escalas temporales y espaciales (Pickett y Cadenasso, 1995); dependiendo de la escala espacial que se utilice para describir la distribución de las especies, esta se puede definir como el área donde una especie puede ser localizada, o como la presencia en unidades de hábitat en el espacio geográfico (Isasi-Catalá *et al.*, 2016). Por ejemplo, a una escala local la vegetación constituye una base primaria de la cadena trófica y por ello la distribución de herbívoros y depredadores (Arroyo, *et al.*, 2004).

Existen diversas escalas de paisaje y no todo lo que es relevante en una escala será aplicable para otra. Por lo tanto, es importante saber la escala a usar dependiendo del interés de la investigación (Casti, 2001). En el ámbito de la ecología, las métricas de paisaje indican las características paisajísticas, pero pueden que no sean funcionales en otras escalas, como, por ejemplo, con una misma extensión temática, un paisaje puede ser homogéneo en la escala local, pero heterogéneo en otra escala superior (Schermann y Baudry, 2002). La escala local es el ámbito más reducido de los estudios de paisaje, pero se puede apreciar la relación de los factores bióticos con las actividades antropogénicas (Riesco *et al.*, 2008).

La heterogeneidad es una medida del grado de partición del paisaje en parches (Suárez *et al.*, 2011) de diferentes tipos de vegetación (Dunning *et al.*, 1992). Esto significa una mayor variedad de recursos, ya que el borde de los parches puede estar funcionando como una zona de transición entre hábitats

(López-Barrera, 2014). Todo esto conlleva a una mayor riqueza de especies (Tews *et al.*, 2004). Sin embargo, los diferentes usos del suelo al crear parches aislados unos de otros, pueden afectar la distribución de las especies (Martínez y Jaksic, 1996; McGarigial y Cushman, 2002) y eso va a depender de la ecología de las especies y la escala del paisaje (Tylianakis *et al.*, 2008).

La fragmentación de hábitat es una de las principales causas de pérdida de biodiversidad en el mundo (Turner, 1996) y afecta principalmente a especies con requerimientos específicos de hábitat (Martínez y Jaksic, 1996). El uso que las especies le dan al hábitat es diferente para cada una de ellas, esto dependerá de las características ambientales y de la especificidad de las especies para aprovechar los recursos (Vázquez-Pérez, 2011). Algunos tipos de vegetación pueden ser más utilizados espacial y temporalmente, mientras que otros se utilizan con menor frecuencia en relación a su disponibilidad en el paisaje (Varela, 2013; Sutherland *et al.*, 2004).

Las aves que tienen requerimientos muy específicos para habitar en algunas zonas se llaman, aves especialistas, y estas aves en bosques tropicales fragmentados, su presencia será menor en parches pequeños en comparación con áreas de bosques continuos (Fletcher y Koford, 2002). Esta fragmentación y pérdida de hábitat genera cambios en las condiciones bióticas y abióticas y por ende un cambio poblacional en las aves especialistas (Pineda, 2012).

Las rapaces nocturnas como *Glaucidium brasilianum* y *Strix virgata*, son uno de los grupos de aves menos estudiados en México, esto se debe a su comportamiento nocturno, además de que son sigilosas y con poblaciones bajas (Enríquez y Vázquez-Pérez, 2015). Este grupo de aves depende de varios componentes del hábitat para sus actividades de reproducción (Throstrom *et al.*, 2000) y requieren de áreas amplias de forrajeo, por lo cual son sensibles a cambios ambientales como la fragmentación y la pérdida de hábitat (Valencia *et al.*, 2012). A pesar de ello, algunas especies llegan a tolerar la perturbación del hábitat y se benefician de la heterogeneidad del paisaje al encontrar una mayor variedad de recursos y condiciones propicias (Rivera-Rivera *et al.*, 2012). Debido a lo anterior,

la evaluación de los efectos de cambio en su distribución dentro de paisajes fragmentados es difíciles de realizar (Zuberogoitia, 2002). Por tanto, es necesario determinar las variables de hábitat como la altura y densidad de los árboles, densidad de sotobosque y tipos de cobertura que afectan su distribución en los paisajes.

Las rapaces nocturnas son un componente importante en la cadena trófica, ya que son depredadores “tope” que regulan las densidades de las poblaciones de sus presas, algunas de las que se consideran plagas en zonas de cultivos y en ambientes naturales (Bildstein, 2001). El propósito de este estudio es determinar la abundancia de *S. virgata* y *G. brasilianum* en un paisaje heterogéneo y las variables de paisajes relacionadas con la distribución la Depresión Central de Chiapas.

II. MARCO TEÓRICO

2.1 Aspectos generales del orden Strigiformes

Los Strigiformes es un orden en donde se encuentran las aves rapaces nocturnas conocidas como búhos y lechuzas. Dentro de este orden se encuentran dos familias, Titonidae y Strigidae, con un total de 250 especies descritas en el mundo (König y Weick, 2010) de las cuales *Strix virgata* y *Glaucidium basilianuum* pertenecen a esta última familia.

Los Strigiformes son especies mayormente arbóreas y pocas terrestres como *Athene cunicularia*, presentan hábitos nocturnos, aunque hay especies que son diurnas (Enríquez y Rangel-Salazar, 2015).

S. virgata es un búho de hábitos nocturnos, de tamaño mediano, cabeza redondeada sin mechones en las orejas, se distribuye en América Central. Habita en bosques húmedos primarios y secundarios, bosques más secos, bosque de galería, plantaciones, bosques espinosos y matorrales (König y Weick, 2010).

G. brasilianum es una especie de hábitos nocturnos y crepusculares (Vázquez-Pérez y Enríquez, 2016). Se distribuye desde Arizona y Texas, hasta Colombia. Habita en áreas semiabiertas con matorral espinoso, parcelas dispersas de bosques en terreno abierto y plantaciones (König y Weick, 2010).

2.2 Distribución de especies raras

Estudiar la distribución geográfica de las especies es un rasgo básico pero importante en ecología ya que proporciona información clave para la conservación de sus hábitats (Maciel-Mata *et al.*, 2015). Sin embargo, esta tarea a menudo es costosa y consume mucho tiempo, especialmente cuando se trata de especies raras debido a que la recopilación de los datos requiere de un amplio esfuerzo de muestreo (Cao *et al.*, 2001; Gwenaëlle *et al.*, 2010). Se consideran como especies raras a aquellas que tienen distribuciones restringidas a hábitats específicos, que se distribuyen de forma dispersa en grandes superficies, o que las poblaciones son poco abundantes (Ceballos, 2001; McDougal, 2013). Los Strigiformes presentan varias de estas características por lo cual son difíciles de estudiar, además debido a su comportamiento nocturno y elusivo suelen ser difíciles de detectar en la oscuridad (Rivera-Rivera *et al.*, 2012). Una forma de estudiar a estas aves es por medio del registro de sus llamados o vocalizaciones, pero este puede variar durante el transcurso de la noche por factores ambientales o características propias de las especies (Vázquez-Pérez y Enríquez, 2016).

Realizar estudios de distribución en especies raras es muy complejo, debido a que durante los muestreos se obtiene un valor limitado de registros. Por lo que es poco probable que varios sitios de muestreo elegidos aleatoriamente presenten a dicha especie (Guisan *et al.*, 2006).

2.3 Efectos de la fragmentación de paisajes

La fragmentación causada por las actividades antropogénicas produce un conjunto de parches de vegetación remanente rodeados por una matriz de vegetación distinta a la original (Saunders, 1990). Esta fragmentación altera las condiciones medioambientales y el funcionamiento de los ecosistemas (Forman, 1994) modifica intensamente el paisaje debido a la pérdida de hábitats naturales y crea una disminución en la distribución de las especies e inclusive una extinción local de estas (Múgica *et al.*, 2002). En México cada vez más, una proporción de la

biodiversidad está siendo «forzada» a habitar paisajes fragmentados, tanto de parches remanentes de vegetación original como de ambientes transformados o bosques secundarios (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2017).

Los parches son áreas separadas del hábitat original de menor tamaño y están aisladas en mayor o menor grado. En correspondencia el tamaño de las poblaciones de especies es proporcional al tamaño de los parches, por lo cual los parches pequeños solo pueden albergar pequeñas poblaciones las cuales son más susceptibles a la extinción (Boulinier *et al.*, 2001). Esta discontinuidad del hábitat limita el desplazamiento de las especies y por lo general, las especies generalistas pueden desplazarse de un parche a otro. Por otro lado, las especialistas tienden a quedarse restringidas a un parche si no existen corredores que conecten los distintos parches (Balch *et al.*, 2003). Por su parte la matriz es el área predominante del paisaje que aísla y rodea los parches, siendo la porción dominante del paisaje que a menudo es inhabitable para las especies y puede regular la funcionalidad de los fragmentos (Múgica *et al.*, 2002; Morláns, 2007).

En ecología, el paisaje es definido como una porción de territorio heterogéneo compuesto por un mosaico de distintos tipos de coberturas (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2017). En estos sitios se trata de entender cómo cambian las especies y los procesos ecológicos con la heterogeneidad espacial (Turner, 2005). La escala local del paisaje resulta útil para determinar qué propiedades ambientales influyen en la ocupación o abundancia de las especies (Rivera, 2010). Las métricas de paisaje son propiedades o índices que se utilizan en el análisis y estudio de la estructura, función y cambio en los paisajes (Aguilera, 2010).

Existen diversas métricas para cuantificar los patrones espaciales y de configuración del paisaje (Badii y Landeros, 2007). Estas métricas aportan información como el tamaño, la forma, la variedad de tipos de parches y distribución espacial de estos, que son útiles para relacionarlas con la distribución de las especies (Aguilera, 2010). Las métricas dependen de la escala que se use, ya que cada escala tiene caracterizaciones diferentes (Casti, 2001). Las especies

responden a diferentes variables dependiendo de su rango de distribución y de la especificidad de las especies para aprovechar los recursos (Vázquez-Pérez, 2011).

III. ANTECEDENTES

Los estudios sobre los efectos de las perturbaciones humanas en la avifauna Neotropical han sido diversos (Daily *et al.*, 2001; Cárdenas *et al.*, 2003; Cerezo *et al.*, 2009; González-Valdivia *et al.*, 2012). Sin embargo, en México son pocos los estudios sobre aves rapaces nocturnas (Valencia *et al.*, 2012) en especial sobre los efectos de la fragmentación del hábitat en su distribución.

En el 2004 se evaluó el uso de hábitat de seis especies de rapaces nocturnas en la Amazonia central, para el caso de *G. brasilianum* se encontró que esta especie hizo mayor uso de los bosques perturbados de Igapó (Borges *et al.*, 2004). Para el estado de Chiapas existe un estudio realizado por Vázquez-Pérez (2011) en la Reserva de la Biosfera Selva el Ocote (REBISO), donde *G. brasilianum* utilizó la vegetación secundaria de bosque y selva, al igual que *C. virgata*, además de la selva mediana y bosque de encino, aunque en menor proporción. También se evaluó la relación de las variables ambientales con la abundancia de las especies. Las variables significativas para la abundancia de *G. brasilianum* fueron el número de árboles ($\chi^2=6$, $P<0.01$), la cobertura de dosel ($\chi^2=4.42$, $P<0.05$) y la distancia de caminos ($\chi^2=7$, $P=0.01$). Para la abundancia de *C. virgata*, el número de árboles ($\chi^2=3.61$, $P=0.05$), diámetro a la altura del pecho (DAP H3=11.1, $P=0.01$), área basal (H3=15.1, $P=0.01$), y la altura del dosel (H3=7.5, $P=0.05$) fueron las variables significativas.

En el 2012, Rivera-Rivera y colaboradores, realizaron un estudio de la abundancia de rapaces nocturnas en relación a las variables estructurales de la vegetación. Encontraron que *S. virgata* presentó una correlación significativa con la media de altura de los árboles ($\chi^2=10.95$, $p<0.001$) y una correlación negativa con la media de la distancia al sitio abierto más cercano ($329\text{ m} \pm 281\text{ m}$).

En cuanto a los estudios de los factores temporales en estas aves, en México existe únicamente una investigación realizada por Vázquez-Pérez y Enríquez (2016). Se evaluó la frecuencia de llamados de tres especies de búhos: *Glaucidium ridgwayi*, *Megascops guatemalae*, y *Ciccaba virgata*, tomando en cuenta tres horarios, el crepúsculo del anochecer, la medianoche y el crepúsculo del amanecer. Los resultados mostraron que *M. guatemalae* y *G. ridgwayi* presentaron mayores vocalizaciones en el crepúsculo del amanecer, mientras que *C. virgata* presentó variación en la frecuencia de las vocalizaciones en los tres horarios.

IV. OBJETIVOS

4.1 General

Determinar la distribución de *Glaucidium brasilianum* y *Strix virgata* en distintos tipos de vegetación y su relación con las variables de estructura vegetal y la composición en un paisaje heterogéneo de la Depresión Central de Chiapas.

4.2 Específicos

Estimar la distribución y frecuencia de vocalizaciones de *G. brasilianum* y *S. virgata* durante la temporada de lluvias y secas.

Determinar las variables de estructura vegetal y tipos de coberturas que estén asociadas a la presencia de *G. brasilianum* y *S. virgata*.

Determinar el uso de hábitat de las dos especies de estrigiformes de interés, en el paisaje heterogéneo.

V. ZONA DE ESTUDIO

La Depresión Central se encuentra en la zona centro del estado de Chiapas, está rodeada por la Sierra Madre de Chiapas, la Altiplanicie Central y las Montañas del Norte. La vegetación original es selva baja caducifolia, con selva mediana en altitudes superiores a los 800 msnm y bosques de encinos por arriba de los 1 500 msnm (Rocha-Loredo *et al.*, 2010). El área de estudio se ubica en la zona norte de esta región que presenta un paisaje heterogéneo abarcando parte del municipio de Ixtapa y Chiapa de Corzo (Figura 1).

El clima predominante de Ixtapa es el cálido subhúmedo con lluvias en verano, convirtiéndose en semicálido en altitudes mayores. En la cabecera municipal la temperatura media anual es de 21.5 °C. Presenta una precipitación pluvial de 1 273 milímetros anuales correspondiendo los meses de precipitación de mayo a octubre, siendo septiembre el mes más lluvioso; los meses de seca comprenden de noviembre a abril (INAFED, 2018; Weather Spark, 2018). Para el caso de Chiapa de Corzo, el clima es cálido subhúmedo con lluvias en verano, con una temperatura media anual es de 26° C en la cabecera municipal, presenta una precipitación pluvial de 990 milímetros anuales (INAFED, s.d.).

La vegetación natural se encuentra muy perturbada debido al uso de suelo, principalmente agrícola y pecuario. Originalmente la vegetación de Ixtapa se encontraba constituida por bosque de pino y encino, predominando uno sobre otro de acuerdo a la altitud; para la zona norte de Chiapa de Corzo predomina la selva baja (Rocha-Loredo *et al.*, 2010). Los dos tipos de vegetación predominantes en Ixtapa y Chiapa de Corzo son:

- 1) Los bosques de pino: Son comunidades vegetales muy características y ocupan grandes superficies del estado de Chiapas este tipo de vegetación ha sufrido los efectos de presión demográfica debido a las condiciones climáticas favorables para la agricultura y ganadería (Rzedowski, 2006).

2) Los bosques de encino: Constituyen la mayor parte de la cubierta vegetal de áreas de clima templado y semihúmedo (Rzedowski, 1981). Aunque la mayoría de los encinares son densos, hay bosques de encinos con árboles separados con amplios espacios ocupados por arbustos o herbáceas y en el sur de México esto ocurre en lugares que indican una condición entre el encinar y el pastizal o matorral (Rzedowski, 2006).

Estos bosques cubren un 67.4% del territorio total del municipio de Ixtapa, un 0.19% está cubierto de selva y un 11.41% de pastizal inducido, en cuanto al uso del suelo la agricultura está destinada un 20.55% y la zona urbana un 0.51% (INEGI 2005).

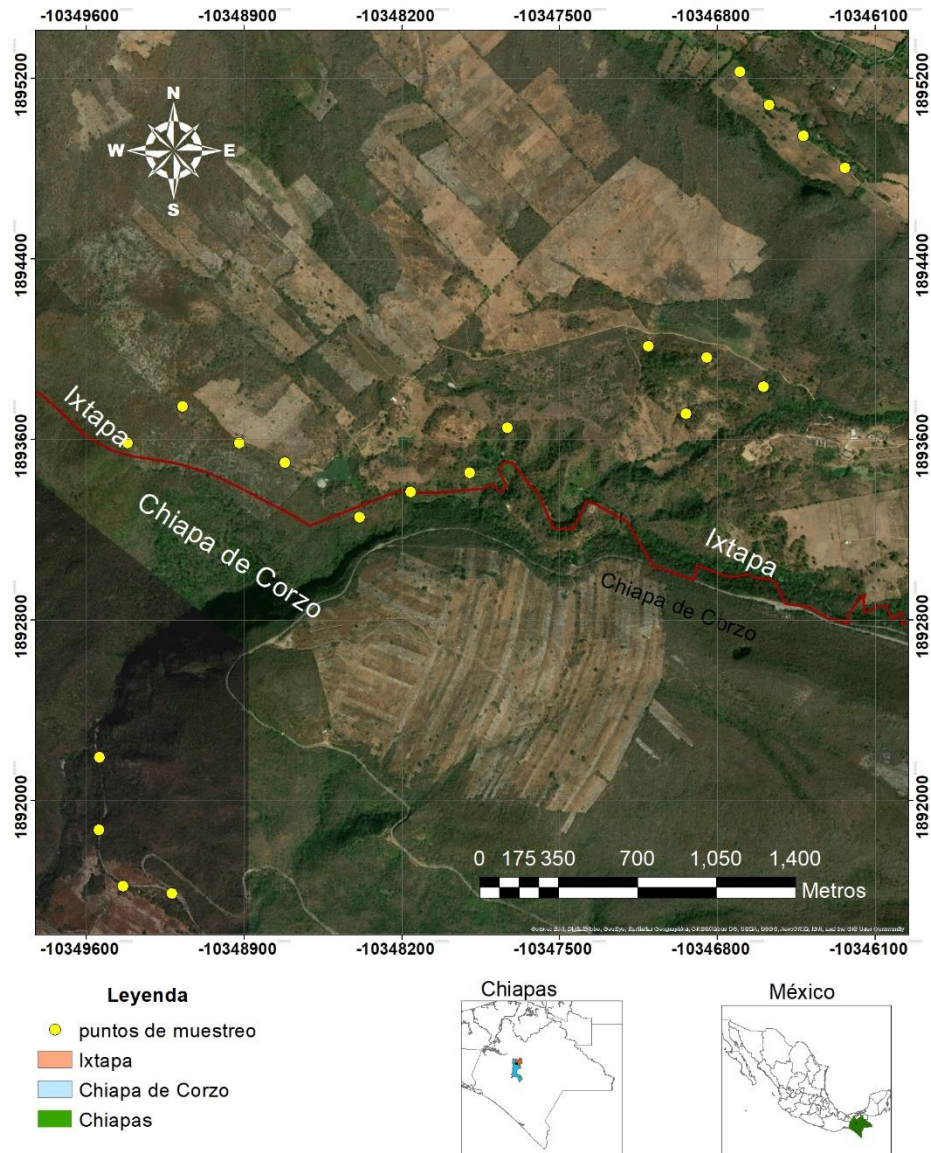


Figura 1 Ubicación geográfica de los puntos de muestreo de bñhos en los municipios de Ixtapa y Chiapa de Corzo, Chiapas, México.

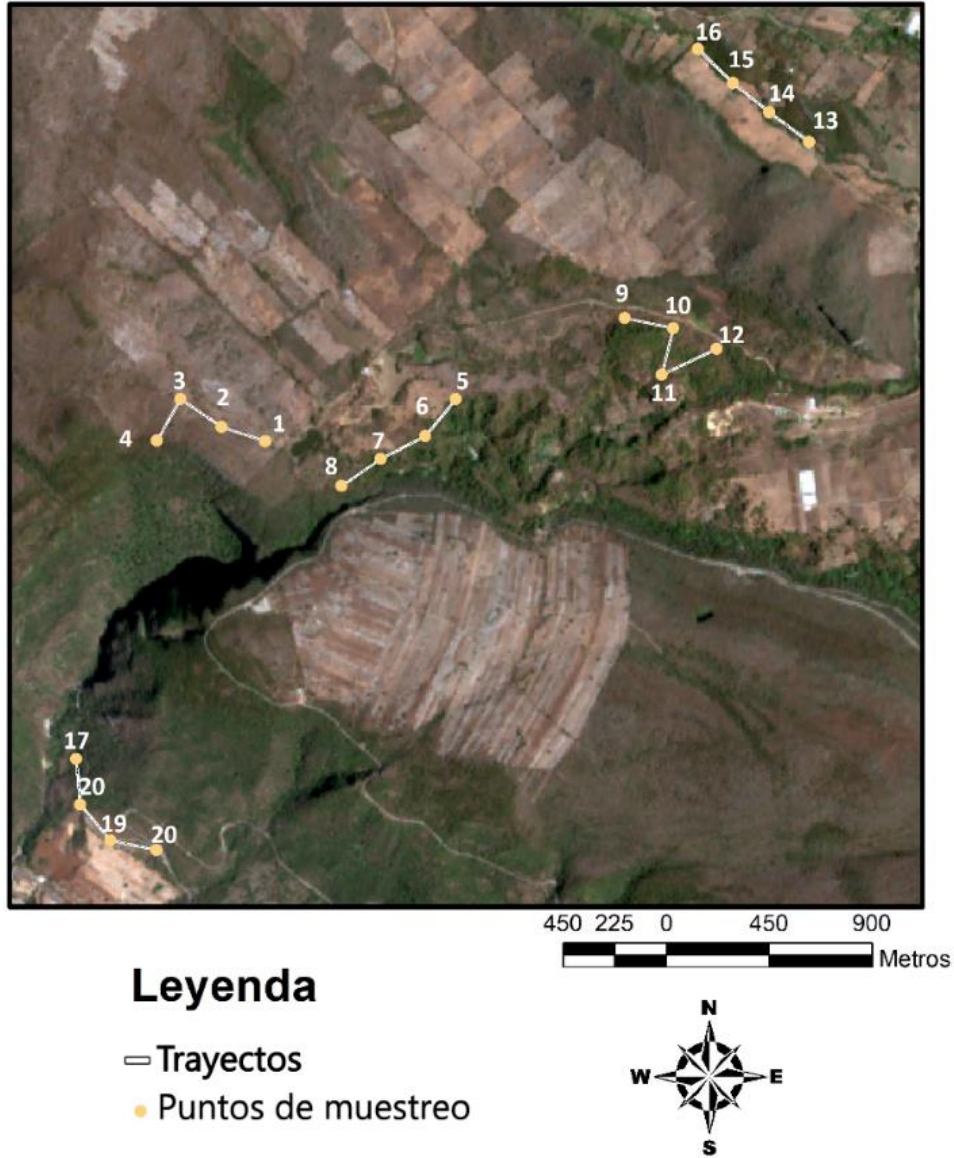
VI. MÉTODO

6.1 Estimación de la distribución de los bñhos y su abundancia

Para la estimación de la distribución de los bñhos se establecieron cinco trayectos de 1 km de largo en un paisaje heterogéneo con diferentes tipos de vegetación,

(bosque de encino, bosque de pino, acahuales, zonas de cultivo y pastizales). En cada trayecto se establecieron cuatro puntos que estaban separados cada 250 m para garantizar la independencia de los registros entre puntos (Rivera-Rivera *et al.*, 2012, Figura 2). Se realizaron cuatro visitas de ocho minutos a cada punto para registrar la presencia o la no detección de las vocalizaciones de ambas especies de búhos, en el cual se anotaba “1” al estar presente y “0” en caso de no detectarla (Anexo 1).

Los muestreos fueron realizados en dos temporadas, épocas de secas (enero-abril del 2018) y época de lluvias (julio-octubre del 2018), con una duración de cuatro días al mes. Los muestreos se realizaron en tres horarios diferentes (Vázquez-Pérez y Enríquez, 2016); el crepúsculo del anochecer (7:00 a 9:00 P. M.), la medianoche (12:00 a 2:00 A. M.) y el crepúsculo del amanecer (4:30 a 6:30 A. M.). Se compararon los tres horarios para cada una de las especies por temporada por medio de una regresión logística binaria (Vázquez-Pérez y Enríquez, 2016), este tipo de estadístico es utilizado cuando la variable dependiente es una respuesta dicotómica (en este caso, presencia y no registrado) (Ferre, 2019). Con los datos obtenidos, se calculó la abundancia relativa de cada especie dividiendo los registros de la visita de cada temporada entre los cinco kilómetros de muestreo, obteniendo el índice de número de individuos por kilómetro (ind/km).



Leyenda

- Trayectos
- Puntos de muestreo

Figura 2. Distribución y ubicación de los trayectos y puntos de muestreo de búhos en Chiapas de Corzo e Ixtapa, Chiapas, México.

6.2 Estimación de las variables de estructura vegetal y tipos de coberturas del paisaje.

En cada uno de los 20 puntos de muestreo se realizaron cuatro trayectos de 20 m hacia cada uno de los puntos cardinales para medir los componentes estructurales

de la vegetación (Ibarra *et al.*, 2012; Rivera-Rivera *et al.*, 2012), estas variables fueron:

- 1) Número de árboles: Se contaron los árboles que entraban en el transecto con ancho fijo de 1 m de cada lado.
- 2) Diámetro a la altura del pecho (DAP): Con la ayuda de una cinta métrica se midió el DAP de todos los árboles contados, posteriormente se obtuvo un promedio.
- 3) Número de arbustos y porcentaje de cobertura de herbáceas: Se hicieron dos cuadrantes de 5 x 5 m por cada trayecto, separados con una distancia de 5 m.

Para la estructura del paisaje se usaron imágenes Spot 5 del 2017 una imagen multiespectral con resolución de 6 m, y una pancromática de 1.5 m las cuales se fusionaron para incrementar la resolución (Vázquez-Pérez, 2011). Posteriormente se realizó una clasificación no supervisada con el programa ArcMap versión 10.5 para obtener los tipos de vegetación. A cada uno de los 20 puntos de muestreo se le asignó un área de influencia de 200 m de diámetro y se recortaron para poder realizar el cálculo de 11 variables del paisaje en el programa Fragstats (McGarigal y Cushman, 2002). Seis de ellas se refieren a la cantidad de cobertura que ocupa cada tipo de vegetación en hectáreas (bosque de encino, bosque de pino, acahuales, pastizales, cultivo y suelo desnudo), dos hacen referencia a los parches: número de parches e índice del parche mayor (cuantifica el porcentaje de área total ocupado por el parche más grande) y tres a índices del paisaje: índice de forma del paisaje (mide la irregularidad del paisaje), índice de segregación (mide la fragmentación del paisaje) e índice de heterogeneidad de paisajes Shannon (es el índice ecológico de diversidad de Shannon aplicado a los paisajes), el cual el valor de “S” corresponde a cada tipo de cobertura y “ n_i ” al número de los pixeles de cada tipo de cobertura.

6.3 Relación de la presencia de búhos con las variables del paisaje

Se relacionó la presencia de cada especie de búhos en cada uno de los 20 puntos de muestreo con las variables de composición y estructura del paisaje. Se utilizaron

Modelos Lineales Generalizados (GLM) con una distribución de los datos de tipo Poisson (Zeileis *et al.*, 2008) donde la variable dependiente fue la presencia de las especies de búhios y las variables independientes fueron las variables de la composición y estructura del paisaje (Rivera-Rivera *et al.*, 2012).

6.4 Uso de hábitat

Para el análisis de uso de hábitat, se sumaron los valores de las coberturas de cada clase obtenida en el análisis de clasificación no supervisada. Se realizó la suma final para obtener el área total del paisaje, posteriormente se obtuvo un porcentaje de cada cobertura. Se relacionaron los porcentajes de la cobertura de cada tipo de vegetación con la presencia de las dos especies de búhios observadas en cada tipo de vegetación (Vázquez-Pérez, 2011). Con el programa HaviStat v 2.3 (Montenegro y Acosta, 2008), se obtuvo la intensidad de uso de vegetación con los límites de Bonferroni que permite inferir si una especie está prefiriendo, usando o no usando un determinado hábitat. Este intervalo de confianza es usado para tamaños de muestra pequeños.

VII. RESULTADOS

7.1 Distribución y abundancia de las especies de búhios entre temporadas

En el estudio realizado, la especie que tuvo una distribución más amplia fue *Glaucidium brasilianum* ya que presentó una mayor presencia de vocalizaciones en los puntos (16 puntos de 20) en comparación con *Strix virgata* que estuvo presente en casi la mitad de los puntos muestreados (11/20). Prácticamente en todos los puntos se registraron vocalizaciones, excepto en un punto. Para la temporada de secas (enero-abril), *G. brasilianum* presentó un mayor número de registros (20 registros), mientras que en la temporada de lluvias el número de registros fue menor (10 registros). Caso contrario ocurrió para *S. virgata*, en la temporada de lluvias el número de registros fue mayor (16 registros) que en la temporada de secas (seis registros). *G. brasilianum* tuvo una mayor abundancia en la temporada de secas (1.7 ind/km recorrido), y en la temporada de lluvias fue menor (0.9 ind/km recorrido). En el caso

de *S. virgata*, por el contrario, tuvo mayor abundancia en la temporada de lluvias (1.2 ind/km recorrido) y menor en la temporada de secas (0.5 ind/km recorrido).

7.2 Número de vocalizaciones entre temporadas y horarios

A pesar de presentar más registros de vocalizaciones de *G. brasilianum* durante la temporada de secas, no existió diferencia estadística entre las temporadas ($\chi^2=1.625$, $P=0.205$, $DF=1$). Sin embargo, si hubo diferencias entre los horarios de muestreos durante la temporada de lluvias ($\chi^2=16.17$, $P=0.0003$, $DF=2$) disminuyendo en la media noche (Anexo 2).

Strix virgata, presentó número mayor de vocalizaciones durante la temporada de lluvias ($\chi^2=6.04$, $P=0.014$, $DF=1$). Sin embargo, el número de vocalizaciones entre los horarios de esta temporada no fueron diferentes ($\chi^2 = 0$, $P=1$, $DF=2$). Durante la temporada de secas si hubo diferencias en el número de vocalizaciones en los distintos horarios ($\chi^2=10.55$, $P=0.005$, $DF=2$) siendo mayor en la media noche (Anexo 3).

7.3 Estructura de la vegetación y tipos de cobertura del paisaje de los puntos de muestreo

En cada uno de los 20 puntos estudiados, se describieron los componentes estructurales de la vegetación. Para el número de árboles, el punto 14 solo presentó tres árboles, y los puntos nueve y 17 tuvieron una mayor cantidad, ambos con 16 árboles. Para los valores del DAP, el punto 4 fue el que tuvo menor promedio (8.68cm, ± 1.85 cm) y el punto 12 presentó el número mayor de registros (36.66cm, ± 11.48 cm). El número de arbustos varió de 20 a 76 individuos, el menor número se encontró en el punto 14 y el mayor en el punto ocho. El porcentaje de hierbas fue de 23.75% hasta 78.2% en los puntos 12 y 19 respectivamente (Cuadro 1).

Cuadro 1. Valores de la estructura de la vegetación (número de árboles, de arbustos, diámetro a la altura del pecho, porcentaje de cobertura de hierbas) y número promedio de registros de búhos registrados por vocalizaciones en los 20 puntos estudiados en la Depresión Central de Chiapas, de enero a junio del 2018.

Puntos	# arboles	DAP (cm)	# arbustos	% hierbas	Media de individuos	
		Media + D.E.			<i>Glaucidium brasilianum</i>	<i>Strix virgata</i>
1	6	11.65±1.56	49	56.25	0.16	0
2	8	12.36±1.92	46	61.66	0.25	0
3	15	12.7±0.86	50	75.37	0.08	0
4	7	8.68±1.85	54	45	0.16	0.08
5	5	20.3±3.4	70	56	0.16	0
6	7	19.4±4.54	65	61.25	0.16	0
7	9	19.11±7.3	74	72.33	0.16	0
8	7	23.37±9.97	76	35	0.16	0.16
9	16	25.72±5.7	42	26.75	0.33	0
10	12	27.75±7.29	29	48.75	0.16	0.08
11	11	29.11±12.3	31	35.25	0	0.16
12	14	36.66±11.48	40	23.75	0.16	0
13	4	24.31±6.47	26	51.25	0.08	0.08
14	3	31.6±5.2	20	38.37	0	0.33
15	5	27.66±4.69	25	35.25	0.08	0.25
16	9	28.98±8.96	41	41	0	0.25
17	16	23.33±2.66	49	38.5	0.08	0.25
18	13	24.2±5.7	52	42	0.16	0.25
19	6	19.6±3.24	39	78.2	0.08	0.08
20	7	19.1±6.32	26	63.33	0	0

Con la clasificación no supervisada se identificaron seis tipos de cobertura en el paisaje de estudio (Figura 3). La cobertura de bosque de encino fue la que predominó en 10 puntos, en seis puntos predominó la cobertura de pastizales y en los

cuatro restantes el bosque de *Pinus*. Este último tipo de bosque está presente en seis puntos, pero en dos de ellos se encuentra en proporciones bajas. Los acahuales y cultivos varían de punto en punto y el suelo desnudo se observa en mayor cantidad en cinco puntos, mientras que en los demás se encuentra en cantidades bajas o nulas (Figura 4).

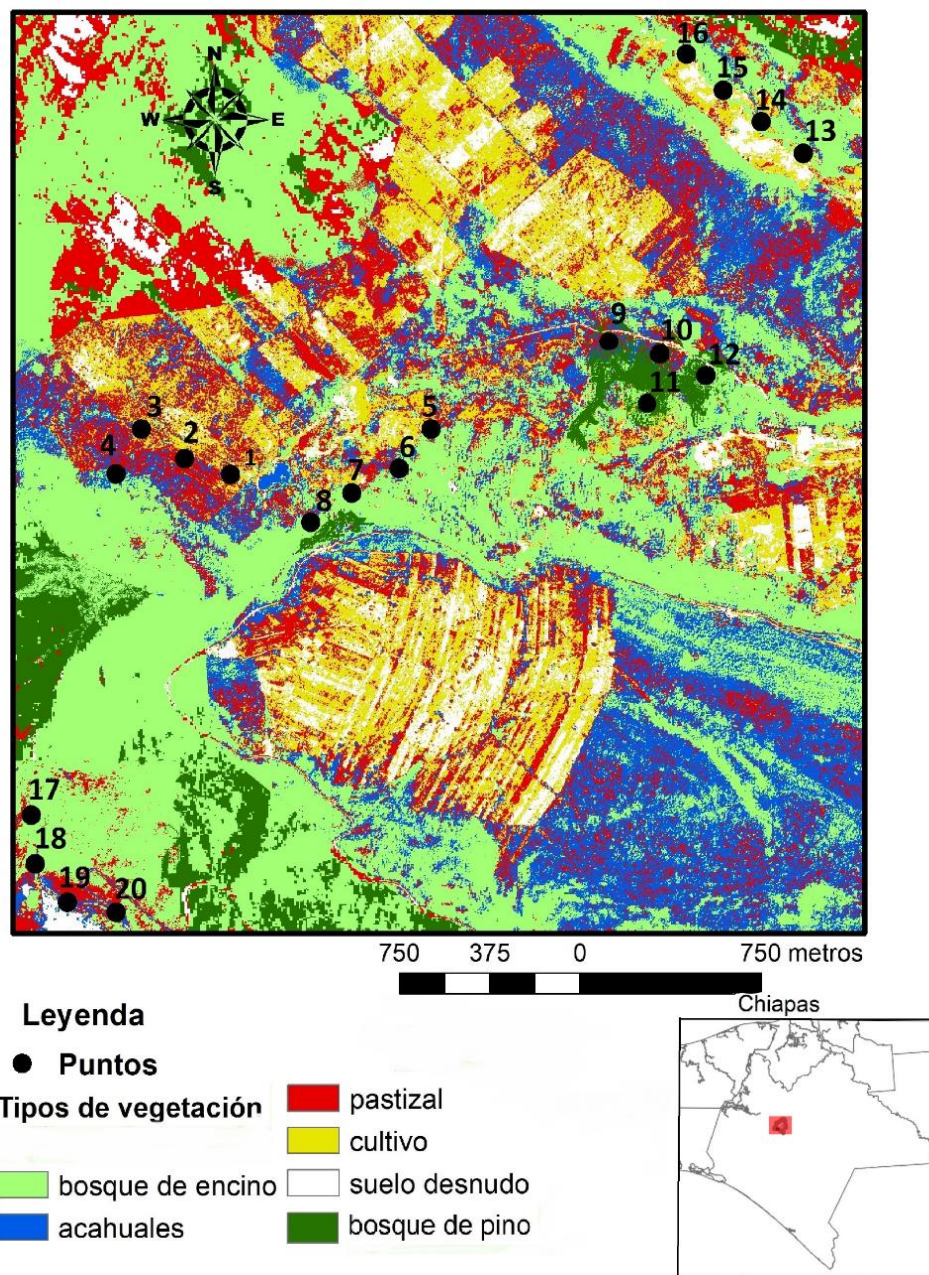


Figura 3. Distribución de los seis tipos de coberturas del paisaje y ubicación de los 20 puntos de muestreo en la Depresión Central de Chiapas, México.

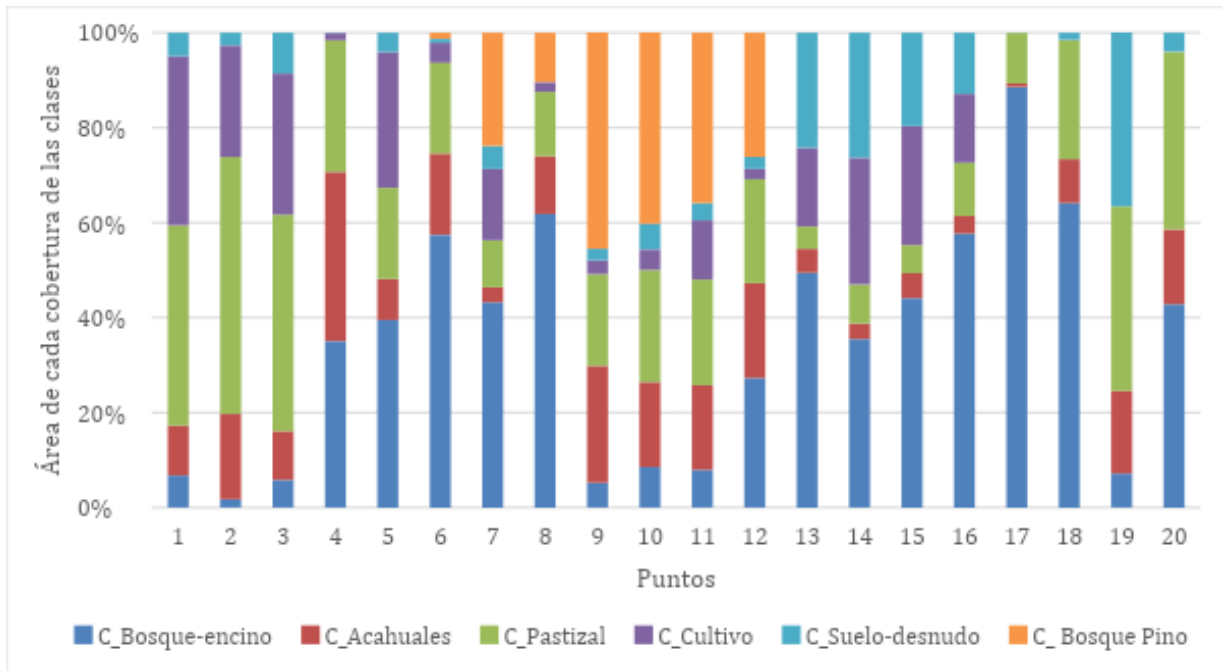


Figura 4. Porcentaje de coberturas del paisaje asociada a los 20 puntos de muestreo, en la Depresión Central de Chiapas, México.

Las métricas referentes a los parches fueron: el número total de parches en el cual el punto 11 tiene mayor número de parches (451 parches); y el punto con menor número de parches (97) es el punto 17. En cuanto al Índice del parche más grande (LPI) los valores van de 18.01% hasta 88.27%, este último valor correspondió al mismo punto que tiene menor número de parches (Anexo 4).

La agrupación jerárquica indicó que los puntos más similares fueron 10 y 11 con una distancia de 1.921, seguido de 13 y 15 (distancia de 1.945), el sitio 19 es el único que no se encuentra agrupado con ningún otro.

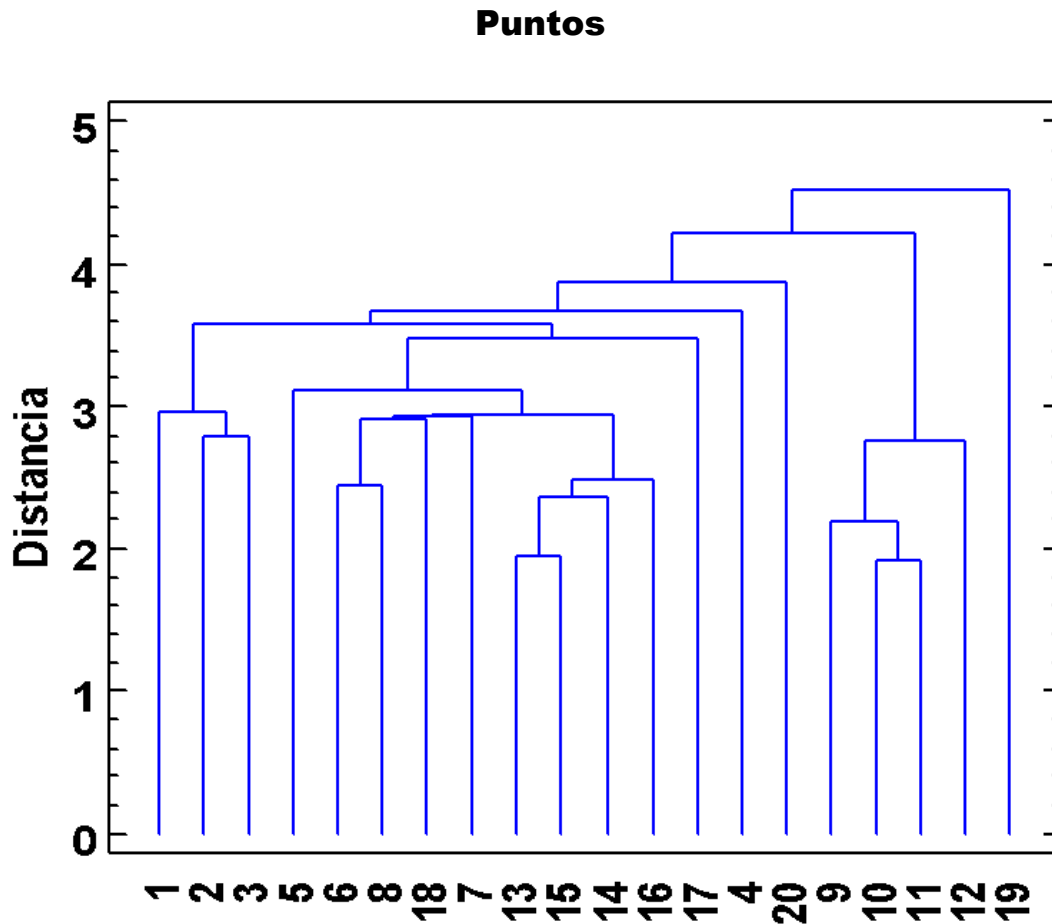


Figura 5. Dendrograma de la similitud entre los 20 puntos estudiados con base en las variables de hábitat y las variables de paisajes.

7.4 Variables asociadas a la presencia de las especies de búhos

Las variables de DAP y cobertura de bosque de pino resultaron estar asociadas positivamente con la presencia de *S. virgata*, mientras que las variables de cobertura de pastizal, cobertura de acahual, porcentaje de hierbas, número de parches y el índice de forma del paisaje (LSI), presentaron una relación negativa respecto a la presencia de *S. virgata*. De todos los modelos, el que tiene mayor poder explicativo en la presencia de *S. virgata* fue el de la cobertura de pastizal ($D^2=29.77\%$, Cuadro 2).

Para *G. brasilianum* ninguna variable logró explicar la presencia de esta especie. Sin embargo, el mayor número de arbustos y de acahuals fueron marginalmente significativos (Cuadro 3).

Cuadro 2. Modelos de asociación de variables del paisaje con la presencia de *Glaucidium brasilianum* y *Strix virgata* en la Depresión Central de Chiapas.

Especie	Variable	Coefficiente	P	AIC	D²
<i>Strix virgata</i>	Pastizal	-1.87	0.005	56.514	29.77%
	Índice de forma del paisaje	-0.16	0.0092	59.82	20.11%
	Diámetro a la altura del pecho	0.79	0.01	59.755	20.31%
	%hierbas	-0.0389	0.012	59.531	20.96%
	Acahual	-2.4571	0.013	59.438	21.24%
	Número de parches	-0.0045	0.016	60.984	16.72%
	B. Pino	1.33	0.04	60.993	16.70%
<i>Glaucidium brasilianum</i>	No. de arbustos	0.022	0.052	60.11	14.52%
	Acahual	1.14	0.085	61.08	10.72%

7.5 Uso de hábitat

Las diferencias en la disponibilidad de los seis tipos de cobertura asociada a los sitios de conteo se relacionan con la abundancia relativa de *G. brasilianum* y *S. virgata*. Para determinar si alguna de estas especies tiene un uso de hábitat por algún tipo de cobertura natural o inducida en el área de estudio, la disponibilidad del bosque de encino se encontró en mayor porción en el área de estudio (34.29%) seguido de pastizales (23.13%), acahuals (12.78%), cultivo (12.31%), bosque de pino (9.21%) y suelo desnudo (8.25%).

Glaucidium brasilianum se registró en cinco tipos de vegetación ($\chi^2 = 24.76$, $p < 0.001$), de los cuales, tiene un uso preferente por los acahuales (intervalo inferior. $4.72 > \text{uso esperado } 3.33$), el cultivo (uso esperado=3.2) bosque de encino (uso esperado=8.92) y bosque de pino (uso esperado=2.4) son usados de acuerdo con su disponibilidad en el área de estudio, mientras que evita pastizal y suelo desnudo (Cuadro 3). Para *S. virgata* el tamaño de la muestra no fue suficiente para poder realizar el análisis de uso de hábitat. Sin embargo, esta especie estuvo presente en vegetación de bosque de pino y bosque de encino, no se obtuvo ningún registro en vegetación secundaria (pastizales, acahuales y zonas de cultivos).

Cuadro 3. Uso de hábitat de *Glaucidium brasilianum* por las seis coberturas de vegetación en un paisaje heterogéneo de la Depresión Central de Chiapas, México.

Vegetación	Uso esperado	Intervalo		Resultado
		Inferior	Superior	
Bosque de encino	8.92	2.05	15.95	Usa
Bosque de pino	2.4	-1.89	5.89	Usa
Achual	3.33	4.72	19.28	selecciona
Pastizal	6.01	-1.81	3.81	No selecciona
Cultivo	3.2	-1.89	5.89	Usa
Suelo desnudo	2.15	0	0	No selecciona

VIII. DISCUSIÓN

8.1 Distribución y abundancia de las especies entre temporadas

De las especies estudiadas, *G. brasilianum* tuvo mayor número de registros (16 de los 20 puntos de muestreo) a comparación de *S. virgata*, por lo que se considera una especie generalista que puede ocupar diversos ambientes perturbados que van desde bordes de bosques densos, matorrales, hasta entornos semiurbanos (Jones y Meerman, 2015).

Por otro lado, *S. virgata* solo estuvo presente en vegetación primaria (bosque de pino y encino). Sin embargo, se conoce que esta especie puede habitar en diferentes tipos de vegetación, además que presenta una amplia distribución altitudinal desde el nivel del mar hasta los 2 000 msnm (König y Weick 2010) y puede tolerar la deforestación (Gerhardt, *et al.*, 1994).

El número de registros de vocalizaciones entre temporadas no fueron diferentes para *G. brasilianum*. Sin embargo, para *S. virgata* se registraron más vocalizaciones en la temporada de lluvias, lo cual podría indicar más individuos en los diferentes puntos de muestreo. Esto podría deberse a la cantidad de presas disponibles en el lugar (Fogden, 1972; Pearson, 1977). Este resultado puede estar indicando una posible diferenciación de nicho entre ambas especies en paisajes perturbados en los que la disponibilidad de recurso podría ser más limitado.

Las abundancias fueron diferentes para las 2 especies, el estudio de Vázquez-Pérez (2011) no encontró variaciones temporales en la densidad de *G. brasilianum* en las dos temporadas, y para *S. virgata* encontró en la selva media un ligero aumento en la densidad en la temporada de lluvias (3.4 ± 0.9 ind/km²) a comparación en la temporada de secas (3.0 ± 0.5). y en nuestro estudio *G. brasilianum* tuvo mayor abundancia en temporada de secas y *S. virgata* una mayor abundancia en temporada de lluvias. Otro estudio con respecto a la abundancia de *S. virgata* es el de Riba (2011), solo que en ese estudio se midió la abundancia entre

temporadas a lo largo de un gradiente altitudinal, lo cual no puede compararse con nuestro trabajo. Riba encontró que *S. virgata* aumentó su abundancia en temporada de secas en una zona que va de los 700 a 1300 msnm y una disminución en temporada de lluvias en una zona que va de los 0 a 500 msnm.

8.2 Número de vocalizaciones entre temporadas y horarios

Para el caso de las vocalizaciones durante el transcurso de la noche, en este estudio, *G. brasilianum* tuvo menor registro de vocalizaciones en la media noche de la temporada de lluvias, y un mayor número de registros al amanecer. En el estudio de Vázquez-Pérez y Enríquez (2016) también encontraron que *G. brasilianum* presentó un mayor número de vocalizaciones en los horarios del crepúsculo del amanecer. Para el caso de *S. virgata*, en el estudio mencionado, el número de sus vocalizaciones no variaron entre los horarios y en este estudio si hubo diferencias, siendo mayor en la media noche.

Una de las diferencias que hay que considerar entre los dos estudios, es que el sitio de estudio de Vázquez-Pérez y Enríquez (2016) fue en un área menos perturbada, por lo que podría ser mayor la abundancia de ambas especies, así como la disponibilidad de recurso, lo que podría permitir para *S. virgata* no mostrara variaciones en las vocalizaciones durante la noche.

8.3 Estructura de la vegetación y tipos de cobertura del paisaje

Las variables de heterogeneidad por actividades antropogénicas han sido importantes para describir la distribución de aves rapaces y sus sitios de anidación (Ferrer, 2015; Jordano y Torres, 1982). En el uso de las métricas de paisaje hay estudios a cerca de rapaces diurnas, Ramos (2018) realizó un estudio de rapaces diurnas a una escala de cuencas con diez métricas, en donde el índice de parche más grande, número de parches y el índice de Shannon fueron métricas que

coincidieron con nuestro estudio. Ferrer (2015) encontró que los ambientes modificados (pastizales, áreas agrícolas y urbanas) fueron hábitats no adecuados para especies especialistas.

8.4 Variables asociadas a la presencia de las especies de búhos

De las variables de la estructura de la vegetación estudiadas y asociadas a la presencia o registros de ambas especies, para *G. brasilianum* ninguna variable se asoció significativamente, lo que puede indicar condiciones óptimas en todo el paisaje para que se encuentre esta especie o también a un muestreo limitado en la zona de estudio (Campioni *et al.*, 2012). Aunque, la variable de cobertura de acahuales parece ser la más relacionada, la cual se caracteriza por tener áreas con dosel abierto, en estos ambientes se pueden encontrar más recursos para la alimentación de esta especie (König y Weick, 2010). Vázquez-Pérez (2011) encontró que la presencia *G. brasilianum* en ambientes más conservados, depende del número de árboles presentes en el sitio, condiciones que no se presentaron en este estudio.

Para la presencia de *S. virgata* se encontraron siete variables de las cuales dos tuvieron una relación positiva, el DAP y cantidad de bosque de pino (König y Weick, 2010). Esta asociación positiva al DAP y negativamente al porcentaje de hierbas corresponde a bosques antiguos y conservados (Stotz *et al.*, 1996). Otras especies del mismo género, como por ejemplo *Strix rufipes* utiliza este tipo de bosques conservados, ya que ofrece condiciones óptimas para las actividades de percha y reproducción (Ibarra *et al.*, 2012). Las variables de coberturas de pastizal y acahuales están relacionadas negativamente a la presencia de *S. virgata*, lo que indica que esta especie evita este tipo de vegetación. Vázquez-Pérez (2011) quien encontró que la probabilidad de la presencia de *S. virgata* aumenta cuando hay una distancia mayor a las zonas de cultivo. El uso de acahuales, también se ha mencionado como un hábitat importante para esta especie (Valencia-Herverth *et al.*, 2012). Así como para otras especies del mismo género (*Strix occidentalis*; Hathcock y Haarmann, 2008 y Márquez-Olivas *et al.*, 2002). En este estudio no se registró a esta especie en este hábitat, posiblemente por el limitado número de registros

obtenido, pero también por lo altamente fragmentado del área de estudio. Posiblemente el grado de fragmentación que tiene la zona de estudio puede estar influyendo, pues menos de la mitad (43.5%) corresponde a vegetación de bosques de encino y bosques de pino y la vegetación inducida (zonas de cultivo, pastizales y acahuales) corresponde a un 48% de todo el paisaje. Este grado de perturbación afecta negativamente a *S. virgata* disminuyendo el tamaño de la población (Duncan, 2003) lo cual es evidente porque la variable de número de parches tiene una relación negativa en esta especie.

8.5 Uso de hábitat

El análisis de uso de hábitat indicó que *G. brasilianum* es generalista ya que estuvo presente en los cinco tipos de coberturas vegetales. Mientras que *S. virgata* fue selectiva en el uso de la vegetación disponible. *S. virgata* estuvo presente solo en dos tipos de vegetación (bosque de pino y bosque de encino). La diferencia en el uso de hábitat está relacionada con que *S. virgata* es una especie de bosque que necesita la estructura de la vegetación para realizar sus actividades ecológicas y/o a la interacción biológica (Borges *et al.*, 2004).

Los acahuales son un tipo de vegetación con abundante cobertura de herbáceas, donde es muy común encontrar a *G. brasilianum* en este tipo de vegetación en las zonas tropicales (König y Weick, 2010). En este estudio se encontró a la especie en tres tipos de vegetación que usa conforme la disponibilidad, en dos de ellos (el bosque de pino y bosque de encino) también estuvo presente *S. virgata*, por lo cual la presencia de las dos especies en el mismo tipo de vegetación podría estar provocando segregación de hábitat. Borges *et al.*, (2004) encontraron relaciones interespecíficas en dos especies de *Megascops* (*M. watsonii* y *M. choliba*) que provocan la segregación de hábitat entre las dos especies, la agresión interespecífica es un mecanismo de selección de hábitat en aves del Neotrópico (Robinson y Terborgh, 1995). En el caso de las zonas de cultivo, el uso bajo de

este tipo de cobertura se puede explicar porque en este tipo de vegetación eran muy escasos los árboles en donde pudieran perchar.

Vázquez-Pérez (2011) encontró a *S. virgata* en cuatro tipos de vegetación: 1) vegetación secundaria de selva, la cual utilizó en mayor porción a lo disponible, 2) vegetación secundaria de bosque, que usa conforme a su disponibilidad, 3) selva mediana y 4) bosque de encino, utilizando estas últimas dos en menor porción. Los registros de presencia difieren con el estudio anterior ya que, en este estudio, *S. virgata* solo estuvo presente en bosques de pino y bosques de encino; además, tuvo pocos registros estando presente en dos tipos de hábitat por lo cual la prueba no fue significativa. Las diferencias en los resultados de los dos estudios pudieron ser el esfuerzo de muestreo y la zona de estudio; ya que, a pesar de que ambos cubrieron ocho meses, el muestreo fue de 12 y 4 días. Así mismo en este estudio el área fue más heterogénea, con una menor proporción de área.

Los pocos registros de *S. virgata* pueden deberse a un muestreo limitado en la zona de estudio. Por lo tanto, una extensión mayor del área de estudio podría mejorar los resultados. Otro factor de bajos registros puede deberse también a la persecución por percepciones de considerar a la especie de mala suerte. En esa zona se observó que consideran estas especies de mal agüero, algo que sucede frecuentemente en las regiones del trópico (Enríquez y Vázquez-Pérez, 2015). Será importante realizar estudios sobre las percepciones hacia estas especies de los habitantes en esta zona.

IX. CONCLUSIONES

Las dos especies de búhos que se registraron en la zona de estudio mostraron variación en los registros entre temporadas. *G. brasilianum*, aunque presentó mayores registros en la temporada de secas, estadísticamente sus registros no fueron significativos. En el caso de *S. virgata* se presentaron más registros vocales durante la temporada de lluvias.

La actividad antropogénica influye en la distribución de ambas especies de estrigiformes de forma diferente, afectando especialmente a *S. virgata*, ya que únicamente se encontró en hábitats conservados, mientras que *G.* se benefició y se encontró regularmente en los acahuales.

Ninguna variable de la composición y estructura del paisaje explicó la presencia de *G. brasilianum*. Sin embargo, siete variables explicaron la presencia de *S. virgata*, que están asociadas a un hábitat conservado, con una relación positiva en variables como el DAP y la cobertura en el bosque de pino. Además, tiene una relación negativa con variables presentes en hábitats alterados como: cobertura de pastizales y acahuales, índice de forma del paisaje, número de parches y el porcentaje de hierbas.

X. RECOMENDACIONES

Los estudios sobre la distribución de las especies de estrigiformes y características estructurales de vegetación que influyen en su abundancia, son útiles para entender las variaciones en sus parámetros poblacionales y así establecer estrategias de conservación. Realizar estudios a largo plazo y ampliar estos a diferentes regiones de Chiapas ayudará a determinar el estado poblacional de ambas especies en el estado.

Al realizar estudios con rapaces nocturnas en ambientes fragmentados es preferible no utilizar llamados pregrabados porque se puede estar atrayendo individuos que no estén usando los sitios en donde emitimos las grabaciones. Trabajar con especies raras como varias rapaces nocturnas, requiere de una amplia zona de muestreo y tiempo. Son especies con poblaciones bajas y presentan amplias áreas de forrajeo lo que dificulta localizar a los individuos en un área de muestro muy limitado. Y por lo tanto encontrar variables que expliquen su presencia y/o abundancia.

XI. REFERENCIAS DOCUMENTALES

- Aguilera, F. 2010. Aplicación de métricas de ecología del paisaje para el análisis de patrones de ocupación urbana en el Área Metropolitana de Granada. *Anales de Geografía*. 30 (2): 9-29.
- Arroyo, J., Carrión, J., Hampe, A. y Jordano, P. 2004. La distribución de especies a diferentes escalas espacio-temporales. En: Valladares, F. 2004. Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante. Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF, S. A., Madrid. Páginas 27-67.
- Arroyo-Rodríguez, V., Moreno, C. E. y Galán-Acedo, C. 2017. La ecología del paisaje en México: logros, desafíos y oportunidades en las ciencias biológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 88: 42-51.
- Badii, M. H. y Landeros J. 2007. Cuantificación de la fragmentación del paisaje y su relación con sustentabilidad. *International Journal of Good Conscience*. 2(1): 26-38.
- Balch, J., Kennedy, C. y Bennett, W. J. 2003. Conservation thresholds for land use planners. Ed. Environmental Law Institute. Washington, DC. USA.
- Bildstein, K. L. 2001. Why migratory birds of prey make great biological indicators. En: Bildstein, K. L. y D. Klem Jr. (Eds.) *Hawkwatching in the Americas*. Hawk Migration Association of America, North Wales, PA. pp. 169-179.
- Bocco G. 2010. Carl Troll y la ecología del paisaje. *Investigación ambiental*. 2 (1): 94-105.
- Borges, S. H., Henriques, L. M. y Carvalhaes, A. 2004. Density and habitat use by owls in two Amazonian forest types. *Journal of Field Ornithology*. 75 (2): 176-182.
- Boulinier, R., Nichols, J., Hines, J., Sauer, J., Curtis, F. y Pollock, K. 2001. Forest fragmentation and bird community dynamics: Inference at regional scales. *Ecology*. 82 (4): 1159-1169.

- Campioni, L., Lourenco, R., Delgado, M. y Penteriani, V. 2012. Breeders and floaters use different habitat cover: should habitat use be a social status-dependent strategy?. *Journal of Ornithology*. 153: 1215-1223.
- Cao, Y., Larsen, D. P. y Thorne, R. St-J. 2001. Rare species in multivariate analysis for bioassessment: some considerations. *Journal of the North American Benthological Society*. 20: 144-153.
- Cárdenas, G., Harvey, C. A., Ibrahim, M. y Finegan, B. 2003. Diversidad y riqueza de aves en diferentes hábitats en un paisaje fragmentado en Cañas, Costa Rica. *Agroforestería de las Américas*. 10: 78-85.
- Casti, E. 2001. Il paesaggio come icona cartografica. *Rivista Geografica Italiana*. 108 (4): 543-582.
- Ceballos, C. 2001. Especies raras, el conocimiento de la diversidad biológica y la conservación. *Biodiversitas*. 38: 9-13.
- Cerezo, A., Robbins, C. S., y Dowell, B. 2009. Uso de hábitats modificados por aves dependientes de bosque tropical en la región caribeña de Guatemala. *Revista de Biología Tropical*. 57: 401-419.
- Daily, G. C., Ehrlich, P.R. y Sánchez-Azofeifa, A. 2001. Countryside biogeography: Use of human dominated habitats by the avifauna of Southern Costa Rica. *Ecological Applications*. 11: 1-13.
- Duncan, J. R. 2003. *Owls of the World: their lives, behavior and survival*. Firefly Books, Buffalo and New York.
- Dunning, J. B., Danielson, B. J. y Pulliam, H. R. 1992. Ecological processes that affects population in complex landscape. *Oikos*. 65:169-175.
- Enríquez, P. L. y Vázquez-Pérez, J. R. 2015. Los búhos de México. En: Enríquez, P. L. Los búhos Neotropicales, Diversidad y Conservación. El Colegio de la Frontera Sur. San Cristóbal de las Casas, Chiapas. pp 475-509.

- Ferre, M. E. 2019. Regresión logística. Universidad de Murcia. <http://gauss.inf.um.es/feir/45/>
- Ferrer, Y. 2015. Variables que influyen en la distribución y abundancia de rapaces diurnas y en la ubicación de sus sitios de anidación en cuba. Tesis de Doctorado. Uso, Manejo y Preservación de los Recursos Naturales. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. Baja California Sur. México.
- Fogden, M.P. 1972. The seasonality and population dynamics of equatorial forest birds in Sarawak. *Ibis*. 114:307–343.
- Fletcher, R. J. y Koford, R. R. 2002. Habitat and landscape associations of breeding birds in native and restored grasslands. *The Journal of Wildlife Management*. 66(4): 1011-1022.
- Forman, K. C. 1994. Determining recreational visitor carrying capacity: The case of Black Canyon at Lake Mead National Recreation Area. Tesis de licenciatura. Estudios Ambientales. Universidad de Nevada. Las Vegas. E.U.
- González-Valdivia, N. A., Arriaga-Weiss, S. L., Ochoa-Gaona, S., Ferguson, B. G., Kampichler, C., y Pozo, C. 2012. Ensamblajes de aves diurnas a través de un gradiente de perturbación en un paisaje en el sureste de México. *Acta Zoológica Mexicana*. 28(2). 237-269.
- Gerhardt, R.P., N. Bonilla, D.M. Gerhardt, C.J. Flaten y N. Bonilla. 1994. The foods habits of sympatric Ciccaba Owls in northern Guatemala. *Journal of Field Ornithology*. 65: 258-264.
- Guisan, A. O., Broennimann, R. E., Vust, M., Yoccoz, N. G., Lehmann, A. y Zimmermann, N. E. 2006. Using Niche-Based Models to Improve the Sampling of Rare Species. *Conservation Biology*. 20 (2): 501-511.
- Grinnell, J. 1917. The niche-relationships of the California thrasher. *The Auk*. 4(34): 427-433.

- Gwenaëlle, L. L., Engler, R., Franc, E. y Guisan, A. 2010. Prospective sampling based on model ensembles improves the detection of rare species. *Ecography*. 33 (6): 1015-1027.
- Hathcock, C. D. y Haarmann, T. 2008. Development of a predictive model for habitat of the mexican spotted owl in northern New Mexico. *The Southwestern Naturalist*. 53(1): 34–38.
- Ibarra, J. T., Martin K., Altamirano, T. A., Vargas, F. H. y Bonacic, C. 2012. Factors associated with the detectability of owls in South American temperate forests: implications for nocturnal raptor monitoring. *Journal of Wildlife Management*. 78: 1078–1086.
- INAFED. S.d. Enciclopedia de los Municipios y Delegaciones de México. Estado de Chiapas. Chiapa de Corzo. <http://www.inafed.gob.mx/work/enciclopedia/EMM07chiapas/municipios/07027a.html>.
- INAFED. 2018. Enciclopedia de los Municipios y Delegaciones de México. Estado de Chiapas. Ixtapa. <http://www.inafed.gob.mx/work/enciclopedia/EMM07chiapas/municipios/07044a.htm> Consultado el 9 de septiembre de 2018
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 2005. Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos. Ixtapa, Chiapas, Clave geoestadística 07044. http://www3.inegi.org.mx/contenidos/app/mexicocifras/datos_geograficos/07/07044.pdf. Consultado el 9 de septiembre de 2018.
- Isasi-Catalá, E., Acosta J., Anchante, A., Bianchi, G., Caro, J., Falconi, N., Maffei, L., Martínez, J. L. y Goldstein, I. 2016. Modelos de ocupación para el monitoreo de la efectividad de estrategias de conservación del área de conservación regional comunal Tamshiyacu Tahuayo - Acrctt, Loreto – Perú. *Ecología aplicada*. 15 (2): 61-68.

- Jones, H. L. y Meerman, J. C. 2015. Los búhos de Belice. En: Enríquez, P. L. Los búhos Neotropicales, Diversidad y Conservación. El Colegio de la Frontera Sur. San Cristóbal de las Casas, Chiapas. pp 475-509.
- Jordano, P., y Torres, J. A. 1981. Importancia de la estructura de la vegetación en la selección del hábitat para la nidificación en una comunidad de rapaces diurnas mediterráneas. *Ardeola*. 28: 51-66.
- König, C. y Weick, F. 2010. Owls of the world. Second edition. Ed. Chistopher Helm London. Londres, Inglaterra. pp: 528.
- López-Barrera, F. 2014. Estructura y función en bordes de bosques. *Revista Ecosistemas*. 13: 55–68.
- Maciel-Mata, C. A., Manríquez-Morán, N., Octavio-Aguilar, P., y Sánchez-Rojas, G. 2015. El área de distribución de las especies: revisión del concepto. *Acta Universitaria*. 25(2): 3-19.
- Márquez-Olivas, M., Tarango-Árambula, L. y Mendoza-Martínez, G. 2002. Caracterización de hábitat del tecolote moteado mexicano (*Strix occidentalis lucida* (X) Nelson, 1903) en Sierra Fría, Aguascalientes. *Agrociencia*. 36(5): 541-546.
- Martínez, D. R. y Jaksic, F. M. 1996. Habitat, relative abundance, and diet of Rufous-legged owls (*Strix rufipes* King) in temperate forest remnants of southern Chile. *Ecoscience*. 3: 259-263.
- McDonals, L. L. 2013. Sampling rare population. En: Thompson William. Sampling Rare or Elusive Species: Concepts, Designs, and Techniques for Estimating Population Parameters. Ed. Island Press. pp. 11-31.
- McGarigal, K. y Cushman, S. A. 2002. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. *Ecological Applications*. 12: 335-345.
- Moilanen, A., Smith, A. T, y Hanski, I. 1998. Long-term dynamics in a metapopulation of the American pika. *American Naturalist*. 152: 530–542.

- Montenegro, J. y Acosta, A. 2008. Programa innovador para evaluar uso y preferencia de hábitat. *Universitas scientiarum*. 13: 208-217.
- Morláns, M. C. 2007. Evolución de la fragmentación del paisaje en el valle central de Catamarca. Ed Científica Universitaria. Catamarca Argentina.
- Música, de la Guerra M., Vicente, de Lucio F. J., Martínez, A. C., Sastre, O. P., Atauri-Mezquida, J. A. y Montes, del Olmo C. 2002. Integración territorial de espacios naturales protegidos y conectividad ecológica en paisajes mediterráneos. Ed. Junta de Andalucía. Madrid.
- Pearson, D. L. 1977. Ecological relationship of small antbirds in Amazonian bird communities. *Auk*. 94: 283–292.
- Pickett, S. T. y Cadenasso, M. L. 1995. Landscape Ecology: Spatial Heterogeneity in Ecological Systems. *Science*. 269: 331-334.
- Pineda, D. de B., E. 2012. Patrones de distribución, diversidad y uso de hábitat de las aves de un paisaje perturbado de la selva baja caducifolia de Chiapas. Tesis de Doctorado. El Colegio de la Frontera Sur. San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México.
- Ramos, W. 2018. Patrones de diversidad y ocupación de aves rapaces diurnas en tres cuencas de la vertiente del pacífico de Chiapas. Tesis de Maestría. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Chiapas. México.
- Riba, L. 2011. Composición y abundancia de aves rapaces nocturnas en bosques secundarios a lo largo de un gradiente altitudinal de la Vertiente Pacífica de Costa Rica. Tesis de Maestría. Instituto de biociencias de la Universidad de Sao Paulo. Brazil.
- Riesco, P. Gómez, J. y Álvarez, D. 2008. Región, Comarca, Lugar: escalas de referencia en la metodología del paisaje. *Cuadernos Geográficos*. 42: 227-255.

- Rivera, R. E. 2010. Ocupación y abundancia de aves rapaces en la Selva El Ocote, Chiapas, México. Tesis de Maestría. El Colegio de la Frontera Sur. San Cristóbal, Chiapas. México.
- Rivera-Rivera, E., Enríquez, P. L., Flamenco, S. A., Rangel, S. J. L. 2012. Ocupación y abundancia de aves rapaces nocturnas (Strigidae) en la Reserva de la Biosfera Selva El Ocote, Chiapas, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 83: 742-752.
- Robinson, S. K. y Terborgh, J. 1995. Interspecific aggression and hábitat selection by Amazonian birds. *Journal of Animal Ecology*. 64: 1-11.
- Rocha-Loredo, A. G., Ramírez-Marcial, N. y González-Espinosa, M. 2010. Riqueza y diversidad de árboles del bosque tropical caducifolio en la Depresión Central de Chiapas. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*. 87: 89-103.
- Rzedowski, J., 1981. Vegetación de México. Ed. Limusa Noriega Editores. México.
- Rzedowski, J., 2006. Vegetación de México. 1ra. Edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.
- Saunders, D. A. 1990. Problems of survival in an extensively cultivated landscape. The Case of Carnsby's Cockatoo *Calyptorhynchus funereus latirostris*. *Conservation Biology*. 54: 277-290.
- Schermann, N. y Baudry, J. 2002. Analyse descriptive multi-échelle de la structure d'un paysage. *Revue internationale de géomatique*. 12(3): 1-18.
- Schlegel, F. M. y Chiappini, A. 1996. Ecología y enseñanza rural: nociones ambientales básicas para profesores rurales y extensionistas. Ed. Estudio FAO. Roma.
- Stotz, D. F., Fitzpatrick, J. W., Parker, T. A. y Moskovits, D. K. 1996. Neotropical Birds. Ecology and Conservation. Ed. University of Chicago Press, Chicago. pp: 478.

- Suárez, P., Darcy, C., Chacon, M., Eulogio, A. M. 2011. Heterogeneidad del paisaje de selva semicaducifolia montana en tres cuencas de los Andes venezolanos. *Revista Geográfica Venezolana*. 52 (2). 11-30.
- Sutherland, W. J., Newton, I., y Green, R. E. 2004. Bird ecology and conservation. Oxford Univ. Press. New York, E.U. pp: 386.
- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M. C., y Jeltsh F. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*. 31: 79-92.
- Turner, M. G. 2005. Landscape ecology: what is the state of the science? *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 36: 319-344.
- Turner, I. M. 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology*. 33: 200–209.
- Throstrom, R., Ramos, J. D., Morales, C.M. 2000. Breeding biology of barred forest-falcons *Micrastur rufficollis* in northeastern Guatemala. *The Auk*. 117(3): 781-786.
- Tylianakis, J.M., Rand, T. A., Klein, A-M., Buchmann, N., Perner, J. y Tscharrntke, T. 2008. Resource heterogeneity moderates the biodiversity-function relationship in real world ecosystems. *PLoS biology*. 6 (5): 974-956.
- Valencia-Herverth, J., Ortiz, Pulido, R., Enríquez, P. L. 2012. Riqueza y distribución espacial de rapaces nocturnas en Hidalgo México. *Huitzil*. 13 (2): 116-129.
- Varela, S. B. 2013. Distribución espacial, densidad y uso de hábitat de las aves nocturnas (Strigiformes) en el bosque protector Jerusalem, Pichincha, Ecuador. Tesis de Licenciatura. Ciencias biológicas y ambientales. Universidad Central del Ecuador. Ecuador.
- Vázquez-Pérez, J. R. 2011. Densidad y uso de hábitat en la Selva El Ocote, Chiapas. Tesis de Maestría. Ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural. El Colegio de la Frontera Sur. San Cristóbal de las Casas, Chiapas.

- Vázquez-Pérez, J. R. y Enríquez, P. L. 2016. Factores temporales y ambientales asociados a los llamados de los búhos en la reserva selva el ocote, Chiapas, México. *Hornero*. 31 (2): 83-88.
- WeatherSpark. 2018. El clima promedio de Ixtapa, México. <https://es.weatherspark.com/y/10602/Clima-promedio-en-Ixtapa-M%C3%A9xico-durante-todo-el-a%C3%B1o>. Consultado el 9 de septiembre de 2018.
- Zeileis, A., C. Kleiber, and S. Jackman. 2008. Regression models for count data in R. *Journal of Statistical Software*, 27(8):1–25.
- Zuberogoitia, A. I. 2002. Ecoetología de las rapaces nocturnas de Bizkai. Tesis de Doctorado. Departamento de zoología y dinámica animal celular. Universidad del país Vasco. España.

XII. ANEXOS

Anexo 1. Registro de las vocalizaciones de *Glaucidium brasilianum* y *Strix virgata* en los 20 puntos de muestreo en la temporada de secas, durante dos noches en tres horarios diferentes.

Historial de detección

Especie: *Glaucidium brasilianum*

Temporada: Secas

Puntos	1ra noche			2da noche		
	Anochece	medianoche	amanecer	anochece	medianoche	amanecer
1	0	0	1	0	0	0
2	0	1	0	0	0	1
3	0	0	0	0	0	0
4	0	1	0	0	0	0
5	0	1	1	0	0	0
6	0	1	0	0	0	0
7	1	1	0	0	0	0
8	0	1	0	0	0	1
9	0	0	1	0	0	1
10	0	0	0	0	1	1
11	0	0	0	0	0	0
12	0	0	0	0	0	1
13	0	0	1	0	0	0
14	0	0	0	0	0	0
15	0	0	1	0	0	0
16	0	0	0	0	0	0
17	0	0	0	0	0	1
18	0	0	1	0	0	0
19	0	0	0	0	0	0
20	0	0	0	0	0	0

Especie: *Strix virgata*
Temporada: Secas

Puntos	1ra noche			2da noche		
	Anocheecer	medianoche	amanecer	Anocheecer	medianoche	amanecer
1	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0
10	0	0	0	0	0	0
11	0	0	0	0	0	0
12	0	0	0	0	0	0
13	0	1	0	0	0	0
14	0	0	0	0	1	0
15	0	0	0	0	0	0
16	0	1	1	0	1	0
17	0	0	0	0	0	0
18	0	0	0	0	1	0
19	0	0	0	0	0	0
20	0	0	0	0	0	0

Anexo 2. Frecuencia de vocalizaciones de *Glaucidium brasilianum* entre temporadas (secas y lluvias) del 2018 y entre horarios (anocheecer, medianoche, amanecer) en los municipios de Ixtapa y Chiapa de Corzo.

Resultados entre temporadas:

Modelo	-LogProbabilidad	L-R Chi^2	DF	Prob>Chi^2
Diferencia	0.81	1.62	1	0.20
Completo	76.45			
Reducido	77.26			

Bondad de ajuste Estadístico	Chi^2	DF	Prob>Chi^2	Sobredispersión
Pearson	101.50	118	0.86	0.86
Desviación	80.90	118	0.99	

Horarios de la temporada de secas:

Modelo	-LogProbabilidad	L-R Chi^2	DF	Prob>Chi^2
Diferencia	1.01	2.03	2	0.36
Completo	42.37			
Reducido	43.39			

Bondad de ajuste Estadístico	Chi^2	DF	Prob>Chi^2	Sobredispersión
Pearson	49.71	57	0.74	0.87
Desviación	43.30	57	0.91	

Horarios de la temporada de lluvias:

Modelo	-LogProbabilidad	L-R Chi^2	DF	Prob>Chi^2
Diferencia	8.08	16.17	2	0.0003
Completo	44.96			
Reducido	53.04			

Bondad de ajuste Estadístico	Chi^2	DF	Prob>Chi^2	Sobredispersión
Pearson	30.00	57	0.99	0.53
Desviación	27.32	57	0.99	

Anexo 3. Análisis estadísticos de la frecuencia de vocalizaciones de *Strix virgata* entre temporadas (secas y lluvias) y horarios (anocheceer, media noche, amanecer).

Resultados entre temporadas:

Modelo	-LogLProbabilidad	L-R Chi^2	DF	Prob> R Chi^2
Diferencia	3.02	6.04	1	0.014
Completo	58.56			
Reducido	61.58			

bondad de ajuste Estadístico	Chi^2	DF	Prob>Chi^2	Sobredispersión
Pearson	122.67	118	0.36	1.04
Desviación	76.51	118	0.9989	

Horarios de la temporada de secas:

Modelo	-LogProbabilidad	L-R Chi^2	DF	Prob>Chi^2
Diferencia	5.28	10.5540	2	0.005
Completo	22.56			
Reducido	27.83			

Bondad de ajuste Estadístico	Chi^2	DF	Prob>Chi^2	Sobredispersión
Pearson	42.00	57	0.93	0.74
Desviación	22.63	57	1.00	

Horarios de la temporada de lluvias:

Modelo	-LogProbabilidad	L-R Chi^2	DF	Prob>Chi^2
Diferencia	0	0.0000	2	1.0000
Completo	47.28			
Reducido	47.28			

Bondad de ajuste Estadístico	Chi^2	DF	Prob>Chi^2	Sobredispersión
Pearson	48.67	57	0.78	0.85
Desviación	46.12	57	0.85	

Anexo 4. Métricas del paisaje calculadas en el programa de Fragstats para los 20 puntos de muestreos. NP: Número de parches, LPI: Índice del parche más grande (en porcentaje), LSI: Índice de forma del paisaje (tiene valor de 1 cuando el paisaje consiste en un solo parche, el valor puede aumentar sin límite cuando el paisaje se torna más irregular), SPLIT: Índice de segregación (Tiene un valor de uno, cuando el paisaje consta de un solo parche, incrementa cuando el paisaje incrementa su subdivisión en parches más pequeños) y el Índice de diversidad de Shannon (SHDI).

Puntos	NP	LPI (%)	LSI	SPLIT	SHDI
1	437	24.5	16.8	8.4	1.30
2	368	49.6	13.8	3.6	1.15
3	446	34.7	16.3	5.5	1.18
4	238	28.8	12.5	5.0	1.16
5	339	35.9	12.0	4.9	1.38
6	298	57.0	10.9	2.9	1.10
7	275	65.8	7.9	2.2	1.04
8	268	59.1	9.2	2.8	0.84
9	449	32.7	15.9	8.2	1.20
10	393	38.5	12.9	6.0	1.29
11	451	31.1	15.9	8.6	1.38
12	344	46.9	11.4	4.2	1.17
13	306	28.0	11.8	6.9	1.28
14	354	23.8	12.4	10.8	1.39
15	272	42.9	10.1	4.8	1.35
16	213	57.2	7.4	2.8	1.23
17	97	88.3	4.4	1.3	0.38
18	107	60.9	7.1	2.5	0.91
19	168	36.6	8.2	3.8	1.23
20	237	18.0	11.9	9.1	1.15