



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

Instituto de Biología

MODELADO DE LA DISTRIBUCIÓN ACTUAL DE
ESPECIES ENDÉMICAS DE AVES EN LA REGIÓN
DE CHAMELA; PREFERENCIAS DE HÁBITATS E
INTEGRACIÓN DE ESCALAS.

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE

**MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
(BIOLOGÍA AMBIENTAL)**

P R E S E N T A

MÓNICA YEDITH AGUIRRE OROZCO

**TUTOR PRINCIPAL DE TESIS:
DR. MIGUEL ALFONSO ORTEGA HUERTA**

**COMITÉ TUTOR:
DR. JORGE HUMBERTO VEGA RIVERA
DR. MANUEL ARTEMIO BALCAZAR LARA**

MÉXICO, D.F.

ABRIL, 2012



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

Instituto de Biología

MODELADO DE LA DISTRIBUCIÓN ACTUAL DE
ESPECIES ENDÉMICAS DE AVES EN LA REGIÓN
DE CHAMELA; PREFERENCIAS DE HÁBITATS E
INTEGRACIÓN DE ESCALAS.

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE

**MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
(BIOLOGÍA AMBIENTAL)**

P R E S E N T A

MÓNICA YEDITH AGUIRRE OROZCO

**TUTOR PRINCIPAL DE TESIS:
DR. MIGUEL ALFONSO ORTEGA HUERTA**

**COMITÉ TUTOR:
DR. JORGE HUMBERTO VEGA RIVERA
DR. MANUEL ARTEMIO BALCAZAR LARA**

MÉXICO, D.F.

ABRIL, 2012



Dr. Isidro Ávila Martínez
Director General de Administración Escolar, UNAM
Presente

Me permito informar a usted que en la reunión ordinaria del Comité Académico del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día 22 de agosto de 2011, se aprobó el siguiente jurado para el examen de grado de **MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS (BIOLOGÍA AMBIENTAL)** de la alumna **AGUIRRE OROZCO MONICA YEDITH** con número de cuenta **508010576** con la tesis titulada "**Modelado de la distribución actual de especies endémicas de aves en la región de Chamela; preferencias de hábitats e integración de escalas**", realizada bajo la dirección del **DR. MIGUEL ALFONSO ORTEGA HUERTA**:

Presidente: DRA. ELLA GLORIA VÁZQUEZ DOMÍNGUEZ
Vocal: DRA. KATHERINE RENTON
Secretario: DR. JORGE HUMBERTO VEGA RIVERA
Suplente: DR. VÍCTOR SÁNCHEZ CORDERO DÁVILA
Suplente: DR. MANUEL ARTEMIO BALCÁZAR LARA

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

ATENTAMENTE
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"
Cd. Universitaria, D.F., a 21 de octubre de 2011.

M. del Coro Arizmendi

DRA. MARÍA DEL CORO ARIZMENDI ARRIAGA
COORDINADORA DEL PROGRAMA

c.c.p. Expediente del (la) interesado (a).

AGRADECIMIENTOS

Agradezco al Posgrado en Ciencias Biológicas de la UNAM, a través del Instituto de Biología y de la Estación de Biología Chamela por todas las facilidades otorgadas durante la realización de mis estudios de maestría.

Agradezco también al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca que se me otorgó mediante el CVU 225989.

Agradezco especialmente a mi comité tutor, integrado por el Dr. Miguel Alfonso Ortega Huerta, Dr. Jorge Humberto Vega Rivera y Dr. Manuel Artemio Balcázar Lara por la orientación y dirección recibidas a lo largo del proceso de desarrollo de mi proyecto de tesis.

AGRADECIMIENTOS PERSONALES

Quiero expresar mi agradecimiento personal, a mi tutor principal, Dr. Miguel Alfonso Ortega Huerta, por su valiosa asesoría y dirección en cada una de las etapas de la redacción de mi manuscrito de tesis.

Agradezco a la Dra. Ella Vázquez Domínguez, a la Dra. Katherine Renton y al Dr. Víctor Sánchez Cordelo por el tiempo que invirtieron en la revisión de mi manuscrito de tesis, así como por sus valiosas observaciones y aportaciones en la redacción final del mismo.

Muchas gracia a Felipe Campos por su valioso apoyo durante la realización del trabajo de campo.

Quiero dar un especial agradecimiento a Rocío González Acosta, auxiliar del Posgrado en Ciencias Biológicas, del Instituto de Biología de la UNAM, por todo su apoyo y facilidades en la realización de los trámites administrativos, desde mi ingreso al posgrado y hasta la titulación. Rocio es un ejemplo de eficiencia y profesionalismo para todos los estudiantes del posgrado del Instituto de Biología.

Gracias también a mis compañeros del posgrado por todas las buenas anécdotas vividas. Gracias a Erika, Joselin y Yunuem por todo el apoyo y compañía que me dieron durante mi estancia en el Morelia. Muchas gracias a Hugo y a Edgard por su empuje y apoyo constante durante mi proceso de titulación. Gracias también a Tania y a Ingrid por compartir conmigo su alegría y optimismo.

DEDICATORIA

Para mi familia,

Para ti papá (+), porque tus enseñanzas se quedaron conmigo y han sido la base de mi crecimiento y superación personal.

Para ti mamá, por ser mi apoyo, fortaleza y compañía en cada uno de mis proyectos.

Para ti hermano, por el ejemplo de esfuerzo, trabajo y respeto que me das día a día.

Para ti Israel, por estar conmigo durante todas las etapas de este proyecto.

ÍNDICE

Agradecimientos	i
Agradecimientos personales	ii
Dedicatoria	iii
Lista de figuras	1
Lista de cuadros	4
Resumen	6
Summary	8
Introducción	10
Modelado de la distribución de las especies	10
El hábitat como variable de predicción.....	12
El enfoque de escalas múltiples en la determinación de las preferencias de hábitat.....	14
El bosque tropical caducifolio y su avifauna.....	15
Planteamiento del problema	18
Objetivos	20
General.....	20
Específicos.....	20
Área de estudio	21
Clima.....	22
Vegetación y usos de suelos.....	22
Especies de estudio	24
Métodos	25
Análisis puntual de las asociaciones de hábitat.....	25
Análisis multi-escalar de las asociaciones de hábitat.....	26
Mapa actual de vegetación y usos de suelo.....	30
Resultados	33
Mapa de vegetación.....	33
Muestreo sobre la presencia de las especies de aves endémicas.....	41
Estimados de la abundancia relativa de las especies.....	41
Asociaciones de hábitats (análisis puntual).....	42

Análisis multiescalar sobre las asociaciones de hábitat.....	46
Tipos de vegetación.....	46
Métricos del paisaje.....	50
Exactitud global de los modelos y tamaño de escala.....	64
Discusión.....	66
Análisis puntual de las asociaciones de hábitat.....	66
Análisis multiescalar de las asociaciones de hábitat.....	68
Literatura citada.....	79

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Área de estudio y ubicación de los puntos de conteo realizados.

Figura 2. Mapa de tipos de vegetación y usos del suelo para la Región de Chamela, obtenido de la clasificación supervisada de tres imágenes de satélite SPOT de los años 2007 y 2008.

Figura 3. Comportamiento espectral de los distintos tipos de vegetación y usos de suelo, durante tres temporadas del año; Marzo= secas, Junio= inicio de lluvias y Noviembre= fin de la temporada lluviosa. Las diferentes bandas en el espectro electromagnético están identificadas como CIR=cercano infrarrojo, R=Rojo y V=Verde.

Figura 4. Porcentaje de de puntos de conteo de aves por tipo de vegetación, donde SBC= Selva baja caducifolia, SBC_sec= Selva baja caducifolia secundaria; Pec= Usos pecuarios; SMS= Selva mediana subperennifolia; CP= Cultivos permanentes; CA= Cultivos anuales (riego y temporal).

Figura 5. Abundancias promedio y porcentaje de presencia (puntos de conteo), correspondientes a diez especies de aves endémicas asociadas al bosque tropical caducifolio.

Figura 6. Porcentaje de registros de presencia de especies de aves (eje-X), por tipo de vegetación y usos de suelo. Donde: CP= cultivos permanentes, ZU= zonas urbanas, SBC= selva baja caducifolia, SMS= selva mediana subperennifolia, CT= cultivos permanentes, Pec= uso pecuario, SBC_sec= selva baja caducifolia secundaria, y Manglar.

Figura 7. Porcentajes de los registros de presencia de cada especie por tipo de vegetación (eje Y) en cada una de las escalas de análisis. Donde: PC= Punto de conteo; las escalas de análisis que se indican en el eje X y corresponden a su superficie en hectáreas. (a)= *Cacicus melanicterus*; (b)= *Cyanocorax sanblasianus*; (c)= *Deltarhynchus flammulatus*; (d)= *Granatellus venustus*; (e) *Melanerpes chrysogenys*; (f)= *Ortalis poliocephala*; (g)= *Passerina leclancherii*; (h)= *Thryothorus felix*; (i)= *Thryothorus sinaloa*; (j) *Trogon citreolus*.

Figura 8. Valores de significancia (P) de los cálculos de Chi-cuadrada (X^2)- eje Y- correspondientes a la distribución de la presencia de las especies de aves, con respecto a los tipos de vegetación y/o usos de suelo, para cada una de las escalas de análisis (vecindarios) (eje X). (a)= *Cacicus melanicterus*; (b)= *Cyanocorax sanblasianus*; (c)= *Deltarhynchus flammulatus*; (d)= *Granatellus venustus*; (e) *Melanerpes chrysogenys*; (f)= *Ortalis poliocephala*; (g)= *Passerina leclancherii*; (h)= *Thryothorus felix*; (i)= *Thryothorus sinaloa*; (j)= *Trogon citreolus*.

Figura 9. Nivel de significancia estadística (P) de las variables, que a las distintas escalas fueron incorporadas en los modelos de regresión logística, para la predicción de la presencia de la especie *Cacicus melanicterus*. La curva de tendencia es “polinómica de 2do orden”, correspondiente a los valores de significancia de la variable media del índice de vegetación (XNDVI).

Figura 10. Nivel de significancia estadística (P) de las variables, que a las distintas escalas fueron incorporadas en los modelos de regresión logística, para la predicción de la presencia de la especie *Melanerpes chrysogenys*. La curva de tendencia es “potencial”, correspondiente a los valores de significancia de la variable media del índice de vegetación (XNDVI).

Figura 11. Nivel de significancia estadística (P) de las variables, que a las distintas escalas fueron incorporadas en los modelos de regresión logística, para la predicción de la presencia de la especie *Ortalis poliocephala*. La curva de tendencia es “potencial”, correspondiente a los valores de significancia de la variable media del índice de vegetación (XNDVI).

Figura 12. Nivel de significancia estadística (P) de las variables, que a las distintas escalas fueron incorporadas en los modelos de regresión logística, para la predicción de la presencia de la especie *Thryothorus felix*. La curva de tendencia es “potencial”, correspondiente a los valores de significancia de la variable media del índice de vegetación (XNDVI).

Figura 13. Nivel de significancia estadística (P) de las variables, que a las distintas escalas fueron incorporadas en los modelos de regresión logística, para predecir la presencia de la

especie *Thryothorus sinaloa*. La curva de tendencia es “potencial”, correspondiente a los valores de significancia de la variable media del índice de vegetación (XNDVI).

Figura 14. Nivel de significancia estadística (P) de las variables, que a las distintas escalas fueron incorporadas en los modelos de regresión logística, para predecir la presencia de la especie *Trogon citreolus*. La curva de tendencia es polinómica de tercer orden, correspondiente a los valores de significancia de la variable desviación estándar del índice de vegetación (SDNDVI).

Figura 15. Relaciones entre tamaño de escala (análisis de vecindario) y los resultados de la exactitud en la clasificación de registros como correctos, obtenidos en los análisis de regresión logística. Se muestran las curvas de tendencia de los puntos para fines ilustrativos, con los respectivos valores calculados de R^2 = coeficiente de determinación y sus valores críticos de F asociados. Las gráficas corresponden a las siguientes especies: (a)= *Cacicus melanicterus*; (b)= *Melanerpes chrysogenys*; (c)= *Ortalis poliocephala*; (d)= *Thryothorus felix*; (e)= *Thryothorus Sinaloa*; y (f)= *Trogon citreolus*. P=Valor crítico de F.

LISTA DE CUADROS

Cuadro 1. Preferencias de hábitat documentadas para las especies de estudio (Howell & Webb, 1995).

Cuadro 2. Escalas de análisis utilizadas para estudiar las preferencias de hábitat de las especies de estudio.

Cuadro 3. Variables independientes utilizados en los análisis de regresión logísticas.

Cuadro 4. Sitios de muestreo por clase identificada en el terreno, utilizados para realizar la calibración de la clasificación supervisada y su validación.

Cuadro 5. Estadísticas de exactitud para cada tipo de vegetación y uso de suelo, incluidos en el mapa de vegetación actual generado para la región de Chamela.

Cuadro 6. Matriz de error asociada al análisis de exactitud de la clasificación supervisada de los tipos de vegetación y usos del suelo para la región de Chamela. Los datos de referencia (muestras de campo independientes) se presentan en las columnas; las filas muestran los valores obtenidos en la clasificación. SBC= selva baja caducifolia; SBC_sec= selva baja caducifolia secundaria; Pec= áreas pecuarias; CA= cultivos anuales (temporales y riego); Man= manglar; CP= cultivos permanentes; SMS= selva mediana subperennifolia; BT= bosques templados (encino y pino-encino); ZU= Zonas urbanas.

Cuadro 7. Cuantificación de superficies por clase (tipo de vegetación y uso de suelo) para el área de estudio.

Cuadro 8. Índices de diversidad Shannon correspondientes a la presencia de 10 especies de aves endémicas al bosque tropical caducifolio, para cada uno de los tipos de vegetación y usos de suelo.

Cuadro 9. Análisis de Chi-cuadrada (X^2) para determinar el tipo de distribución en la presencia de 10 especies de aves endémicas, respecto a los distintos tipos de vegetación y usos de suelos.

Cuadro 10. Índices de diversidad Shannon correspondientes a los distintos tipos de

vegetación y usos de suelo, asociados a la presencia de cada una de las especies de estudio.

Cuadro 11. Relación por especie de las variables incluidas en los modelos de regresión logística que a las distintas escalas resultaron ser estadísticamente significativos.

Cuadro 12. Coeficientes (B) y significancia estadística (P) de las variables incluidas en los modelos de regresión logística, para la predicción de la presencia de la especie *Cacicus melanictetus* en las distintas escalas de análisis.

Cuadro a 13. Coeficientes (B) y significancia estadística (P) de las variables incluidas en los modelos de regresión logística, para la predicción de la presencia de la especie *Melanerpes chrysogenys* en las distintas escalas de análisis.

Cuadro 14. Coeficientes (B) y significancia estadística (P) de las variables incluidas en los modelos de regresión logística, para la predicción de la presencia de la especie *Ortalis poliocephala* en las distintas escalas de análisis.

Cuadro 15. Coeficientes (B) y significancia estadística (P) de las variables incluidas en los modelos de regresión logística, para la predicción de la presencia de la especie *Thryothorus felix* en las distintas escalas de análisis.

Cuadro 16. Coeficientes (B) y significancia estadística (P) de las variables incluidas en los modelos de regresión logística, para la predicción de la presencia de la especie *Thryothorus sinaloa* en las distintas escalas de análisis.

Cuadro 17. Coeficientes (B) y significancia estadística (P) de las variables incluidas en los modelos de regresión logística, para la predicción de la presencia de la especie *Trogon citreolus* en las distintas escalas de análisis.

Cuadro 18. Coeficientes (B) y significancia estadística (P) de las variables incluidas en el modelo de regresión logística, para la predicción de la especie *Granatellus venustus*, correspondiente a la escala de análisis de 6 ha.

RESUMEN

La mayoría de los trabajos sobre predicción de distribuciones potenciales de especies están basados en el uso de variables climáticas y topográficas. Así mismo, la escasa información local respecto las preferencias de hábitats, ha requerido asumir asociaciones simplificadas en las relaciones especies-hábitats. En contraste, existe evidencia de que las asociaciones de hábitat se relacionan no solo con el tipo de hábitat y su estado de conservación, sino también con la configuración espacial del paisaje y el factor escala. Esta investigación aplica un enfoque de escalas múltiples para el análisis del paisaje, en las asociaciones de hábitat de diez especies de aves endémicas a la selva baja caducifolia (SBC) del occidente de México, en la región de Chamela, Jalisco. Estas especies observan niveles diferenciados en su presencia dentro de ambientes perturbados a la SBC.

Para la determinación de las asociaciones de hábitat se realizó un muestreo de puntos de conteo de aves, incluyendo los distintos tipos de vegetación y usos de suelo existentes en el área de estudio. El muestreo se basó en las metodologías propuestas por Hutto (1989), Hutto *et al.* (1986) y Ralph *et al.* (1996). Por su parte, el análisis multi-escalar tomó como punto de partida la elaboración de un mapa de vegetación y usos de suelo actuales de la región de Chamela, el cual fue generado mediante el procesamiento y clasificación de imágenes de satélite SPOT, aplicando un enfoque multi-temporal y utilizando algoritmos de clasificación incluidos en el software Erdas-IMAGINE 8.5.

Las diferentes escalas de análisis correspondieron a distintos tamaños de vecindarios (entre 0.2 ha y 56 ha) localizados alrededor de los puntos de conteo de aves, mientras que las variables del paisaje incluyeron: riqueza de fragmentos, índice de diversidad de hábitats, índice de agregación, índice del fragmento más grande, tipos de vegetación, así como el índice de vegetación (media y desviación estándar). Las variables fueron calculadas mediante el software Fragstats v. 3.3 (McGarigal *et al.*, 2002), aplicando el método de ‘*moving window*’. El índice de vegetación fue obtenido mediante el procesamiento de la imagen de satélite SPOT, de fecha 17 de junio de 2008 (ERMEXS, SEMAR). La significancia de las relaciones entre la presencia de las especies (variable dependiente) y los atributos del hábitat y del paisaje (variables predictivas), así como la identificación de las escalas correspondientes, se llevó a cabo mediante análisis de regresión logística (SPSS v.13).

En total se realizaron 147 puntos conteo sobre los distintos tipos de vegetación y usos de suelo presentes en el área de estudio. El índice de diversidad de aves varió entre 0.975 para la SBC y 0.289 para las zonas urbanas. De las diez especies, *Cacicus melanicterus* ($X^2= 10.7073$; $P= 0.1509448$) y *Cyanocorax sanblasianus* ($X^2= 12$; $P= 0.09978$) mostraron patrones distribucionales al azar sobre el área de estudio, en tanto que *Deltarhynchus flamulatus*, *Granatellus venustus*, *Passerina leclancherii* y *C. sanblasianus* resultaron ser las especies con un menor número de tipos de hábitats asociados ($H \text{ Log}_{10}$ entre 0.260 y 0.545).

El análisis multi-escalar mostró que la SBC constituyó el hábitat dominante conforme se incrementó la escala. Sin embargo, los modelos de regresión logística generados para las especies *C. sanblasianus*, *D. flammulatus* y *P. leclancherii* no lograron identificar variables de configuración del paisaje que predijeran su presencia. El resto de las especies obtuvieron resultados diferenciados en la identificación de las variables, que a las distintas escalas, aportan información sobre la presencia de las especies. En términos generales, el patrón de exactitud de los modelos de regresión logística de *C. melanicterus*, *Melanerpes chrysogenys* y *Thryothorus felix* tendió a aumentar conforme se incrementó la escala de análisis ($R^2= 0.69$, $p=0.005$; $R^2=0.54$, $p=0.09$; y $R^2=0.98$, $p=0.00007$; respectivamente). Por el contrario, la especie *Thryothorus sinaloa* mostró una relación inversa ($R^2=0.57$, $p=0.047$). *Trogon citreolus* mostró una relación unimodal, aunque no estadísticamente significativa ($R^2=0.23$, $p=0.26$), la cual parece directamente proporcional en las escalas locales e intermedias, convirtiéndose en inversamente proporcional después un punto de inflexión. Los modelos de regresión para la especie *Ortalis poliocephala* no mostraron una variación clara en las distintas escalas de análisis ($R^2=0.036$, $p=0.71$).

Se concluye que la cuantificación de las características de paisajes, contribuye significativamente a predecir la presencia de especies que dependen primordialmente de la SBC primaria, pero cuyas capacidades de desplazamientos les posibilitan estar presentes en áreas con distinto estado de conservación. Se reconocen, sin embargo, los alcances puntuales de este estudio, debido a que un conocimiento más completo sobre las asociaciones especies y tipos de hábitats, necesariamente tiene que incluir el papel que estos últimos desempeñan en las diferentes etapas de ciclo de vida de las especies. La aplicación del enfoque de escalas múltiples promete importantes resultados en la

determinación de los niveles de alteración humana que posibilitan la permanencia de especies dentro de paisajes. Tal es el caso de la matriz de la región Chamela, la cual, aunque aún dominada por hábitats naturales, también exhibe niveles de heterogeneidad y transformación elevados, producto de las actividades humanas.

SUMMARY

Most studies of modeling species potential distributions are based on using climatic and topographic prediction variables. Because of the limited data about species' habitat preferences, modeling exercises have assumed simplified habitat-species relationships. Nevertheless, the evidence points out those habitat associations are dependent not only on the habitat type and its conservation status, but the landscape spatial configuration and the scale factor. This study applies a multiple scale approach for spatially analyzing habitat associations for ten species of birds endemic to the western tropical dry forest (TDF) in the Chamela region, located in the state of Jalisco's coast. These species have been seen occupying TDF's disturbed environments.

Habitat associations were determined by the point count sampling method, including all main vegetation and land cover types across the region. Bird sampling was based on techniques proposed by Ralph *et al.* (1996), Hutto *et al.* (1986) y Hutto (1989). To develop the multi-scale habitat association analysis, it was necessary to elaborate an updated vegetation and land use map; I processed and classified three 2007-2008 SPOT images (ERMEXS, SEMAR), applying a multi-temporal approach and using unsupervised and supervised classification algorithms included in the Erdas-IMAGINE software v. 8.5. Different landscape scales corresponded to different neighborhood sizes (from 0.2 ha to 56 ha) surrounding every bird sampling point, according to various landscape variables: patch richness, diversity index (habitat types), aggregation index, largest patch index, vegetation types and vegetation index (mean and standard deviation of Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)). These variables were calculated using the software Fragstats v. 3.3 (McGarigal *et al.*, 2002) and applying the *moving window* approach. The NDVI was calculated using an SPOT image (June-17-2008). Logistic regression was applied to identify statistical significance of those variables predicting bird species occurrence and the corresponding scale.

A total of 147 point-count sites were sampled for surveying bird presence/absence, including the vegetation and land use classes: tropical dry forest, tropical dry forest successional (early stage), tropical semi-deciduous forest, mangrove, introduced grassland, permanent cropland, seasonal cropland and urban areas. Within this mosaic, bird species diversity ranged between 0.975 for TDF and 0.289 for urban areas. Out of the ten bird

species only *Cacicus melanicterus* ($X^2= 10.7073$; $p= 0.1509448$) and *Cyanocorax sanblasianus* ($X^2= 12$; $p= 0.09978$) showed random distributional patterns, while *Deltarhynchus flamulatus*, *Granatellus venustus*, *Passerina leclancherii* and *Cacicus sanblasianus* were the species associated to the lowest number of habitat types (H Log_{10} entre 0.260 and 0.545).

With regard to the multi-scale analysis, the TDF was the dominant habitat type as the scale (extent) increased. This was even true for those species with highest proportional presence occurring at vegetation and land use classes different from the TDF. Logistic regression models generated for the species *C. sanblasianus*, *D. flammulatus* and *P. leclancherii* did not identify landscape configuration variables predicting species presence/absence, however. The rest of species showed varying results in the identification of variables predicting species presence at different scales. In general terms, the accuracy pattern of the logistic models for *Melanerpes chrysogenys* and *Thryothorus felix* increased as the scale (extent) increased ($R^2= 0.69$, $p=0.005$; $R^2=0.54$, $p=0.09$; y $R^2=0.98$, $p=0.00007$; respectivamente). On the other hand, the species *Thryothorus sinaloa* showed an inverse relationship ($R^2=0.57$, $p=0.047$). *Trogon citreolus* showed an unimodal relationship (even though no statistically significant; $R^2=0.23$, $p=0.26$) which appears directly proportional at the local and intermediate scales, and then it changes to be inversely proportional after a turning point. Finally, for *Ortalis poliocephala* the logistic models did not show any clear relationship between model accuracy and scale ($R^2=0.036$, $p=0.71$).

I conclude that quantifying landscape patterning significantly contributes to predict species presence/absence. Such is the case of this study's bird species, which primarily depend on the tropical dry forest, but whose mobility capabilities make them able to be found in TDF areas with different degrees of human induced transformation. However, it needs to be acknowledged that more research needs to be developed on species – habitat types relationships, which should take into account the role of habitat on the different stages of the species- life cycles. Indeed, the multiple-scale approach promises important results in determining the levels at which human interventions in natural habitats make possible the persistence of endemic species. This is the case of the Chamela region's matrix, which even though is still dominated by natural environments (i.e., tropical dry

forest), it shows significant levels of environmental heterogeneity and transformation, resulting from human activities.

INTRODUCCIÓN

Modelado de la distribución de las especies

En los últimos años el modelado de la distribución de las especies ha sido considerada una herramienta con alcances teóricos y prácticos indiscutibles, dadas sus múltiples aplicaciones en campos del conocimiento, tales como la sistemática, la biogeografía, la ecología, la conservación e incluso la salud pública. Por ejemplo, la generación de planes de manejo y conservación (e.g. selección de áreas importantes para la conservación o valoraciones confiables de impactos ambientales) requiere de información relacionada con los factores ambientales que limitan la distribución y abundancia de las especies (Seoane *et al.*, 2005; Welch & MacMahon, 2005). Por su parte, la distribución geográfica de las especies es considerada por la biogeografía como su unidad básica de estudio (Brown & Lomolino, 1998).

En el pasado, los estudios auto-ecológicos sobre las relaciones entre el ambiente y los organismos, estaban generalmente limitados a áreas restringidas (Vaughan & Ormerod, 2003). En contraste, los problemas de investigación tienen ahora planteamientos correspondientes a escalas más amplias (i.e. regionales), además de estar directamente relacionados con la generación de respuestas concretas sobre conservación y desarrollo sostenible (Lehmann *et al.*, 2002). De esta manera, el planteamiento de hipótesis sobre la ecología y conservación de las especies, necesariamente requiere del conocimiento preciso de los lugares donde las especies están presentes (Brotons *et al.*, 2004).

A ciertas escalas, sobre todo regionales, el clima y los factores físicos controlan las áreas de distribución de las especies (MacArthur 1972). Basados en la teoría de nicho ecológico (Grinnell 1917, 1924), en los últimos años han aparecido una gran cantidad de técnicas matemáticas (e.g. Austin *et al.*, 1990; Carpenter *et al.*, 1993; Hirzel *et al.*, 2002; Phillips *et al.* 2006; Stockwell, 1999) diseñadas para estimar los requerimientos ecológicos de las especies o su nicho fundamental (Soberón & Peterson, 2005). La generación de tales modelos típicamente se ha desarrollado mediante la utilización de variables climáticas y topográficas.

Dada la importancia de conocer las áreas de distribución de las especies, sobre todo de aquellas que enfrentan problemas de conservación o que forman parte de algún

problema de salud pública, el modelado del nicho ecológico de las especies es considerado como un paso intermedio para estimar los rangos de distribución reales de las especies (Soberón & Peterson, 2005). Es decir, mediante técnicas de modelado de nicho ecológico, se cuantifican o caracterizan las condiciones climáticas y topográficas que restringen las áreas de distribución de las especies (espacio ecológico), las cuales son proyectadas en el espacio geográfico, derivando así la identificación de las áreas probables de distribución de las especies (Peterson, 2006). Las limitaciones del modelado del nicho ecológico (basado en la utilización de variables climáticas y topográficas) radica en que las áreas de distribución reales de las especies son el resultado de una expresión compleja de su ecología e historia evolutiva (Brown, 1995); procesos dirigidos además, por diversos factores que operan con diferentes intensidades y a diferentes escalas. (Gaston, 2003; Pearson & Dawson, 2003).

Los factores reconocidos como causales de las distribuciones reales de las especies son al menos de cuatro tipos: factores abióticos, bióticos, capacidad de dispersión y capacidad de adaptación a cambios ambientales (Soberón & Peterson, 2005; Suárez-Seoane *et al.*, 2004). La medida en que el modelo de nicho ecológico obtenido (basado en variables físicas) corresponderá con las áreas de distribución reales de las especies, dependerá del grado de sobreposición de éste con respecto a las áreas donde intervienen los factores bióticos, así como con las áreas de libre dispersión de la especie en cuestión (Pulliam, 2000).

Basados en lo anterior y dada la necesidad de elaborar modelos que identifiquen lo mejor posible las áreas en las que las especies realmente se distribuyen, una serie de supuestos *a posteriori* se han utilizado para adecuar los modelos de distribución potencial de las especies. Por ejemplo Peterson *et al.* (2001) restringieron un modelo de distribución potencial a nivel de eco-región, asumiendo que dicha eco-región estuvo bien muestreada y que ésta constituye el área de libre dispersión de la especie estudiada, incluyendo así el factor dispersión dentro del modelo de distribución. Por su parte Ortega & Peterson (2004) utilizaron las preferencias de hábitat documentadas de especies de diversos taxones, para restringir los modelos de distribución potencial de dichas especies a las áreas de distribución de sus hábitats preferidos. Otros trabajos (e.g. Peterson *et al.*, 2006; Sánchez-Cordero *et al.*, 2005; Sánchez-Cordero *et al.*, 2005b; Thuiller *et al.*, 2004) han explorado

mediante el modelado de nicho ecológico, proyecciones futuras de la distribución de algunos taxones ante diferentes escenarios de pérdida y transformación de los hábitats. Los modelos obtenidos a partir de la aplicación de los supuestos mencionados constituyen hipótesis refinadas de la distribución potencial de las especies encaminadas a obtener modelos (hipótesis) cada vez más precisos de las áreas de distribución reales de las especies (Peterson, 2006).

El hábitat como variable de predicción

La pérdida de los hábitats naturales ha sido reconocida como factor causante de la disminución y desaparición de las poblaciones de especies pertenecientes a diversos taxones, entre ellos las aves (Greenway, 1967; Newton, 1979; Robbins, 1979; Martin, 1993); reconociéndose así la dependencia de las especies por los hábitats para garantizar poblaciones sanas. Lo anterior pone de manifiesto la urgencia de realizar investigaciones encaminadas a determinar, no solo cuáles son las áreas de distribución de las especies, sino también cuáles son los elementos del hábitat que condicionan su presencia y abundancia.

Otro aspecto que ha cobrado especial interés se refiere al papel que juega la escala, sobre todo, en la determinación de las preferencias o selección de hábitats por parte de las especies (Graf *et al.*, 2005; Holland *et al.*, 2004). De acuerdo con Ortega & Peterson (2003) las especies establecen relaciones diferenciales de asociación con factores ambientales a diferentes escalas, es decir, los factores involucrados en la delimitación de los rangos de distribución de las especies no operan a la misma escala: mientras el clima puede ser relevante a escalas relativamente amplias, las especies pueden responder a modificaciones del hábitat o tipos de suelo a escalas finas (Coudin *et al.*, 2006; Midgley *et al.*, 2003).

Existen diferentes enfoques para determinar las asociaciones especies-hábitats: (1) mediante trabajos experimentales, como las introducciones controladas (Thomas & Harrison, 1992), (2) la manipulación de hábitat y/o suplementación de recursos (Andreassen & Ims, 1998) y (3) las estimaciones de las tolerancias fisiológicas de las especies (Parmenter, 1989). Aunque estos tipos de trabajos intentan determinar la respuesta de las especies ante cambios en el ambiente, éstos pueden resultar inviables por su complejidad metodológica así como por sus costos económicos e implicaciones psico-sociales (Welch & MacMahon, 2005). Como alternativa a los enfoques anteriormente

referidos, otros estudios se han centrado en identificar asociaciones entre las especies y su ambiente, mediante la comparación de hábitats ocupados vs hábitats aparentemente no ocupados (*e.g.* Grinnell, 1917; Ramsey *et al.*, 1994; Carroll *et al.*, 1998; Osborne *et al.*, 2001; Welch & MacMahon, 2005). Estos trabajos asumen que las asociaciones de hábitat revelan factores críticos para predecir la distribución focal de las especies (Welch & MacMahon, 2005).

El programa GAP (Scott *et al.* 1993) es un ejemplo de la aplicación del modelado de la distribución de las especies. GAP propone uno de los enfoques más utilizados para la obtención de modelos de distribución actual de las especies; el desarrollo de un modelo sobre las relaciones vida silvestre/ hábitats para cada especie (Csuti & Crist, 2000). El objetivo es identificar, mediante fuentes documentadas, aquellas características fisiográficas y de tipos de vegetación, con las cuales una especie se encuentra asociada y que pueden ser representadas en un mapa (Csuti & Crist, 2000). GAP define los diferentes tipos de hábitats, con base en la elaboración de mapas de vegetación y usos del suelo a partir del procesamiento y análisis de imágenes de satélite de alta resolución espacial (Stoms, 2000).

La utilización de bases de datos sobre la presencia histórica de las especies, se ha constituido en una herramienta clave para llevar a cabo análisis sobre la distribución de la biodiversidad. Sin embargo, a pesar de que los tipos de hábitats asociados a la presencia/ ausencia de las especies, son un elemento de información clave en la definición de sus patrones de distribución, existen limitaciones propias de las bases de datos para documentar tales asociaciones. Por ejemplo, las bases de datos sobre la presencia histórica de las especies, son incompletas para muchos taxones. Por otra parte, la información disponible corresponde a periodos muy amplios de tiempo (décadas o inclusive cientos de años), lo cual implica variaciones significativas en las fechas de registro de las especies (Margules *et al.* 1994; Conroy & Noon, 1996; Maddock & Du Plessis, 1999; Carrol & Pearson, 1998; Polasky *et al.*, 2000). Esta última situación redundante en niveles elevados de incertidumbre, respecto a las condiciones cambiantes en los ambientes de las localidades donde se ha documentado la presencia de las especies. Es decir, los hábitats originales han estado sometidos a procesos históricos de cambios, los cuales muchas veces se consideran como irreversibles. Por lo tanto, en la utilización de bases de datos, existen serias dificultades

para incorporar la información sobre tipos de hábitats como variable de predicción dentro de las técnicas de modelado.

Considerando la problemática metodológica anteriormente descrita, y en el contexto de la búsqueda de alternativas de manejo y conservación de las especies, se ha propuesto analizar las asociaciones especies-hábitats, a través de enfoques de escalas múltiples, mediante la aplicación de principios de muestreo estadístico (e.g. Carroll *et al.*, 1999; Grand & Cushman, 2003) y auxiliándose de imágenes obtenidas de la percepción remota, tales como Landsat (e.g. Lyon, 1993; Avery & Hainess-Young, 1990; Austin *et al.*, 1996; Lavers *et al.*, 1996).

El enfoque de escalas múltiples en la determinación de las preferencias de hábitat

De acuerdo con Whittaker (1975), las especies se distribuyen en el espacio de tres modos: (1) *el área* correspondiente a su distribución geográfica y que puede ser representada en un mapa; (2) *el hábitat*, el cual se refiere al ambiente en que se encuentran las especies y que tiende a definirse por el tipo de comunidad biótica (dentro de su área de distribución una especie puede ocupar un solo tipo de hábitat o una gradación completa de hábitats); y (3) *el nicho ecológico*, definido como la posición espacio-temporal y la función de la especie dentro de un hábitat particular. Queda claro entonces, que el hábitat, con todos sus atributos asociados a distintas escalas, es un elemento clave que moldea los patrones de distribución eco-geográficos de las especies.

La escala se define como una dimensión o tamaño en espacio y/o tiempo de una observación o proceso o de un modelo que trata de ajustarse a un proceso (Jewitt & Jorgensen, 2000). De manera intuitiva la escala implica orden de magnitud, más que un valor específico (Schulze, 2000). Los estudios dirigidos a entender las relaciones especies-hábitat utilizan el concepto de escala como el área dentro de la cual una variable de hábitat es medida (Holland *et al.*, 2004).

Los estudios sobre investigación y manejo de especies silvestres, típicamente se han centrado en escalas espaciales locales (Graf *et al.*, 2005), no obstante se reconoce que las especies responden al ambiente a múltiples escalas (Hilden, 1965; Hutto, 1985). Es de esperarse entonces, que las relaciones especies-hábitat varían en función de la escala que se

estudia (Kotliar & Wiens, 1990; Fielding & Haworth, 1995; Bohning-Gaese, 1997), debido a que los factores que emergen a distintas escalas, son generalmente diferentes (Fuller, 1994).

Los estudios que abordan problemas a una sola escala tienen ventajas y desventajas propias. Por ejemplo, estudios a gran escala han sido importantes para detectar cambios graduales, a través del tiempo y sobre extensas áreas geográficas, sobre algunos parámetros poblacionales de aves (principalmente secundarios). No obstante, este enfoque resulta limitado cuando se necesita determinar los cambios poblacionales a niveles locales, antes de que las poblaciones experimenten cambios mayores a lo largo de su área de distribución. Por último, los resultados obtenidos de muchos estudios a escalas amplias se discuten en función de correlaciones que no explican las causas de los cambios identificados. Sin embargo, a pesar de que los estudios locales son necesarios para detectar niveles de cambio en las poblaciones de aves, así como también sus causas, resulta complejo y probablemente inconveniente extrapolar tales resultados a otras escalas (Temple & Wiens, 1989).

Existen numerosos ejemplos de trabajos que han aplicado un enfoque de escalas múltiples no solamente al estudio de las asociaciones especies-hábitats (Gutzwiller & Anderson 1987; Morris 1987; Carroll *et al.*, 1999; Jorgensen & Demarais, 1999; Fuhlendorf *et al.*, 2002; Lawler & Edwards, 2002; Zabel *et al.*, 2003; Fischer *et al.*, 2004), sino también al estudio de las respuestas de las especies a cambios ambientales (Bissonette, 1997; Cushman & McGarigal, 2004). Para especies de aves, ha sido ya documentada su dependencia por atributos del hábitat asociados a distintas escalas (McGarigal & McComb, 1995; Mazeroll & Villard, 1999; Saab, 1999; Illera, 2001; Lee *et al.*, 2002; Grand & Cushman, 2003).

El bosque tropical caducifolio y su avifauna

En México, el bosque tropical caducifolio (BTC) alberga a una porción significativa de la riqueza de aves del país (Escalante *et al.*, 1993). Este tipo de vegetación se distribuye de manera muy importante, a lo largo de la vertiente occidental de México (desde el sur de Sonora y suroeste de Chihuahua hasta Chiapas) (Rzedowski, 1978). En términos avifaunísticos, son notorios los niveles de endemismo y riqueza del BTC a lo largo del área

de distribución mencionada, ya que el 18 % de las aves ahí registradas se reconocen como endémicas, en tanto que su riqueza es incluso comparable con la del bosque tropical subcaducifolio y perennifolio (Escalante *et al.*, 1993).

El BTC presenta serias amenazas para su conservación. De acuerdo con Trejo & Dirzo (2000) solo el 27 % del área que cubría originalmente al país, se encuentra en un buen estado de conservación. No obstante esta problemática, existen pocas áreas naturales protegidas destinadas a la conservación de estos ecosistemas (Arizmendi *et al.*, 2000). La Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala (RBChC), localizada en la costa sur del estado de Jalisco, es una de las pocas reservas en Mesoamérica que efectivamente protege fragmentos de dicho ecosistemas (Hartshorn, 1988). La poligonal de la RBChC fue identificada a su vez como Área Importante para la Conservación de las Aves (AICA; CIPAMEX, 1999), debido a que fue reconocida como un centro importante de riqueza y endemismo de aves.

Arizmendi *et al.* (1990) describen la avifauna de la región de Chamela de la siguiente manera: Se han registrado 270 especies de aves, distribuidas en 189 géneros, 51 familias y 21 órdenes, las cuales representan el 51.6 % de las especies de aves registradas en el estado de Jalisco. De las 270 especies mencionadas, 23 son endémicas de México, siendo 20 de éstas restringidas al BTC del occidente de México. Comparada con otras áreas geográficas localizadas al interior del país y en donde se distribuye el BTC (e.g. Sierra de Huautla y Cañón de Lobos en Morelos; Cañón del Zopilote en Guerrero), la región de Chamela contiene una mayor riqueza de aves, debido principalmente a su cercanía con los sistemas acuáticos y subacuáticos (Arizmendi *et al.*, 2002).

Es importante mencionar que el endemismo que alberga la RBChC, no solo incluye a las aves (Peaterson & Navarro, 2000), sino también a otros grupos como plantas (Trejo & Dirzo, 2002), mariposas (Llorente-Bousquets & Luis-Martínez, 1993), reptiles y anfibios (Flores-Villela, 1993) y mamíferos (Ceballos *et al.*, 1998). La importancia biológica del BTC y sus amenazas tanto en México como en Mesoamérica han sido reiteradamente establecidas (e.g. Murphy & Lugo, 1986; Janzen, 1988). Ceballos *et al.* (1994) reportan que de las 429 especies de vertebrados registrados en la RBChC, 81 son endémicos, de los cuales 72 se encuentran amenazados. Este último número podría aumentar si persisten las

prácticas de deforestación y si no se toman medidas adecuadas para contrarrestar sus efectos (Davis *et al.*, 1997).

En el caso específico de la región de Chamela, el estado de conservación que guarda el BTC es contrastante: Por una parte, la RBChC ha mantenido en buen estado de conservación las masas forestales presentes al interior de su poligonal (aprox. 13,000 ha), sin embargo, las prácticas agrícolas y ganaderas, en conjunto con el alto potencial turístico de la zona, están provocando presiones con distintos grados de transformación y/o perturbación de las áreas localizadas en las inmediaciones a la RBChC.

En la región donde se localiza la RBChC, existe un complejo mosaico de tipos de vegetación, el cual incluye además del BTC, a la selva mediana subperennifolia, vegetación riparia, manglar y matorral espinoso (Duran *et al.*, 2002), así como usos de suelo tales como el turístico y agropecuario. La complejidad de tal mosaico se acentúa al incluir los distintos estados de conservación de la vegetación.

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Un gran número de trabajos sobre predicción de distribuciones de especies se han orientado a la proposición de modelos de distribuciones potenciales, asociados al modelado del nicho fundamental de las especies; dichos modelos de distribución se han generado principalmente en función de variables climáticas y topográficas. Por otra parte, en el proceso de generar hipótesis sobre las distribuciones reales de las especies, se tiende a utilizar información documental, muchas veces incompleta, sobre los tipos de hábitats considerados como óptimos para la especie. Una tercera opción consiste en realizar inventarios actualizados sobre la distribución real de las especies dentro de áreas determinadas, lo cual requiere la utilización de recursos significativos.

La relativamente escasa disponibilidad de información y su característica generalidad, respecto las preferencias de hábitats de las especies, nos obliga a asumir asociaciones simplificadas en las relaciones especies-hábitats. En contraste, existen evidencias sobre las asociaciones que tienen especies de aves con múltiples tipos de hábitats, incluidos aquellos que observan diferentes niveles de perturbación. Por ejemplo, estudios sobre las preferencias de hábitats de especies de aves del BTC en la región de Chamela, han revelado que algunas de estas especies pueden tomar ventaja de ambientes perturbados, siempre y cuando no se rebasen ciertos niveles de calidad del hábitat principal, indispensable para el éxito de las especies (Hutto, 1989).

Considerando que el mosaico de hábitats de la región de Chamela está compuesto no solamente por las formaciones vegetales originales, tales como los bosques tropicales caducifolios y subcaducifolios, sino también y de manera muy importante por usos del suelo como pastizales introducidos, cultivos temporales y permanentes, así como áreas con vegetación secundaria derivada principalmente de selva baja caducifolia, este trabajo busca aportar información actualizada sobre las preferencias de hábitats por parte de especies de aves características del BTC, las cuales son de hecho endémicas a dicha formación vegetal. Parte central del este trabajo es determinar como la composición del paisaje influye en la distribución de las especies de estudio, las cuáles, a pesar de ser endémicas, parecen tener niveles diferenciales de plasticidad ecológica hacia el BTC bajo diferentes estados de conservación.

Para lo anterior y dados los efectos de la escala en la determinación de las asociaciones especies-hábitats, esta investigación aplica un enfoque de escalas múltiples para el análisis espacial de las asociaciones de hábitat de algunas especies de aves endémicas, distribuidas dentro del BTC. La incorporación del factor escala, la descripción del arreglo de espacio del paisaje y la identificación de las variables que mejor explican las asociaciones de hábitat para algunas especies endémicas de aves, nos dará la pauta para relacionar información relevante de asociaciones de hábitat con la generación de modelos de distribución actual de las especies a escala geográfica-regional. El objetivo último de este trabajo es incorporar la información específica a múltiples escalas sobre las preferencias de hábitat de especies de aves endémicas, en la formulación de modelos de su distribución actual en el BTC del occidente de México. En este trabajo hacemos uso del término distribución actual en función de la sincronía temporal entre los datos de vegetación utilizados y los registros de presencia de las especies utilizados para generar los modelos de distribución. Por lo que las relaciones identificadas estarían reflejando las asociaciones especie-hábitat, en función de las características estructurales existentes al momento de realizar el muestreo de aves. Los modelos así obtenidos constituyen un esfuerzo por incluir el factor escala en las técnicas de modelado de nicho ecológico, de tal forma que se esté en la posibilidad de generar modelos que se aproximen en la medida de lo posible a las áreas de distribución reales de las especies.

OBJETIVOS

General

Generar modelos sobre la distribución actual de especies de aves endémicas asociadas al bosque tropical caducifolio del occidente de México, incorporando información sobre sus preferencias de hábitat y aplicando un enfoque de escalas múltiples.

Específicos

1. Determinar las asociaciones de hábitat de algunas especies de aves endémicas al bosque tropical caducifolio en el occidente de México, las cuales muestran niveles diferenciales de especificidad (i.e. generalistas vs especialista).

2. Identificar las escalas a las cuales algunas especies de aves endémicas, establecen sus asociaciones de hábitat con mayor significancia.

3. Identificar elementos estructurales del paisaje que por su importancia puedan ser considerados como variables de predicción importantes en la generación de modelos de la distribución actual de algunas aves endémicas.

ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio se localiza en las costas sur del estado de Jalisco, dentro del Municipio de la Huerta. Dicha área corresponde a la zona de influencia de la RBChC (Figura 1). Los límites del área son: al norte, el Río San Nicolás; al sur, el Arroyo Purificación; al oeste, el océano Pacífico; y al este, la zona de transición entre la selva baja y los encinares. Esto último con base en la información contenida en la Carta de Vegetación y Uso de Suelo INEGI, Serie III (INEGI, 2005). En la Figura 1 se muestra además la ubicación de los puntos de conteo de aves realizados (ver la sección métodos).

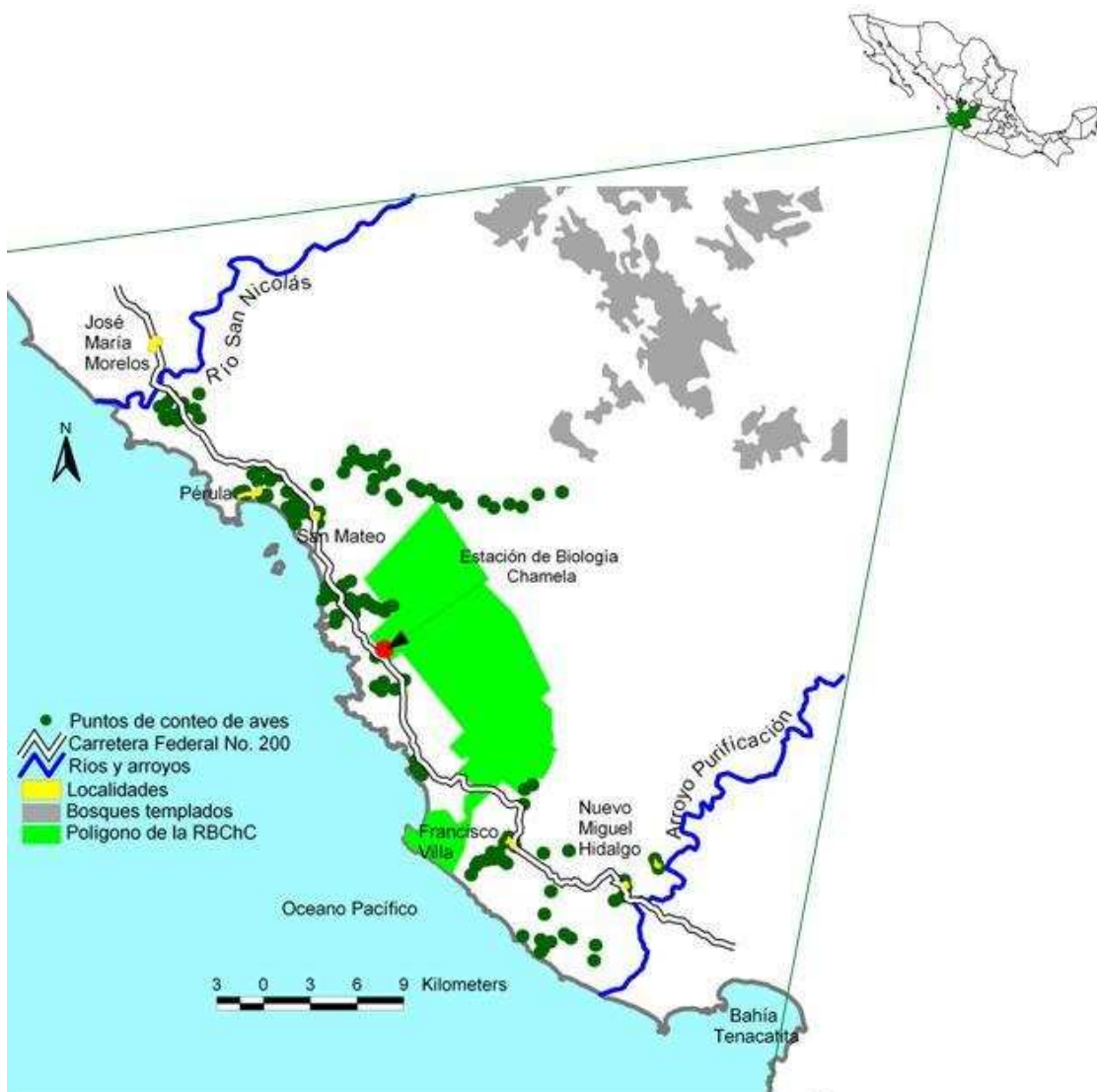


Figura 1. Área de estudio y ubicación de los puntos de conteo realizados.

Clima

De acuerdo con García (1988), el clima de la zona de estudio se clasifica como cálido sub-húmedo. El régimen de precipitación es altamente estacional, concentrándose en 5 meses del año (junio-octubre). La precipitación promedio anual es de 752 mm con una gran variación interanual que va desde los 453 mm en 1985 a 1,393 mm en 1992. La temperatura media anual en la región es de 24.6 °C, con temperaturas máximas y mínimas promedio de 30 °C y 19.5 °C, respectivamente. Los valores máximos de temperatura se presentan durante los meses de junio y septiembre.

Vegetación y usos de suelos

A continuación se describen cada uno de los tipos de vegetación y usos de suelos presentes en la región de Chamela. Las descripciones están basadas en Durán *et al.* (2002) y en la Carta de Vegetación y Usos del Suelo Serie III (INEGI, 2005).

Selva baja caducifolia. Este es el tipo de vegetación que domina en la región de Chamela. Se caracteriza por la pérdida de las hojas de la mayoría de los árboles al término de la época de lluvias. En general las alturas de los árboles varían entre 5 y 10 m. La mayor parte de los árboles tienen troncos delgados (DAP>10 cm). Los troncos son poco ramificados, en la base sus contrafuertes son pequeños y escasos, o no existen. Los bejucos y las epífitas son abundantes y diversos (Lott & Atkinson, 2002). Además de las cactáceas, existen pocos árboles y arbustos espinosos. Las familias con más especies arbóreas son Leguminosae y Euphorbiaceae. Las formas arbustivas (e.g. *Achatocarpus gracilis*, *Bromelia palmeri*, *Croton roxanae*) no son mayores a 4 o 5 m de altura. Por su parte, las plantas herbáceas (e.g. *Euphorbia humayensis*, *Phyllanthus hexadactylus* y *P. standleyi*.) son evidentes durante la temporada de lluvias. En las laderas destacan especies que toleran condiciones más secas (e.g. *Agave angustifolia*, *A. colimana*, *Amphipterygium adstringens*, entre otras).

Selva mediana subperennifolia. Se ubica en valles amplios asociados a ríos y arroyos principales. Este tipo de vegetación también es designada como vegetación de arroyo; en contraste con la selva baja, la selva mediana presenta follaje más oscuro y mantiene parcialmente las hojas durante la época seca. Abundan árboles de tallo grueso (DAP>30 cm). El dosel mide alrededor de 20 m de altura, aunque algunos árboles llegan a

alcanzar los 30 m. Las especies arbóreas características de este tipo de vegetación son: *Astronium graveolens*, *Brosimum alicastrum*, *Bursera arborea*, *Coccoloba babadensis*, *Ficus insipida*, *Sideroxylon camiri*, *Tabebuia rosea*, entre otras (Lott, 1993). En el sotobosque, los árboles y arbustos miden menos de 4 o 5 m de altura. El estrato herbáceo es en general escaso.

Matorral espinoso. Ceballos y Miranda (1986) ubican la presencia de este tipo de vegetación en sitios cercanos a la costa y en las desembocaduras de los ríos. Se cree que este tipo de vegetación podría corresponder a una fase secundaria de la selva baja, debido a la abundancia de especies típicas de lugares perturbados (Ceballos & Miranda, 1986; Lott, 1993). Las especies que dominan son arbustos espinosos caducifolios como *Acacia cochliacantha*, *A. farnesiana*, *A. pennatula*, *Mimosa acantholoba*, *M. arenosa*, entre otras.

Vegetación riparia. Se presenta en los lechos de los arroyos y ríos principales. Las especies arbóreas más comunes en este tipo de vegetación son *Astianthus viminalis*, *Enterolobium cyclocarpum*, *Ficus* spp. y *Salix gooddingii*. Se reconocen algunas especies de lianas como *Celtis iguanaza*, *Combretum laxum*, entre otras. Son característicos también una gran variedad de arbustos y herbáceas que florecen prácticamente todo el año; esto debido a la humedad disponible en los bancos de arena.

Manglares. Se desarrollan cerca de la costa, en las lagunas costeras y en las desembocaduras de los ríos. Las principales especies características de estos lugares son, *Avicennia germinans*, *Conocarpus erecta*, *Rhizophora mangle* y *Laguncularia racemosae*.

Zonas agropecuarias. De manera particular las zonas agrícolas se localizan principalmente en las planicies aluviales de los arroyos de la región. Los tipos de agricultura que se practican son: agricultura de temporal con cultivos permanentes, agricultura de temporal con cultivos anuales y agricultura de riego. Por su parte, los usos pecuarios se encuentran establecidos principalmente en las zonas de lomeríos.

Zonas urbanas. Corresponden a los centros poblacionales existentes en la región, entre los que destacan por sus tamaños poblacionales y fácil acceso, Emiliano Zapata, Francisco Villa, San Mateo, Miguel Hidalgo Nuevo y Miguel Hidalgo Viejo. En la parte central de la región de estudio se localizan otros centros urbanos de menor tamaño y los cuales tienen como vías de acceso caminos de terracería; dichos centros poblacionales corresponden son: Juan Gil, Santa Cruz, Ranchitos, El Palmar, Nacastillo, entre otros.

ESPECIES DE ESTUDIO

En este trabajo se desarrolla un análisis multi-escalar sobre las preferencias de hábitats para un grupo de 10 especies de aves endémicas de México, fuertemente asociadas al BTC (ver Cuadro 1). Estas especies fueron seleccionadas debido a sus diferentes preferencias específicas de hábitats, relacionadas no solo con el BTC conservado, sino con diferentes estados sucesionales del mismo y otros tipos de vegetación y usos del suelo (ver Cuadro 1). La información existente sobre las asociaciones entre especies y tipos de hábitat, está sustentada en la información documental, comunicación de expertos, así como en nuestros estudios prospectivos.

Cuadro 1. Preferencias de hábitat documentadas para las especies de estudio (Basado en Stotz, *et al.*, 1996; Howell & Webb, 1995; AOU, 1993).

Especie	Preferencias de hábitat
<i>Granatellus venustus</i>	Selva mediana perennifolia y subperennifolia, selva baja caducifolia y subperennifolia, matorral subtropical, selva baja espinosa.
<i>Passerina leclancherii</i>	Selva mediana perennifolia y subperennifolia, selva baja caducifolia y subperennifolia, matorral subtropical, selva baja espinosa., bordes y zonas abiertas, a lo largo de los caminos, en pares o pequeños grupos.
<i>Thryothorus felix</i>	Selva mediana perennifolia y subperennifolia, selva baja caducifolia y subperennifolia, matorral subtropical, selva baja espinosa, bordes, selvas secundarias, plantaciones.
<i>Thryothorus sinaloa</i>	Selva mediana perennifolia y subperennifolia, selva baja caducifolia y subperennifolia, matorral subtropical, selva baja espinosa, manglar, vegetación de galería, bordes, bosques secundarios, plantaciones
<i>Trogon citreolus</i>	Selva mediana perennifolia y subperennifolia, selva baja caducifolia y subperennifolia, matorral subtropical, selva baja espinosa, plantaciones, manglares. Anida en termiteros.
<i>Melanerpes chrysogenys</i>	Selva mediana perennifolia y subperennifolia, selva baja caducifolia y subperennifolia, matorral subtropical, selva baja espinosa, vegetación de galería, bordes, plantaciones, áreas abiertas con árboles dispersos, parches de selvas
<i>Cacicus melanicterus</i>	Selva mediana perennifolia y subperennifolia, selva

Especie	Preferencias de hábitat
	baja caducifolia y subperennifolia, matorral subtropical, selva baja espinosa y bordes, plantaciones, zona abiertas con árboles dispersos.
<i>Cyanocorax sanblasianus</i>	Selva mediana perennifolia y subperennifolia, selva baja caducifolia y subperennifolia, manglar, plantaciones
<i>Deltarhynchus flammulatus</i>	Selva mediana perennifolia y subperennifolia, selva baja caducifolia y subperennifolia, matorral subtropical, selva baja espinosa.
<i>Ortalis poliocephala</i>	Selva mediana perennifolia y subperennifolia, selva baja caducifolia y subperennifolia, matorral subtropical, selva baja espinosa, bordes de selvas.

MÉTODOS

Análisis puntual de las asociaciones de hábitat.

Para determinar las asociaciones especie-hábitat para cada especie en estudio, aplicamos un esquema de muestreo estratificado con sitios al azar. Mediante el uso de la información contenida en el Inventario Nacional Forestal 2000 (SEMARNAT, 2000) cada tipo de vegetación y uso del suelo (hábitat potencial) en la región de Chamela fue identificado como un estrato. En total se definieron 10 estratos de muestreo: (1) selva mediana caducifolia y subcaducifolia, (2) selva mediana caducifolia y subcaducifolia con vegetación secundaria, (3) selva baja caducifolia, (4) selva baja caducifolia con vegetación secundaria, (5) pastizales cultivados e introducidos, (6) manglar, (7) agricultura de temporal con cultivos permanentes, (8) agricultura de temporal con cultivos anuales, (9) agricultura de riego y (10) asentamientos humanos. Dada la dificultad de identificar en campo áreas correspondientes a la selva mediana caducifolia con vegetación secundaria, dicho estrato fue excluido del muestreo, así como la agricultura de riego. Finalmente, el muestreo fue restringido a 8 estratos. Tomando en cuenta la clasificación de los diferentes tipos de vegetación descritos para la región de estudio en Durán *et al.*, 2002, en adelante la selva mediana caducifolia y subcaducifolia, será referida como selva mediana subperennifolia, mientras que los pastizales cultivados e introducidos serán identificados como ‘uso pecuario’.

La localización de los sitios de muestreo fue realizada a partir de la intersección de los estratos de tipos de hábitat con los caminos no pavimentados y veredas existentes en la zona de influencia de la RBChC. Para lo anterior, generamos puntos al azar, separados al menos 500 m, para garantizar así la independencia entre puntos (Ralph *et al.*, 1996). Finalmente, mediante la utilización de un sistema de información geográfica y la aplicación de criterios de decisión en campo (facilidad de acceso al sitio, correspondencia con el tipo de vegetación, entre otros), seleccionamos al azar sub-juegos de sitios de muestreo en cada estrato.

El muestreo para determinar la presencia y abundancia de las especies objeto de estudio sobre cada uno de los estratos de muestreo, se llevó a cabo aplicando el método ‘puntos de conteo’ propuesto por Hutto *et al.* (1986) y Hutto (1989). Esta técnica consiste

en registrar las especies de interés (observadas y/o escuchadas) dentro de un radio de 25 m por un periodo de 10 minutos. Los muestreos comenzaron 15 minutos después de la salida del sol y terminaron 3 horas después, aprovechando que las aves tienen en ese periodo su mayor pico de actividad durante el día. Cada uno de los puntos de conteo fue georeferenciado en coordenadas UTM (Zona 13 Norte, datum WGS84).

Las asociaciones del hábitat de las especies de estudio (a nivel de punto de conteo), fueron analizadas mediante el cálculo del índice de diversidad Shannon ($H \log_{10}$). Dicho índice se calculó con el software BioDiversity Professional v.2 (McAleece et al., 1997), el cual fue utilizado además para determinar, mediante un análisis de Chi-cuadrada (X^2), el tipo de distribución (agregada o al azar) de los registros de presencia de las especies de estudio.

Análisis multi-escalar de las asociaciones de hábitat

Para determinar los efectos de la escala sobre las relaciones de las especies de estudio con los tipos de hábitat, calculamos las configuraciones espaciales de los paisajes, a distintas escalas, mediante la obtención de métricos sobre la estructura y composición del paisaje (e.g. áreas de los diferentes tipos de vegetación y usos de suelo) así como los índices de vegetación obtenidos de imágenes de satélite, los cuales proporcionarán estimados de la cantidad de biomasa vegetal verde sobre el terreno. En el siguiente cuadro se presentan las escalas que fueron abordadas en el presente estudio.

Cuadro 2. Escalas de análisis utilizadas para estudiar las preferencias de hábitat de las especies de estudio.

Escala	Superficie	Tamaño (píxeles de 20x20 m)
Microhábitat	60 x 60 m (0.2 ha)	3 x 3
Local	100 x 100 m (1 ha)	5 x 5
	180 x 180 m (3 ha)	9 x 9
Intermedias	260 x 260 m (6 ha)	13 x 13
	340 x 340 m (12 ha)	17 x 17
Ámbito hogareño	500 x 500 m (25 ha)	25 x 25
	600 x 600 m (36 ha)	30 x 30
	680 x 680 m (43 has)	34 x 34
	740 x 740 m (56 ha)	37 x 37

Mediante la variación en las escalas de análisis, esperamos identificar aquellas escalas en las que están operando más significativamente los elementos de la configuración espacial del hábitat (en términos de fragmentación, tipos de vegetación y uso de suelo), con respecto a la presencia de las especies de estudio. Por su parte, las variables del paisaje seleccionadas, corresponden a métricos estructurales (McGarigal *et al.*, 2002) y serán cuantificadas para cada una de las escalas definidas (ver Cuadro 2). Los métricos del paisaje aplicados en este trabajo son los siguientes:

1. Riqueza de fragmentos (PR). Número de diferentes tipos de fragmentos, definidos por el tipo de vegetación o uso del suelo; este métrico es una medida simple de la composición del paisaje.
2. Índice de diversidad de hábitats Shanon (SHDI). Este índice es una adaptación del índice de diversidad de Shanon aplicado en ecología de comunidades. En este caso se utiliza para cuantificar la diversidad de hábitats en un paisaje determinado. Este métrico toma valores ≥ 0 ; un valor de 0 indicará ausencia de diversidad de hábitats (solo un tipo de vegetación o uso de suelo en el paisaje). El valor de este métrico incrementará conforme aumente el número de parches distintos y la proporción de estos en el paisaje tienda a ser equitativa.

$$SHDI = -\sum_{i=1}^m (P_i * \ln P_i)$$

P_i = proporción del paisaje ocupado por el tipo de fragmento i

3. Índice de Agregación (AI). Es una medida de la adyacencia de los parches dentro del paisaje. A mayor adyacencia, mayor número de parches contiguos, en este caso el valor del índice de agregación tenderá tener un valor de 100. Este métrico fue calculado para cada una de las clases individuales (e.g. selva baja caducifolia (SBC), SBC secundaria, Selva mediana subperennifolia, entre otras), así como para el paisaje como un todo.

$$AI = \left[\sum_{i=1}^m \left(\frac{g_{ii}}{\max \rightarrow g_{ii}} \right) P_i \right] (100)$$

g_{ii} = número de adyacencias entre píxeles de un tipo de fragmento i .
 $\max \rightarrow g_{ii}$ = número máximo de adyacencias entre píxeles de un tipo de fragmento i
 P_i = Proporción del paisaje que comprende el fragmento de tipo i .

4. Índice del fragmento más grande (LPI). Este métrico es un estimación del grado de fragmentación del paisaje de interés. Este métrico fue calculado para cada una de las clases individuales (e.g. selva baja caducifolia (SBC), SBC secundaria, Selva mediana subperennifolia, entre otras), así como para el paisaje como un todo..

$$LPI = \frac{\max(a_{ij})}{A} (100)$$

a_{ij} = área (m^2) del fragmento ij
 A = Área total del paisaje (m^2)

5. Índice de Vegetación (NDVI; Normalized Difference Vegetation Index). A partir de este índice es posible estimar la cantidad y temporalidad en el desarrollo de la vegetación. Este índice se calcula con base en la medición de la intensidad de la radiación de las bandas del espectro electromagnético que la vegetación refleja: roja (0.61 – 0.68 μm) y cercano infrarrojo (0.78 – 0.89 μm). La fórmula para calcular dicho índice es la siguiente:

$$NDVI = \frac{NIR - R}{NIR + R}$$

NIR = Infrarrojo cercano (respuesta espectral)
R = Rojo (respuesta espectral)

Los índices de vegetación fueron calculados a partir del procesamiento de la imagen de satélite SPOT de fecha 17 de junio de 2008, la cual fue proporcionada por el programa ERMEXS (Estación de Recepción México de la constelación Spot) de la Secretaría de Marina. La fecha de la imagen corresponde al periodo del año en el que se llevó a cabo el muestreo de las aves (mayo-junio 2008). Los valores de índice de vegetación correspondientes a cada escala, se obtuvieron mediante el cálculo de la media y desviación estándar dentro de un esquema de análisis de vecindario, utilizando el sistema de información geográfica ArcView 3.2 (ESRI, 1999). Con el mismo esquema de variar el

tamaño del vecindario alrededor de cada sitio de muestreo, se determinaron los tipos de vegetación y usos del suelo asociados más frecuentes o dominantes.

El cálculo de los métricos de estructura del hábitat (PR, SHDI, AI, y LPI) se llevó a cabo mediante la utilización del programa Fragstats v. 3.3 (McGarigal *et al.*, 2002), específicamente del módulo del análisis conocido como ‘*moving window*’, el cual requiere de un mapa categórico de vegetación. En la siguiente sección se describe la manera en la que dichos cálculos fueron generados.

El mapa categórico de los tipos de vegetación y usos del suelo fue procesado mediante la aplicación del procedimiento análisis de vecindario (*neighborhood*), el cual calcula el valor (clase) más frecuente del grupo de píxeles que definen el tamaño del vecindario analizado. Los diferentes tamaños (áreas) de vecindarios corresponden a cada una de las distintas escalas de análisis definidas en el presente estudio (ver Cuadro 2).

Con la finalidad de determinar las variables que a las distintas escalas pudieran ser relevantes para predecir la presencia de las especies de estudio, aplicamos el análisis de regresión logística, mediante la utilización del software SPSS v.13 (SPSS Inc., 1989-2004). El análisis de regresión logística requiere de una variable dependiente de tipo dicotómica (i.e. presencia-ausencia de las especies de aves), así como un juego de variables independientes (ver Cuadro 3), las cuales para nuestro estudio corresponden a los métricos del paisaje calculados para cada fragmento del paisaje (vecindario) (ver Cuadro 2) asociado a la presencia-ausencia de las especies.

Cuadro 3. Variables independientes utilizadas en los análisis de regresión logísticas.

Clave*	Descripción
PR	Riqueza de fragmentos
SHDI	Índice de diversidad de hábitat de Shanon
AI	Índice de agregación calculado a nivel de paisaje
AI_SBC	Índice de agregación de la selva baja caducifolia
AI_SBC2	Índice de agregación de la selva baja caducifolia secundaria
AI_SM	Índice de agregación de la selva mediana subperennifolia
AI_PEC	Índice de agregación de los usos pecuarios
AI_CT	Índice de agregación de los cultivos temporales
AI_CP	Índice de agregación de los cultivos permanentes
AI_ZU	Índice de agregación de las zonas urbanas
LPI	Índice del fragmento más grande calculado a nivel de paisaje
LPI_SBC	Índice del fragmento más grande de la selva baja caducifolia
LPI_SBC2	Índice del fragmento más grande de la selva baja caducifolia secundaria
LPI_SM	Índice del fragmento más grande de la selva mediana subperennifolia
LPI_PEC	Índice del fragmento más grande de los usos pecuarios

LPI_CT	Índice del fragmento más grande de los cultivos temporales
LPI_CP	Índice del fragmento más grande de los cultivos permanentes
LPI_ZU	Índice del fragmento más grande de las zonas urbanas
VEG	Tipos de vegetación
XNDVI	Media del índice de vegetación
SDNDVI	Desviación estándar del índice de vegetación

*Dado que las variables fueron generadas a las distintas escalas de análisis, para su correcta identificación, la clave de cada variable fue antecedida por el tamaño de la escala correspondiente (Tabla 2). Por ejemplo “PR_60” corresponde con la variable “riqueza de fragmentos calculada en un vecindario de 60x60 m).

Mientras que los datos de presencia básicamente correspondieron a las coordenadas UTM de los puntos de conteo en los cuales se registró a cada especie, los datos de ausencias fueron generados al azar como pseudo-ausencias; una muestra de puntos al azar fue extraída de los puntos de conteo en los cuales no se registró la presencia de las especies. El número de registros de pseudo-ausencias, correspondió al mismo número de puntos donde se registró la presencia de cada especie. La generación de la muestra de puntos al azar se llevó a cabo a través de la extensión *Random Point Generator v.1.3* (Jenness, 2005), implementada en ArcView 3.2 (ESRI, 1999). Por su parte, la extracción de los valores de los métricos del paisaje para cada uno de los juegos de puntos de presencia-ausencia, se llevó a cabo mediante la aplicación de la extensión *Get Grid Value* (Davies, 2000) implementada también en ArcView 3.2 (ESRI, 1999).

Con respecto a los tipos de vegetación, determinamos las proporciones de los registros de presencia sobre cada tipo de vegetación para cada una de las escalas. La significancia estadística de las proporciones fue determinada mediante un análisis de Chi-cuadrada (X^2), utilizando la herramienta *Pop Tools versión 3.1* (Hood 2009) como complemento de Microsoft Excel (2007). Los valores observados correspondieron a la proporción de registros sobre cada tipos de vegetación y usos de suelo, en cada una de las escalas, en tanto que los valores esperados correspondieron a una muestra de 150 puntos al azar, extraída esta de un área ubicada sobre un “buffer” de 3 km alrededor del área de distribución de los 147 puntos de conteo de aves muestreados. Una vez generada la muestra de puntos al azar, la determinación de la proporción de puntos de ausencia por tipo de vegetación y uso de suelo, fue normalizada al número de registros de presencia de cada especie.

Mapa actual de vegetación y usos de suelo

El análisis multi-escalar sobre la composición del paisaje, propuesto en este trabajo, requiere la utilización de un mapa actualizado y de alta resolución que refleje en mayor detalle y exactitud, el estado actual de los tipos de vegetación y usos de suelo del área de estudio, en comparación con los datos existentes tales como Inventario Nacional Forestal 2000 o la Carta de Uso del Suelo y Vegetación Serie III del INEGI. Para lo anterior, mediante solicitud a la Secretaría de Marina de México, a través del programa ERMEXS, obtuvimos varias imágenes de satélite de años recientes (2007 y 2008) cuya cobertura geográfica corresponde al área de estudio (región de Chamela).

Las imágenes mencionadas pertenecen a la plataforma SPOT (2 y 4) y son del tipo multi-espectral, con una resolución de 20 m. Las imágenes SPOT 2 consistieron de tres bandas espectrales: verde (0.50 – 0.59 μm), rojo (0.61 – 0.68 μm) y cercano infrarrojo (0.78 – 0.89 μm); por su parte las imágenes SPOT 4 incluyeron además una cuarta banda con un rango espectral de 1.58 – 1.75 μm . Para producir el mapa mencionado, ensamblamos un juego de imágenes multi-temporales, correspondientes a fechas en las que la vegetación exhibe condiciones fenológicas diferenciadas: secas (16 de marzo de 2008), inicio de las lluvias (17 de junio de 2008) y fin de la temporada lluviosa (5 de noviembre de 2007). Las imágenes utilizadas fueron sometidas a procesos de rectificación geométrica, definiendo al UTM (Universal Transverse Mercator) como sistema de coordenadas, zona 13 norte y datum WGS84.

Mediante la agrupación de tres bandas asociadas a cada imagen (verde, rojo y cercano infrarrojo) dentro de una nueva imagen compuesta (9 bandas), diferenciamos las respuestas espectrales de los distintos tipos de vegetación y usos de suelo a lo largo del año. El procesamiento de dichas imágenes consistió en aplicar una clasificación supervisada de las imágenes, mediante la obtención en el terreno de muestras de calibración sobre los tipos de vegetación y usos del suelo característicos de la región. En total obtuvimos 583 sitios geo-referenciados, representativos del mosaico de tipos de vegetación y usos del suelo y distribuidos a lo largo del área de estudio (Figura 1). Los sitios de muestreo utilizados para la clase ‘bosques templados’, fueron obtenidos del mapa digital INEGI Serie III (INEGI, 2005), dado el difícil acceso a dichas áreas, y partiendo de la consideración de que dicha clase no fue incluida en los análisis del presente. Del total de sitios obtenidos para cada

clase identificada en campo, separamos al azar un subconjunto equivalente al 30 %, con el objetivo de producir una muestra independiente de puntos, utilizados para determinar los niveles de exactitud de la clasificación resultante (Cuadro 4).

Cuadro 4. Sitios de muestreo por clase identificada en el terreno, utilizados para realizar la calibración de la clasificación supervisada y su validación.

Clase	Sitios de Muestreo		
	Calibración	Validación	Total
Selva baja caducifolia	103	44	147
Selva baja caducifolia secundaria	70	30	100
Uso pecuario (pastizales introducidos)	70	30	100
Cultivos temporales (temporal y riego)	33	14	47
Manglar	28	12	40
Cultivos permanentes	35	15	50
Selva mediana subperennifolia	28	12	40
Bosques templados (encino y pino-encino)	30	13	43
Zonas urbanas	42	18	60
Total	439	188	626

Con el objetivo de generar los archivos de firmas espectrales, utilizadas para correr el algoritmo de clasificación, trazamos áreas variables de 360 m² (3x3 pixeles) a 1 ha (5x5 pixeles) alrededor de cada sitio de muestreo, para de esta manera extraer las respuestas espectrales promedio de cada una de las nueve bandas de la imagen compuesta SPOT. Una vez que obtuvimos las firmas espectrales para cada clase, procedimos a limpiar estos juegos de datos con el objetivo de obtener firmas espectrales consistentes y distintivas a cada tipo de vegetación y usos del suelo. La clasificación supervisada se generó aplicando la regla paramétrica conocida como '*maximun likelihood*'. El software utilizado para el procesamiento y análisis de las imágenes de satélite fue Erdas-Imagine versión 8.5 (Erdas Inc., 2001).

Una vez obtenida la clasificación, ésta fue convertida a formato de ArcGrid para generalizar el mapa definiendo un área de 9 pixeles como la unidad más pequeña del mapa (dado que esa fue la unidad básica de muestreo para la obtención de las firmas espectrales). El procedimiento anterior se llevó a cabo mediante la utilización de la extensión *Grid Generalization* implementada en ArcView 3.2 (ESRI, 1999).

Finalmente, determinamos la exactitud de la clasificación resultante mediante la aplicación del estadístico Kappa de Cohen (Congalton & Green, 1999), implementada en la extensión *Kappa Analysis* (Jenness & Wynne, 2004) asociada al software ArcView 3.2 (ESRI, 1999). El estadístico Kappa, además de producir un índice de exactitud general para la clasificación, cuantifica las exactitudes del usuario y del productor, asociadas a las estimaciones de los errores de comisión y omisión, respectivamente, para cada clase individual. La exactitud del productor (probabilidad de que un píxel sobre el terreno, haya sido clasificado correctamente en la imagen) se calcula dividiendo el número de total de píxeles clasificados correctamente de cada clase entre el número total de píxeles para la clase correspondiente. Por otro lado la exactitud del usuario se relaciona a la probabilidad de que un píxel clasificado de una imagen, corresponda sobre el terreno a esa clase.

RESULTADOS

1. Mapa de vegetación

El procesamiento y análisis de imágenes de satélite de años recientes (2007 y 2008) nos permitió producir un mapa que refleja la configuración espacial actual del mosaico que conforman los distintos tipos de vegetación y usos de suelo existentes en la región de Chamela: (1) selva baja caducifolia (SBC), (2) selva baja caducifolia secundaria (SBC_sec), (3) selva mediana subperennifolia (SMS), (4) manglares (M), (5) bosques templados (BT), (6) agricultura de cultivos anuales (temporal y de riego) (CA), (7) agricultura de cultivos permanentes (CT), (8) usos pecuarios (Pec), (9) zonas urbanas (ZU) y (10) cuerpos de agua (ver Figura 2).

Durante la realización de la clasificación supervisada y como parte del proceso de identificación y limpieza de las firmas espectrales características de los diferentes tipos de vegetación y usos del suelo, se hizo evidente que las distintas prácticas de manejo, así como la heterogeneidad intrínseca de los tipos de vegetación de la zona, redundaron en la obtención de más de una firma espectral para algunos tipos de vegetación y uso de suelo (ver Figura 3). Así, una vez obtenida la clasificación, las distintas versiones de una misma clase fueron agrupadas dentro de una clase general (ver Figura 3).

Los cuerpos de agua fueron clasificados mediante un análisis no supervisado de la

imagen de satélite SPOT de fecha 5 de noviembre de 2007; esta imagen refleja la mayor cobertura espacial de los cuerpos de agua, debido a que la temporada de lluvias los hace aparecer más evidentes. Una vez obtenidas las áreas ocupadas por los cuerpos de agua, éstas fueron eliminadas de la imagen compuesta de 9 bandas, con el objeto de excluir dichas áreas del análisis de clasificación supervisado.

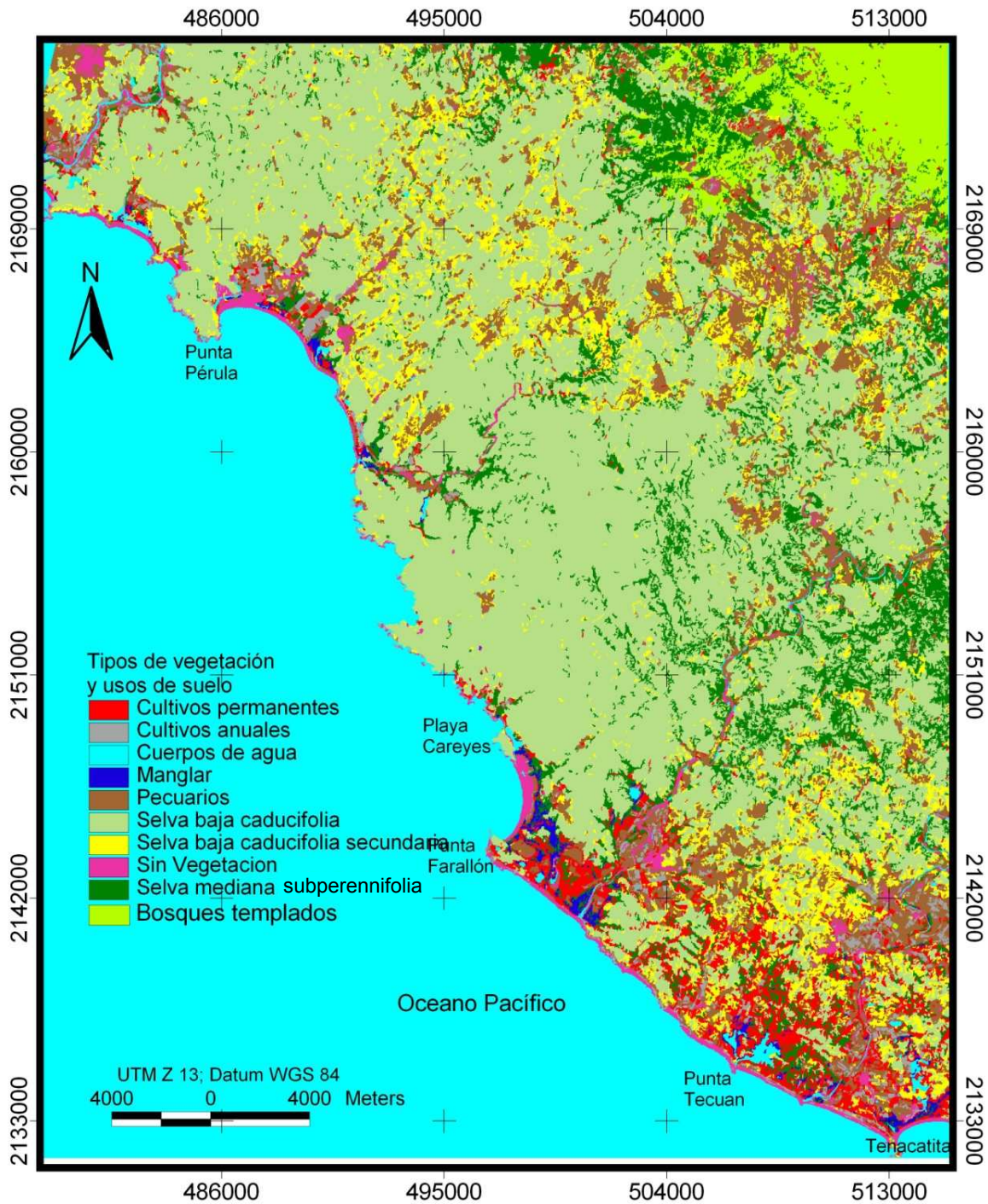


Figura 2. Mapa de tipos de vegetación y usos del suelo para la Región de Chamela, obtenido de la clasificación supervisada de tres imágenes de satélite SPOT de los años 2007 y 2008.

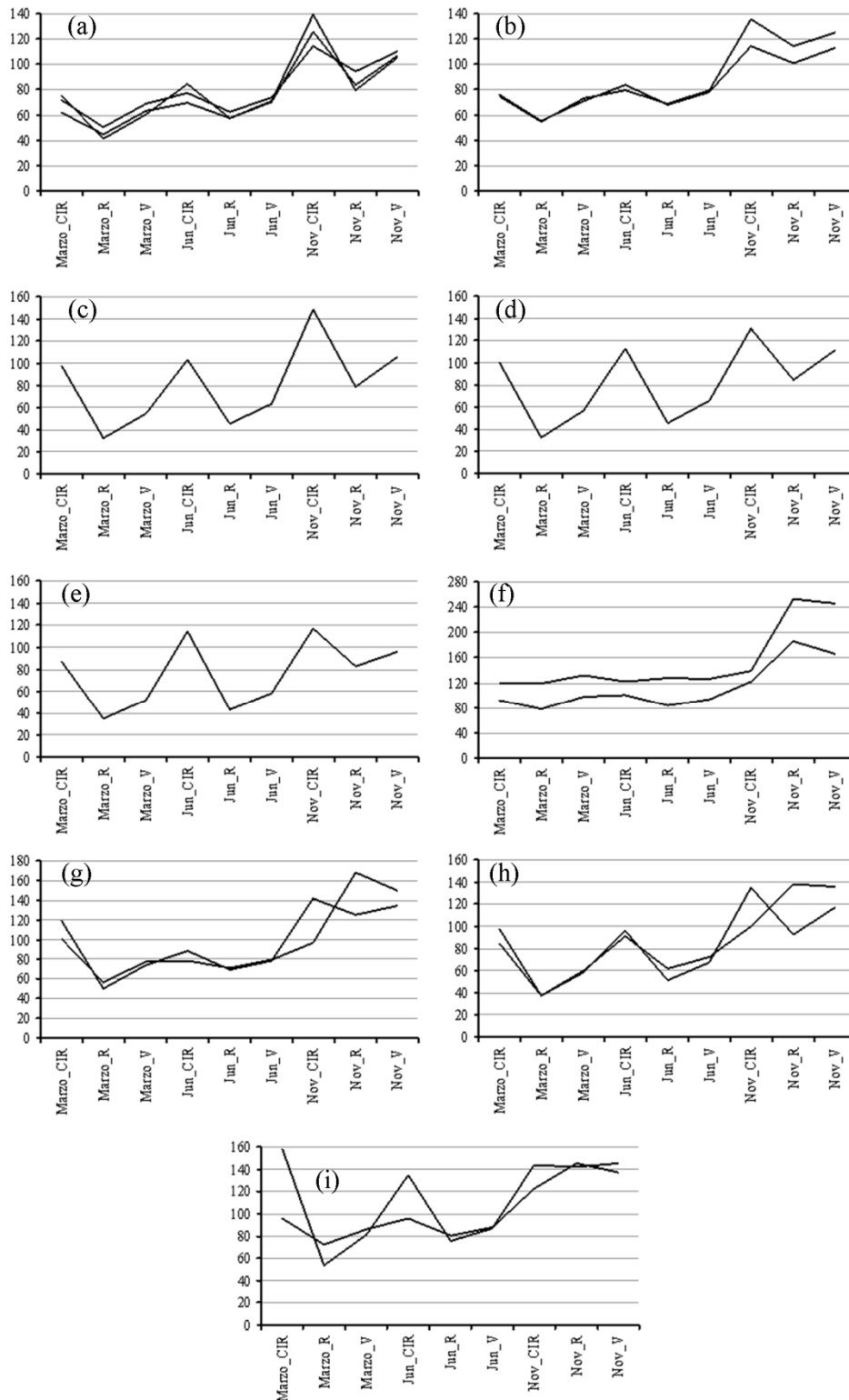


Figura 3. Comportamiento espectral de los distintos tipos de vegetación y usos de suelo: (a) selva baja caducifolia, (b) selva baja caducifolia secundaria, (c) selva mediana subperennifolia, (d) manglar, (e) bosques templados, (f) áreas desprovistas de vegetación, (g) cultivos temporales, (h) cultivos permanentes, (i) pecuarios). El periodo comprendido

incluye tres temporadas del año; Marzo= secas, Junio= inicio de lluvias y Noviembre= fin de la temporada lluviosa. Las diferentes bandas en el espectro electromagnético están identificadas como CIR=cercano infrarrojo, R=Rojo y V=Verde.

El análisis de validación del mapa de vegetación estimó una exactitud global del 81.9 % (Kappa= 0.78; Z= 24.05; p <0.0001); es decir, de los 188 puntos utilizados en el análisis de validación, 154 fueron clasificados correctamente. Lo anterior resulta en un error global de omisión de 18.1 % (error asociado a la exactitud del productor, que es definida como la probabilidad de que un sitio de referencia sea correctamente clasificado), mientras que el error global de comisión para la clasificación fue de 2.2 % (error asociado a la exactitud del usuario, la cual es definida como la probabilidad de que un pixel en un mapa represente una categoría sobre el terreno).

Al analizar los estadísticos de exactitud por cada clase (tipo de vegetación y/o uso de suelo) encontramos que algunas clases individuales presentan valores de exactitud por encima del valor de exactitud global, correspondiente a la clasificación que incluye todos los tipos de vegetación y usos de suelo (ver Cuadro 5). Las clases con los rangos de exactitud (del productor) más altos (90-100 %) fueron los bosques templados, asentamientos humanos y la SBC. Las clases de uso pecuario, cultivos temporales, manglar y cultivos permanentes obtuvieron valores de exactitud entre 71 % y 86 %. Finalmente la SBC secundaria y la selva mediana obtuvieron los valores más bajos de exactitud con 60 % y 66 %, respectivamente. En lo que respecta a las estadísticas relacionadas con la exactitud del usuario, 6 clases individuales obtuvieron valores de dicho estadístico por encima de los valores de exactitud del productor (ver Cuadro 5).

Cuadro 5. Estadísticas de exactitud para cada tipo de vegetación y uso de suelo, incluidos en el mapa de vegetación actual generado para la región de Chamela.

Clase	Exactitud		Error	
	Productor	Usuario	Omisión	Comisión
Selva baja caducifolia	0.909	0.851	0.091	0.049
Selva baja caducifolia secundaria	0.600	0.857	0.400	0.019
Uso pecuarios	0.867	0.619	0.133	0.101
Cultivos anuales (temporales y de riego)	0.714	0.909	0.286	0.006
Manglar	0.750	0.818	0.250	0.011
Cultivos permanentes	0.800	0.923	0.200	0.006
Selva mediana subperennifolia	0.667	0.800	0.333	0.011

Bosques templados	1.000	1.000	0.000	0.000
Zona urbana	1.000	0.900	0.000	0.012

Al examinar la matriz de error (ver Cuadro 6) asociada al análisis de exactitud, se puede observar que el valor de exactitud relativamente bajo de la SBC secundaria (SBC_sec), obedece a que dicha clase se confundió con áreas pecuarias y en menor grado con la SBC. En lo que respecta a la selva mediana la confusión ocurrió con manglares y con la propia selva baja caducifolia, esto último de manera particular sobre las áreas de transición entre ambos tipos de vegetación.

Cuadro 6. Matriz de error asociada al análisis de exactitud de la clasificación supervisada de los tipos de vegetación y usos del suelo para la región de Chamela. Los datos de referencia (muestras de campo independientes) se presentan en las columnas; las filas muestran los valores obtenidos en la clasificación. SBC= selva baja caducifolia; SBC_sec= selva baja caducifolia secundaria; Pec= áreas pecuarias; CA= cultivos anuales (temporales y riego); Man= manglar; CP= cultivos permanentes; SMS= selva mediana subperennifolia; BT= bosques templados (encino y pino-encino); ZU= Zonas urbanas.

Datos de Referencia

Datos Clasificados	SBC	SBC_sec	Pec	CA	Man	CP	SMS	BT	ZU	SUM
SBC	40	5	0	0	0	0	2	0	0	47
SBC_sec	0	18	3	0	0	0	0	0	0	21
Pec	2	7	26	4	1	2	0	0	0	42
CT	1	0	0	10	0	0	0	0	0	11
Man	0	0	0	0	9	0	2	0	0	11
CP	0	0	1	0	0	12	0	0	0	13
SMS	1	0	0	0	0	1	8	0	0	10
BT	0	0	0	0	0	0	0	13	0	13
ZU	0	0	0	0	2	0	0	0	18	20
SUM	44	30	30	14	12	15	12	13	18	188

En lo que respecta a las superficies ocupadas por cada clase, como era de esperarse, la SBC resultó la clase dominante (54.1 %), seguida por las áreas pecuarias (12 %), la SMS (11 %) y la SBC_sec (10 %). La representatividad individual de los ambientes transformados (CT, CP, ZU, exceptuando a las áreas pecuarias) resultó ser baja, pero todas

en conjunto suman 20 % de la superficie total del área de estudio (ver Cuadro 7).

Cuadro 7. Cuantificación de superficies por clase (tipo de vegetación y uso de suelo) para el área de estudio.

Clase	Superficie	
	Has	%
Selva baja caducifolia	53,402	54
Selva baja caducifolia secundaria	9,386	10
Selva mediana subperennifolia	10,925	11
Áreas pecuarias	11,795	12
Manglar	561	0.6
Bosques templados	4,492	5
Cultivos permanentes	4,385	4
Cultivos temporales	1,775	2
Zonas Urbanas y otras desprovistas de vegetación	1,901	2
Total	98,623	100

En los siguientes párrafos se presenta una breve descripción de cada tipo de vegetación, identificado mediante la clasificación supervisada desarrollada para este estudio.

Selva Baja Caducifolia. Como ya se mencionó, ésta resultó ser la cobertura de terreno dominante en el área de estudio. Las principales áreas de distribución donde este tipo de vegetación presenta bajos niveles de fragmentación, se localizan al interior de la RBChC. Parece evidente la tendencia en la que conforme aumentan las distancias alrededor de dicha reserva, los niveles de fragmentación para este tipo de vegetación también aumentan, dado el incremento de las áreas de cultivos temporales y usos pecuario. Algunos manchones remanentes de selva baja caducifolia inmersos sobre las áreas de mayor fragmentación se localiza al sur del área de estudio. No obstante lo anterior, los continuos forestales de la SBC no están restringidos a la RBChC; al norte del área de estudio (entre Punta Pérula y Río San Nicolás) existen áreas de SBC con niveles reducidos de fragmentación (ver Figura 2).

Selva Baja Caducifolia en fase secundaria. Representan áreas de SBC que en el pasado fueron alteradas y que en el presente, dado un aparente abandono, se encuentran en

algún estado de sucesión. Típicamente estos estados sucesionales tempranos (3-5 años) de la SBC estuvieron estructuralmente dominados por un estrato arbustivo de <2 m, con la presencia de individuos arbóreos aislados. La variabilidad en las prácticas de manejo de estas áreas hace difícil identificar su estado sucesional y por lo tanto los niveles de regeneración de la SBC.

Selva mediana subperennifolia. Este tipo de vegetación se encuentra principalmente al interior de la RBChC, así como en zonas aledañas al Arroyo Cuixmala. En las zonas bajas cerca de la costa, sobre todo las ubicadas al norte del área de estudio, pueden encontrarse pequeños fragmentos de selva mediana próximos al manglar.

Manglares. Se localizan sobre la desembocadura de los ríos Cuixmala y Purificación, así como en esteros en las proximidades de Punta Pérula, San Mateo y Arroyo Seco, en la costa. Por otra parte, existe vegetación asociada a los cuerpos de agua al interior del área de estudio, la cual quedó incluida dentro la clase de manglar, pero que en realidad podrían corresponder a vegetación asociada con ambientes riparios.

Bosques templados. Este tipo de vegetación se localiza en el extremo noreste del área de estudio y las especies dominantes en esas áreas pertenecen al género *Quercus*.

Áreas pecuarias. Corresponden a áreas transformadas a pastizales, en las que la cubierta forestal ha sido removida casi en su totalidad. Estas áreas muestran niveles diferenciales de manejo, haciéndose frecuentemente notorio el inicio procesos de regeneración de la vegetación, evidenciando la diferenciación en la intensidad y frecuencia de las prácticas de manejo (pecuario).

Cultivos anuales (temporal y riego). Los cultivos anuales ubicados sobre las zonas bajas del área de estudio son de tipo tecnificado, con agricultura de riego en la mayoría de los casos. Dichos cultivos corresponden principalmente a chile y jitomate. Por su parte, los cultivos anuales de temporal se ubican en el mayor de los casos alejados de las zonas bajas de la costa y se relacionan principalmente con la producción de maíz con fines de autoconsumo.

Cultivos permanentes. Inicialmente esta clase incluyó principalmente plantaciones de palmeras y mangos. Sin embargo, al verificar la clasificación con datos de campo, encontramos que esta clase se confundió significativamente con las áreas de jardines y de recreo (árboles perennes y pastizales introducidos), localizadas al interior de los complejos

turísticos existentes en el área de estudio (región de Chamela). Aunque dichas áreas en sentido estricto no corresponden a plantaciones agrícolas, sí incluyen algunas especies típicas de los cultivos permanentes en la región tales como mangos y palmeras. Las plantaciones permanentes se localizan principalmente en las áreas con topografía plana. En la mayoría de los casos esta clase se localiza cercana a la costa, así como sobre los deltas de algunos ríos y en áreas que posiblemente correspondieron en el pasado a la selva mediana subperennifolia, como lo confirma la existencia de especies arbóreas típicas de tal formación vegetal, en las inmediaciones con plantaciones permanentes. Las áreas con mayores concentraciones de cultivos permanentes se localizan al sur del área de estudio.

Zonas Urbanas y áreas desprovistas de vegetación. Esta clase incluye áreas ocupadas por las zonas urbanas, playas (incluidos algunos márgenes de los arroyos), afloramientos rocosos y caminos. Debido a la resolución espacial de los datos, las carreteras (incluyendo el trazo en construcción de la nueva carretera ubicada sobre la margen norte de la RBChC) fueron clasificados dentro la clase “áreas sin vegetación”.

2. Muestreo sobre la presencia de las especies de aves endémicas

El muestreo de aves consistió en la realización de un total de 147 puntos de conteo, en los cuales registramos datos de presencia y abundancia para las 10 especies de aves endémicas, motivo del presente. Los puntos de conteo se distribuyeron sobre los principales tipos de vegetación y usos de suelo existentes en área de estudio (selva baja caducifolia, selva baja caducifolia con vegetación secundaria, selva mediana subperennifolia, manglar, áreas pecuarias, cultivos permanentes, cultivos anuales, así como zonas urbanas (Figuras 1 y 4) El muestreo derivó en un número de puntos de conteo, proporcional a la extensión de las áreas cubiertas por los principales tipos de vegetación y usos de suelo. Especial cuidado fue puesto para cubrir (casi en su totalidad) aquellas áreas ocupadas por los tipos de vegetación menor representados en extensión, tales como manglares, selva mediana subperennifolia y los asentamientos humanos.

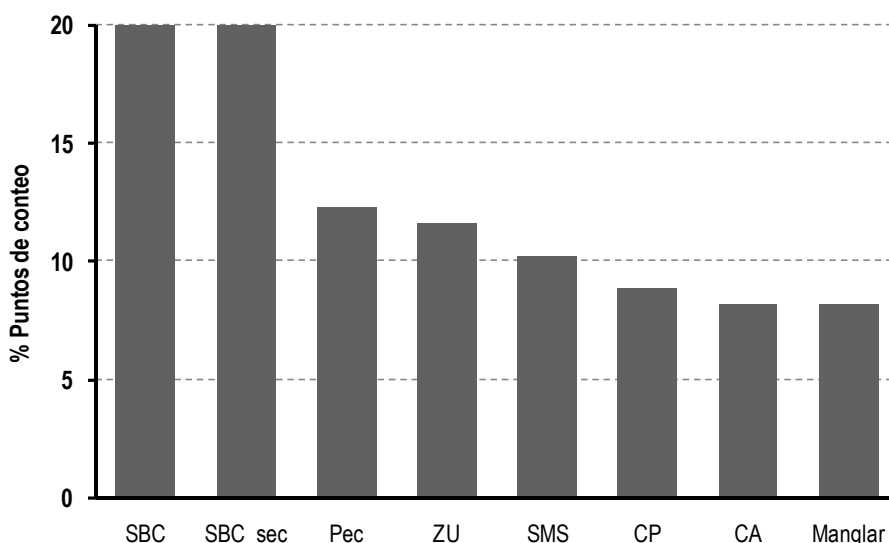


Figura 4. Porcentaje de puntos de conteo de aves por tipo de vegetación, donde; SBC= Selva baja caducifolia, SBC_sec= Selva baja caducifolia secundaria; Pec= Usos pecuarios; SMS= Selva mediana subperennifolia; CP= Cultivos permanentes; CA= Cultivos anuales (riego y temporal).

2.1 Estimados de la abundancia relativa de las especies

La especie más frecuente, así como la más abundante durante el muestreo fue *Thryothorus sinaloa*, con un total de 52 registros, que representan aproximadamente el 35 % del total de los puntos de conteo, y con una abundancia promedio de 0.50

individuos/punto de conteo. La especie *Deltarhynchus flammulatus* se ubica en el caso opuesto, con tan solo 7 registros que representan el 4.8 % del total de los puntos de conteo realizados y una abundancia por debajo de 0.10 individuos/punto de conteo; esta especie junto con *Cyanocorax sanblasianus*, *Granatellus venustus* y *Passerina leclancherii*, constituyen el grupo de las especies con el menor número de registros, ya que estuvieron presentes en menos del 15 % de los puntos de conteo y sus abundancias fueron inferiores a 0.20 individuos/punto de conteo. La Figura 5 muestra el porcentaje de puntos en los que se registró la presencia de cada una de las especies de estudio, así como el número de individuos promedio de las mismas por punto de conteo.

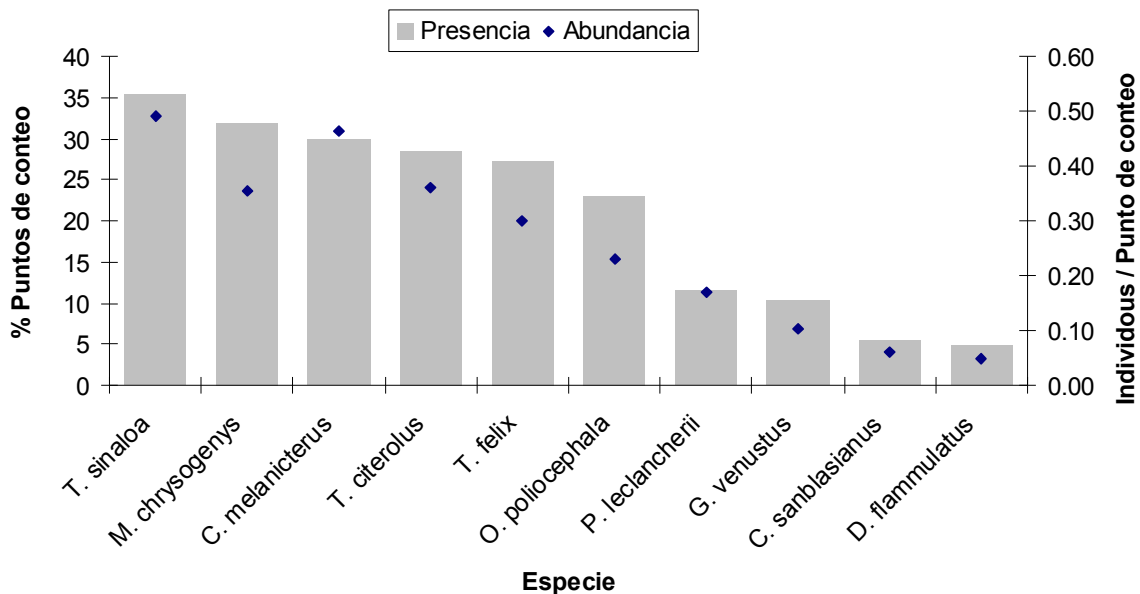


Figura 5. Abundancias promedio y porcentaje de presencia (puntos de conteo), correspondientes a diez especies de aves endémicas asociadas al bosque tropical caducifolio.

2.2 Asociaciones de hábitats (análisis puntual)

Los resultados del muestreo parecen indicar asociaciones diferenciadas de hábitat para cada una de las especies estudiadas. El índice de diversidad Shannon ($H \text{ Log}_{10}$) correspondiente a las especies de aves y cuya presencia fue registrada en los distintos tipos de vegetación y usos de suelo, varió entre 0.975 (para el caso de la SBC) y 0.289 (para las ZU) (ver Cuadro

8). Como se aprecia en este cuadro, los tipos de vegetación y usos de suelo con los índices de diversidad más altos, correspondieron tanto ambientes forestales primarios (SBC y SMS), como ambientes transformados debido a la realización de prácticas antropogénicas (SBC_sec, usos pecuarios y cultivos anuales).

Cuadro 8. Índices de diversidad Shannon correspondientes a la presencia de 10 especies de aves endémicas al bosque tropical caducifolio, para cada uno de los tipos de vegetación y usos de suelo.

Tipos de vegetación y usos del suelo	Índice de diversidad Shannon H' Log Base 10
Selva baja caducifolia	0.975
Selva baja caducifolia secundaria	0.909
Áreas pecuarias	0.877
Cultivos temporales	0.866
Selva mediana subperennifolia	0.777
Manglar	0.413
Cultivos permanentes	0.413
Zonas Urbanas y otras desprovistas de vegetación	0.289

El análisis de la distribución de las especies (presencia) por tipos de vegetación y usos de suelo, determinó (Chi-cuadrada) que con excepción de las especies *Cacicus melanicterus* ($X^2= 10.7073$; $P= 0.1509448$) y *Cyanocorax sanblasianus* ($X^2=12$; $P= 0.09978$), las 8 especies restantes parecen distribuirse en forma agregada, en contraste con el patrón de distribución al azar de las dos especies referidas, entre los diferentes tipos de vegetación y usos del suelo (ver Cuadro 9).

Cuadro 9. Análisis de Chi-cuadrada (X^2) para determinar el tipo de distribución en la presencia de 10 especies de aves endémicas, respecto a los distintos tipos de vegetación y usos de suelos.

Especies	Varianza	Media	Chi-cuad	d.f.	Valor de significancia (P)	Distribución
<i>Cacicus melanicterus</i>	7.83	5.12	10.70	7	0.1509448	Azar
<i>Trogon citreolus</i>	35.92	5.25	47.90	7	1.00E-07	Agregada
<i>Melanerpes chrysogenys</i>	14.78	5.75	18.00	7	0.0120707	Agregada
<i>Deltarhynchus flammulatus</i>	3.26	0.87	26.14	7	0.0005313	Agregada
<i>Granatellus venustus</i>	7.26	1.87	27.13	7	0.0003598	Agregada
<i>Passerina leclancherii</i>	12.12	2.12	39.94	7	2.20E-06	Agregada

Especies	Varianza	Media	Chi-cuad	d.f.	Valor de significancia (P)	Distribución
<i>Cyanocorax sanblasianus</i>	1.71	1.00	12.00	7	0.09978	Azar
<i>Ortalis poliocephala</i>	18.50	4.2	30.47	7	9.59E-05	Agregada
<i>Thryothorus felix</i>	18.28	5.00	25.60	7	0.0006574	Agregada
<i>Thryothorus sinaloa</i>	28.55	6.37	31.35	7	6.75E-05	Agregada

En la Figura 6 se presenta el comportamiento distribucional de todas las especies, respecto a su presencia en los diferentes tipos de vegetación y usos del suelo.

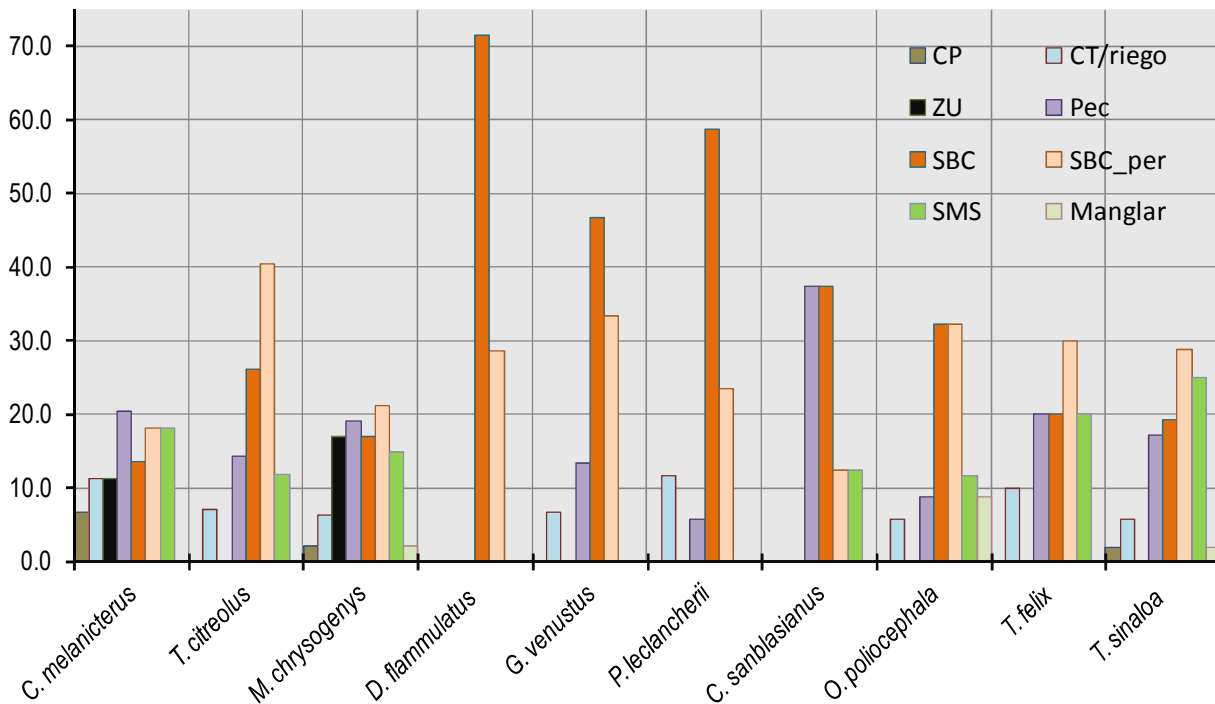


Figura 6. Porcentaje de registros de presencia de especies de aves (eje-Y), por tipo de vegetación y usos de suelo. Donde: CP= cultivos permanentes, ZU= zonas urbanas, SBC= selva baja caducifolia, SMS= selva mediana subperennifolia, CT= cultivos permanentes, Pec= uso pecuario, SBC_sec= selva baja caducifolia secundaria, y Manglar.

Las especies asociadas a una menor diversidad de tipos de tipos de vegetación y usos de suelo fueron *Deltarhynchus flammulatus*, *Granatellus venustus*, *Passerina leclancherii* y *Cyanocorax sanblasianus* (valores de H Log₁₀ entre 0.260 y 0.545; ver Cuadro 10). Por su parte, las especies *Thryothorus sinaloa*, *Thryothorus felix*, *Ortalis poliocephala*, *Melanerpes chrysogenys*, *Trogon citreolus* y *Cacicus melanicterus*

evidenciaron una mayor diversificación con respecto a los tipos hábitats en los que fueron encontrados ($H \text{ Log}_{10}$ entre 0.624 y 0.822; ver Cuadro 10). Estos últimos tipos de hábitats correspondieron tanto a formas de vegetación primarias (selva baja caducifolia, selva mediana y manglar) así como hábitats con distintos grados de perturbación (selva baja caducifolia secundaria, usos agropecuarios y zonas urbanas) (ver Figura 6).

Cuadro 10. Índices de diversidad Shannon correspondientes a los distintos tipos de vegetación y usos de suelo, asociados a la presencia de cada una de las especies de estudio.

Especies	Índice de diversidad Shannon H' Log Base 10
<i>Cacicus melanicterus</i>	0.822
<i>Melanerpes chrysogenys</i>	0.813
<i>Thryothorus sinaloa</i>	0.713
<i>Ortalis poliocephala</i>	0.685
<i>Thryothorus felix</i>	0.676
<i>Trogon citreolus</i>	0.624
<i>Cyanocorax sanblasianus</i>	0.545
<i>Granatellus venustus</i>	0.506
<i>Passerina leclancherii</i>	0.465
<i>Deltarhynchus flammulatus</i>	0.260

3. Análisis multiescalar sobre las asociaciones de hábitat

3.1 Tipos de vegetación

Al considerar los tipos de vegetación dominantes en las distintas escalas de análisis (i.e. unidades de paisaje con superficies de 1, 3, 6, 12, 25, 36, 43 y 56 has), encontramos que conforme se aumenta la escala, la selva baja caducifolia (SBC) se convierte en el hábitat al que se asocia el mayor número de registros de presencia de las especies (ver Figura 7); como obvia consecuencia se observa la disminución de los registros de especies, en el resto de los tipos de hábitat disponibles. La Figura 7 muestra también que tal patrón se manifiesta con algunas variantes entre las especies, dependiendo de la rapidez con la cual la SBC resulta ser el tipo de hábitat dominante, a medida que se incrementa el área en la unidad de paisaje o vecindario. Por ejemplo, *C. melanicterus*, *M. chrysogenys*, *O. poliocephala* y *T.*

sinaloa gradualmente incrementan su asociación con el BTC como función en el incremento de la escala, por otro lado, especies como *D. flammulatus*, *G. venustus*, *P. leclancherii* y *T. citreolus* muestran que tal asociación comienza con proporciones elevadas del BTC y alcanza valores máximos en las primeros tamaños de vecindario.

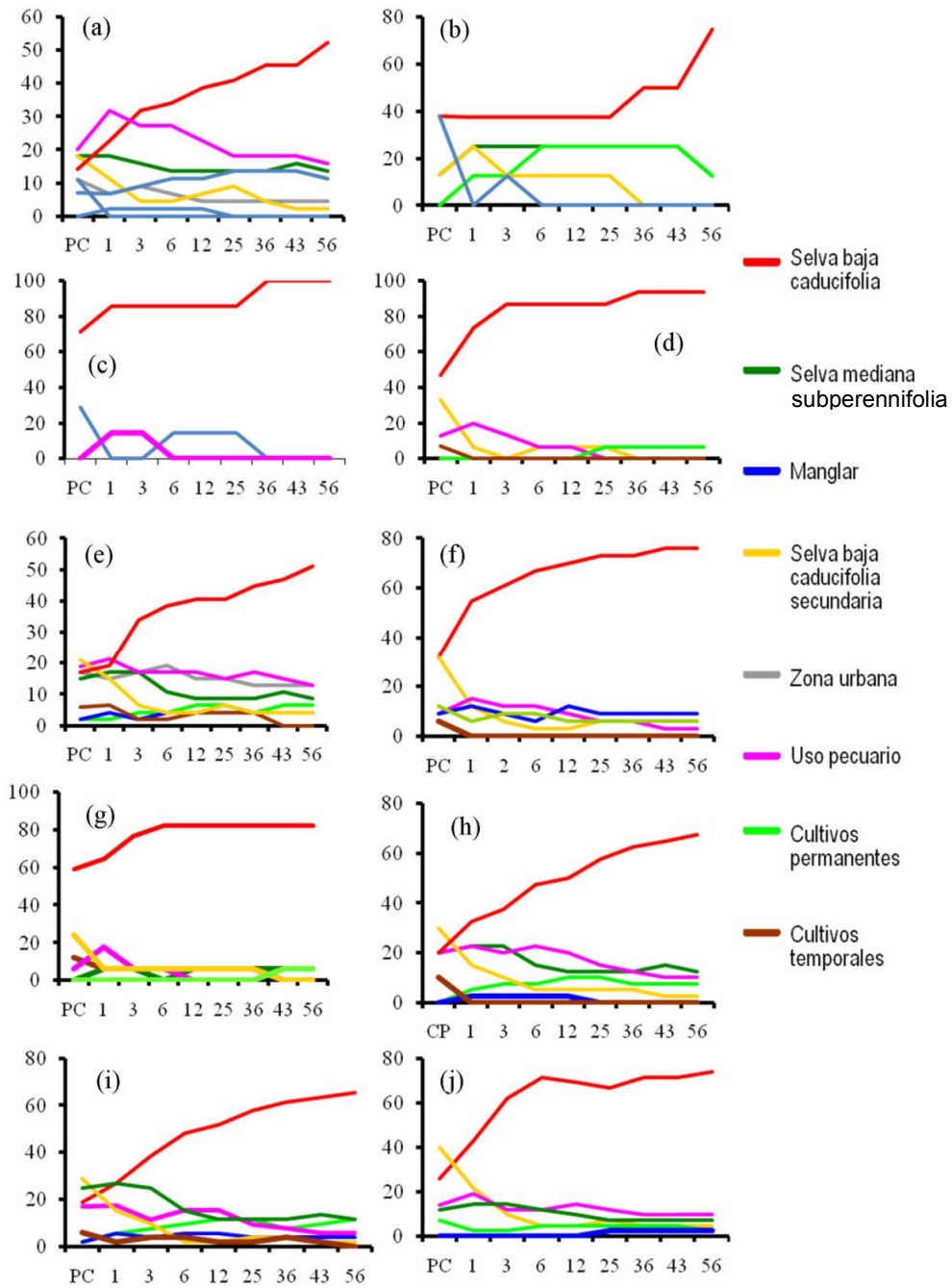


Figura 7. Porcentajes de los registros de presencia de cada especie por tipo de vegetación (eje Y) en cada una de las escalas de análisis. Donde: PC= Punto de conteo; las escalas de análisis que se

indican en el eje X y corresponden a su superficie en hectáreas. (a)= *Cacicus melanicterus*; (b)= *Cyanocorax sanblasianus*; (c)= *Deltarhynchus flammulatus*; (d)= *Granatellus venustus*; (e) *Melanerpes chrysogenys*; (f)= *Ortalis poliocephala*; (g)= *Passerina leclancherii*; (h)= *Thryothorus felix*; (i)= *Thryothorus sinaloa*; (j) *Trogon citreolus*

Por otra parte, los patrones determinados por el análisis de Chi-cuadrada (X^2), respecto a las asociaciones de la presencia de especies con los tipos de hábitats, muestran que los valores más consistentemente significativos correspondieron a las especies *Cacicus melanicterus*, *Melanerpes chrysogenys* y *Thryothorus sinaloa*. Para estas especies, su presencia predicha es estadísticamente significativa a varias escalas o tamaños de la unidad de análisis (vecindarios). Cabe hacer la aclaración que la interpretación de estos resultados está basada en un enfoque que busca identificar patrones o tendencias, en contraste con posibilidad de hacer inferencias determinísticas, basadas en los valores absolutos de significancia (e.g. Chi-cuadrada). Por ejemplo, las asociaciones de hábitat para *Cacicus melanicterus* tuvieron los valores de significancia (P) más bajos en los tamaños de vecindario más pequeños (1, 3 y 6 ha), mostrando una tendencia de asociaciones menos significativas conforme aumenta el tamaño de vecindario (aumento del valor P; Figura 8a). Por su parte *Melanerpes chrysogenys* mostró asociaciones significativas en todos los tamaños de vecindario (Figura 8b), mientras que *Thryothorus sinaloa* tuvo un patrón similar a *Cacicus melanicterus*, es decir no significancia en los dos vecindarios más pequeños del ámbito hogareño (25 y 36 ha) y significativo tanto en vecindarios locales e intermedios (punto, 1, 3, 6 y 12 ha) como los vecindarios más amplios en la escala de ámbito hogareño (43 y 56 ha) (ver Figura 8c).

Para las especies *Deltarhynchus flammulatus*, *Passerina leclancherii*, *Cyanocorax sanblasianus*, *Granatellus venustus* y *Ortalis poliocephala*, los resultados del análisis de vecindario mediante la Chi-cuadrada determinaron patrones de distribución al azar; ninguno de los tamaños de vecindario mostraron asociaciones diferenciales entre los diferentes tipos de vegetación y usos del suelo, estadísticamente significativas de las muestras generadas al azar (ver Figura 8f, g, h, i y j). Por su parte, las especies *Thryothorus felix* y *Trogon citreolus*, estuvieron significativamente asociadas con los diferentes tipos de hábitats, solamente en su presencia a la escala de punto de conteo (ver Figura 8d y f). Estas especies también muestran niveles mínimos de significancia (i.e. valores más elevados de P) en los tamaños de vecindario de ámbito hogareño (e.g. 25 y 36 ha).

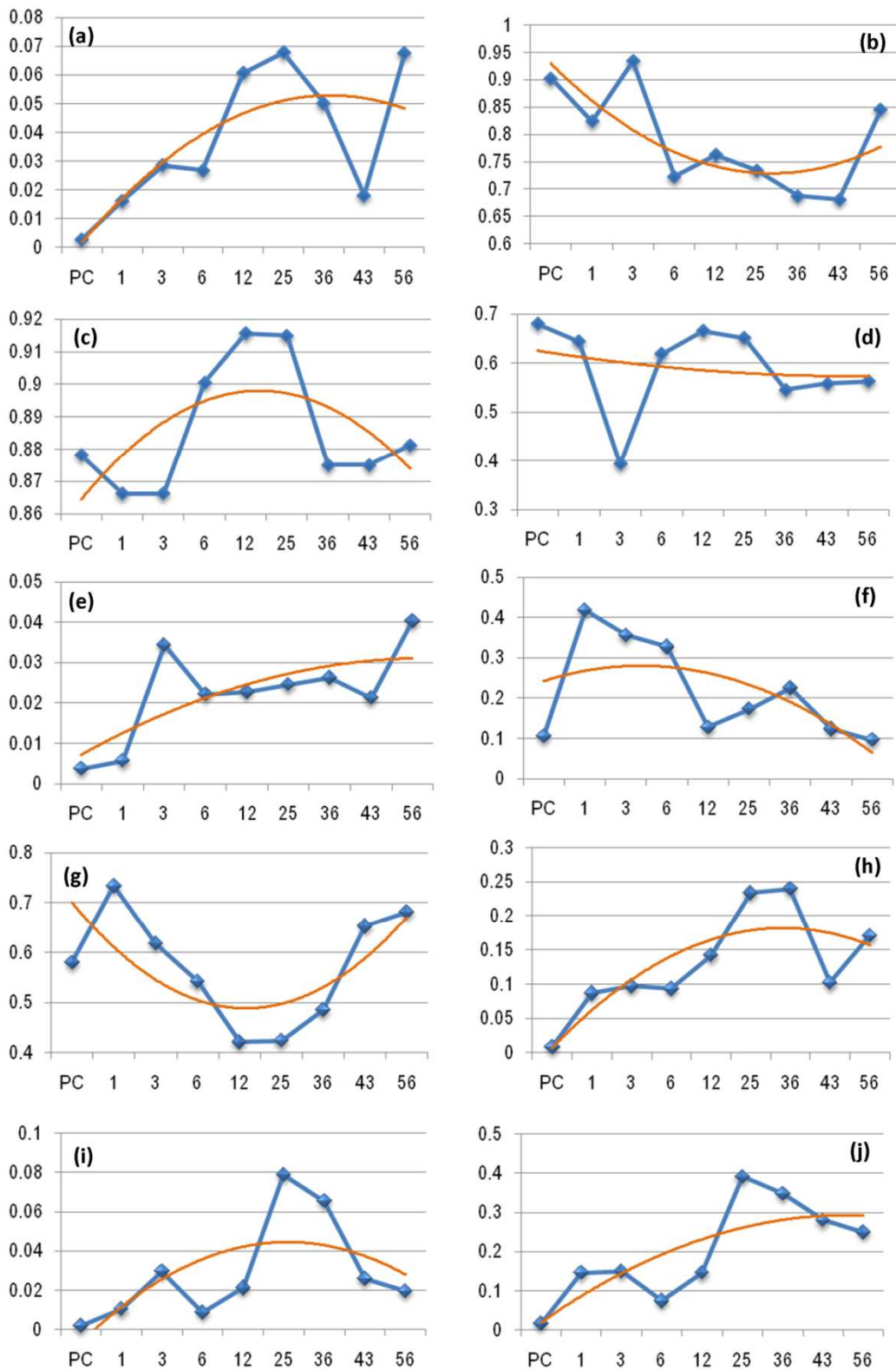


Figura 8. Valores de significancia (P) de los cálculos de Chi-cuadrada (X^2)- eje Y- correspondientes a la distribución de la presencia de las especies de aves, con respecto a los tipos de vegetación y/o usos de suelo, para cada una de las escalas de análisis (vecindarios) (eje X). (a)= *Cacicus*

melanicterus; (b)= *Cyanocorax sanblasianus*; (c)= *Deltarhynchus flammulatus*; (d)= *Granatellus venustus*; (e) *Melanerpes chrysogenys*; (f)= *Ortalis poliocephala*; (g)= *Passerina leclancherii*; (h)= *Thryothorus felix*; (i)= *Thryothorus sinaloa*; (j)= *Trogon citreolus*.

3.2 Métricos del paisaje

Los resultados del análisis de regresión logística, fueron utilizados en la identificación de aquellos métricos del paisaje y las distintas escalas que más información aportan al análisis de la presencia/ausencia de las especies en las diferentes áreas de la región de estudio.

Lamentablemente, este tipo de análisis no produjo resultados significativos (niveles de significancia P (Sig) > 0.05) para de las especies *Cyanocorax sanblasianus*, *Deltarhynchus flammulatus* y *Passerina leclancherii*, debido fundamentalmente al pequeño tamaño de muestra obtenido sobre la presencia de estas especies. Para el resto de las especies, las variables identificadas como predictivas de la presencia de las especies ($P < 0.05$) variaron tanto en su tipo (*clase y paisaje*; ver métodos) como en la escala (tamaño de vecindario o unidad de análisis del paisaje) asociadas. A manera de resumen, se presentan los resultados más importantes obtenidos de los análisis de regresión logística por especie. De forma posterior a la tabla, se presentan los resultados particulares para cada una de las especies.

Cuadro 11.. Relación por especie de las variables incluidas en los modelos de regresión logística que a las distintas escalas resultaron ser estadísticamente significativos.

Escala	<i>Cacicus melanicterus</i>	<i>Melanerpes chrysogenys</i>	<i>Ortalis poliocephala</i>	<i>Thryothorus felix</i>	<i>Thryothorus sinaloa</i>	<i>Trogon citreolus</i>	<i>Granatellus venustus</i>
60mx60	XNDVI60 SDNDVI60				XNDVI60	SDNDVI60	
100x100	XNDVI100 SDNDVI100			LPI100_SBC2 AI100_SBC2 AI100_CP XNDVI100		SDNDVI100	
180x180	XNDVI180		AI180_SBC	AI180_CP	LPI180_SBC2 LPI180_SBC LPI180_CA LPI180_CP AI180_ZU AI180_CP XNDVI180 SDNDVI180 LPI180_LAN AI180_LAND	LPI180_CP LPI180_LAN	

Escala	<i>Cacicus melanicterus</i>	<i>Melanerpes chrysogenys</i>	<i>Ortalis poliocephala</i>	<i>Thryothorus felix</i>	<i>Thryothorus sinaloa</i>	<i>Trogon citreolus</i>	<i>Granatellus venustus</i>
260x260	AI260_SBC AI260_CP AI260_LAND	AI260_SBC XNDVI260 XNDVI340		LPI260_CP AI260_SBC2 AI260_SBC	AI260_CP XNDVI260 SHDI260_LA LPI260_LAN AI260_LAND	AI260_ZU XNDVI260	SHDI260_LA LPI260_LAN
340x340	AI340_SBC AI340_PEC XNDVI340 AI340_LAND		SDNDVI340	LPI340_CT XNDVI340	AI340_SBC XNDVI340 SHDI340_LA LPI340_LAN		
500x500	XNDVI500	LPI500_SBC	XNDVI500 SDNDVI500	AI500_SBC	AI500_ZU AI500_SM AI500_PEC SHDI500_LA	SDNDVI500	
600x600	XNDVI600 SDNDVI600 SHDI600_LA	LPI600_ZU LPI600_SBC2 LPI600_SBC LPI600_PEC XNDVI600 LPI600_LAN	LPI600_SBC2 LPI600_SBC AI600_ZU XNDVI600		AI660_PEC SHDI600_LA	LPI600_PEC AI600_ZU SDNDVI600	
660x660	LPI660_ZU LPI660_SM LPI660_CP AI660_SBC SDNDVI660 AI660_LAND	LPI660_SBC LPI660_PEC XNDVI680 LPI660_LAN	LPI660_CA AI660_ZU XNDVI680 SHDI660_LA	SHDI660_LA	XNDVI680 LPI660_LAN	AI660_SBC2 SDNDVI660	
740x740	LPI740_SM LPI740_CP AI740_ZU AI740_PEC XNDVI740 SDNDVI740 SHDI740_LA	LPI740_SM XNDVI740	LPI740_CA AI740_SBC	LPI740_ZU	AI740_ZU		

Cacicus melanicterus

Los modelos de regresión que mejor predijeron la presencia de la especie *Cacicus melanicterus*, incluyeron como variables predictivas a diferentes métricos del paisaje- tanto del nivel *clase* como *paisaje*- a distintas escalas, aunque la mayor representatividad de métricos predictores, correspondió a las escalas intermedias y amplias (ámbito hogareño) (Figura 9). Los cálculos del índice de vegetación- media (XNDVI) y desviación estándar (SDNDVI)- jugaron un importante papel como variables de predicción, resultando significativas no solamente en las escalas amplias e intermedias, sino también en aquellas

correspondientes a los niveles puntual (0.2 ha) y locales (1 y 3 ha).

En términos generales, conforme se aumentó la escala, los modelos de regresión logística incluyeron un mayor número de variables predictivas. Así mismo, el incremento de escala representó un incremento en el porcentaje de registros clasificados correctamente por los modelos; por ejemplo, de 69.3 % obtenido en la escala de 0.2 ha, este porcentaje se incrementó hasta alcanzar un valor máximo de 86.1 % que correspondió a la escala de 43 ha (ver Cuadro 12).

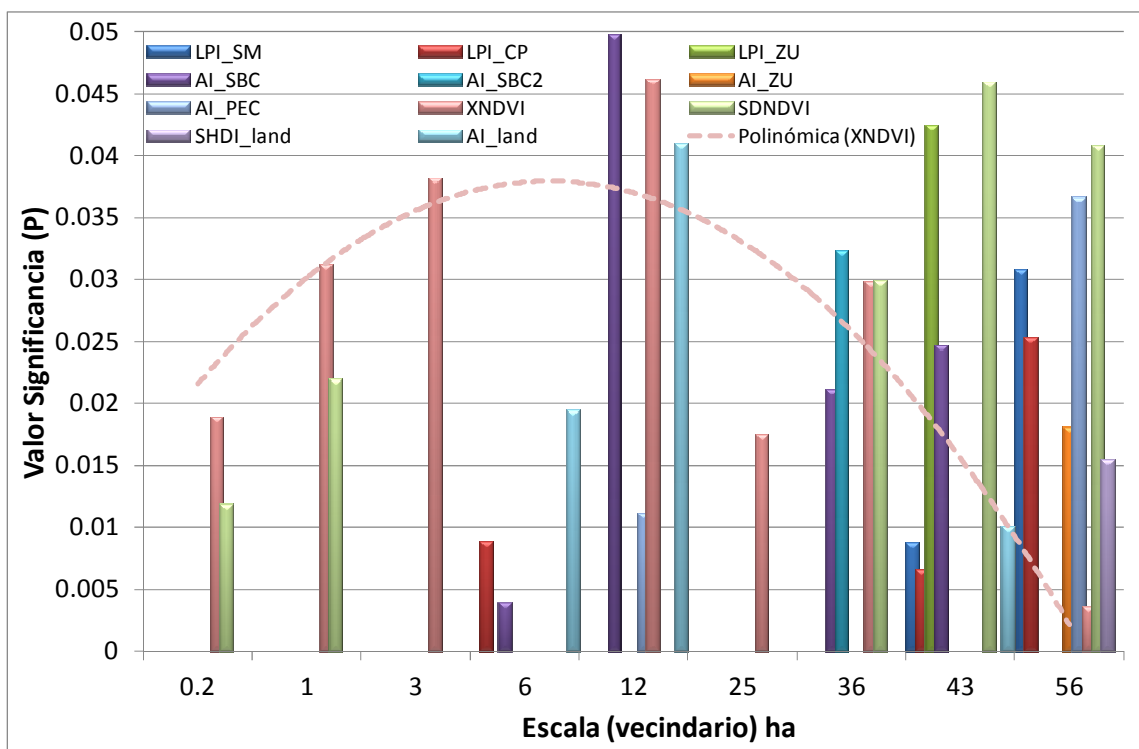


Figura 9. Nivel de significancia estadística (P) de las variables, que a las distintas escalas fueron incorporadas en los modelos de regresión logística, para la predicción de la presencia de la especie *Cacicus melanicterus*. La curva de tendencia es “polinómica de 2do orden”, correspondiente a los valores de significancia de la variable media del índice de vegetación (XNDVI).

Por lo que respecta al comportamiento de los niveles de significancia asociados a las variables incluidas en los modelos, aunque el conjunto de las variables no muestra un patrón definido, variables individuales parecen revelar ciertas tendencias; por ejemplo, la media del índice de vegetación (XNDVI; Figura 9) muestra un patrón de una curva unimodal, donde la significancia de XNDVI disminuye en la medida que aumenta la escala de análisis, hasta alcanzar la significancia mínima ($P= 0.046$) a la escala intermedia de 12

ha. A partir de esta escala, la significancia vuelve a aumentar, hasta alcanzar el valor de máxima significancia ($P= 0.0035$) (ver Figura 9).

De manera particular, el modelo de regresión logística, correspondiente a la escala de 43 ha, generó la clasificación de presencia/ausencia con el mayor porcentaje de registros clasificados correctamente (86.4 %), incorporando seis variables significativas: (1) índice del fragmento más grande (LPI) para las *clases*, zonas urbanas, selva mediana subperennifolia y cultivos permanentes; (2) índice de agregación (AI) de la selva baja caducifolia; (3) la desviación estándar del índice de vegetación (SDNDVI); y (4) índice de agregación (AI) a nivel *paisaje* (ver Cuadro 12). De estas variables, el LPI para la selva mediana subperennifolia, la SDNDVI y el AI-nivel paisaje, tuvieron coeficientes negativos (-B), es decir estas variables establecen una relación proporcional inversa con respecto a la probabilidad de predecir la presencia de la especie (Ver Cuadro 12).

Por otra parte, la escala más amplia (56 ha) incorporó siete variables significativas, el número de variables más elevado para la especie: el índice del fragmento más grande (LPI) para las *clases*, selva mediana subperennifolia (-B) y cultivos permanentes (+B); índice de agregación (AI) para las *clases*, zonas urbanas (-B) y uso pecuario (-B); la media (+B) y desviación estándar (-B) del índice de vegetación; y el índice de diversidad de hábitats a nivel *paisaje* (SHDI; (-B)). Finalmente, como lo muestra la Figura 9, los modelos de las escalas 12 y 36 ha, incorporaron cuatro variables significativas, mientras que escala de 6 ha incluyó tres variables significativas.

Cuadro 12. Coeficientes (B) y significancia estadística (P) de las variables incluidas en los modelos de regresión logística, para la predicción de la presencia de la especie *Cacicus melanictetus* en las distintas escalas de análisis.

Escala (has)	Métrico	B	S.E.	Wald	df	Sig (P)	Exp(B)	I.C.I.	I.C.S	Exactitud (%)
0.2	XNDVI60	0.03	0.01	5.51	1	0.02	1.03	1.01	1.06	69.30
	SDNDVI60	-0.16	0.06	6.33	1	0.01	0.85	0.75	0.96	
1	XNDVI100	0.11	0.05	4.64	1	0.03	1.12	1.01	1.24	75.00
	SDNDVI100	-0.25	0.11	5.25	1	0.02	0.78	0.63	0.97	
3	XNDVI180	0.08	0.04	4.30	1	0.04	1.08	1.00	1.17	71.5
6	AI260_SBC	0.06	0.02	8.33	1	0.00	1.06	1.02	1.10	78.40
	AI260_CP	0.07	0.03	6.86	1	0.01	1.07	1.02	1.12	
	AI260 LAND	-0.25	0.11	5.46	1	0.02	0.78	0.63	0.96	

Escala (has)	Métrico	B	S.E.	Wald	df	Sig (P)	Exp(B)	I.C.I.	I.C.S	Exactitud (%)
12	AI340_SBC	0.06	0.03	3.85	1	0.05	1.07	1.00	1.14	80.70
	AI340_PEC	0.13	0.05	6.44	1	0.01	1.14	1.03	1.27	
	XNDVI340	0.15	0.07	3.97	1	0.05	1.16	1.00	1.33	
	AI340 LAND	-0.37	0.18	4.18	1	0.04	0.69	0.48	0.98	
25	XNDVI500	0.15	0.06	5.65	1	0.02	1.16	1.03	1.30	80.70
36	XNDVI600	0.16	0.08	4.72	1	0.03	1.18	1.02	1.37	84.1
	SDNDVI600	-0.28	0.13	4.72	1	0.03	0.76	0.59	0.97	
	SHDI600 LA	0.01	0.00	4.63	1	0.03	1.01	1.00	1.01	
43	LPI660_ZU	0.46	0.23	4.12	1	0.04	1.59	1.02	2.48	86.40
	LPI660_SM	-0.41	0.16	6.88	1	0.01	0.66	0.49	0.90	
	LPI660_CP	0.43	0.16	7.39	1	0.01	1.54	1.13	2.10	
	AI660_SBC	0.35	0.16	5.05	1	0.02	1.42	1.05	1.93	
	SDNDVI660	-0.34	0.17	3.98	1	0.05	0.71	0.51	0.99	
	AI660 LAND	-0.75	0.29	6.63	1	0.01	0.47	0.27	0.84	
56	LPI740_SM	-0.33	0.15	4.66	1	0.03	0.72	0.53	0.97	83.00
	LPI740_CP	0.47	0.21	5.00	1	0.03	1.60	1.06	2.41	
	AI740_ZU	-0.07	0.03	5.59	1	0.02	0.93	0.88	0.99	
	AI740_PEC	-0.05	0.02	4.37	1	0.04	0.95	0.91	1.00	
	XNDVI740	0.31	0.10	8.49	1	0.00	1.36	1.11	1.67	
	SDNDVI740	-0.34	0.17	4.18	1	0.04	0.71	0.51	0.99	
	SHDI740 LA	0.02	0.01	5.86	1	0.02	1.02	1.00	1.03	

Melanerpes chrysogenys

La mayor parte de las variables significativas incluidas en los modelos (regresión logística) que describen la presencia de la especie *Melanerpes chrysogenys*, estuvieron concentradas en las escalas de ámbito hogareño de 36 y 43 ha. Por ejemplo, el modelo en la escala de 36 ha que generó una exactitud global de (79.8 %), incluyó cinco variables significativas predictivas: el índice del fragmento más grande (LPI) para las *clases* del paisaje, selva baja caducifolia, selva baja caducifolia secundaria, zonas urbanas, áreas de uso pecuario, todas con coeficientes positivos (+B); así como la media del índice de vegetación (XNDVI) y el índice del fragmento más grande (LPI) a nivel *paisaje*, este último con (-B). La escala de 43 ha, que tuvo una exactitud global de 80.9 %, incluyó cuatro variables significativas, coincidentes con el conjunto de variables de la escala anterior; LPI- selva baja caducifolia, LPI- uso pecuario, XNDVI y LPI- nivel *paisaje*, con esta última mostrando de nueva cuenta

(-B).

La media del índice de vegetación (XNDVI), fue la variable que mostró mayor consistencia en su inclusión como variable significativa predictora, siendo incluida tanto en escalas intermedias (6 y 12 ha) como de ámbito hogareño (25, 36, 43 y 56 ha; ver Figura 10). La Figura 10 muestra la tendencia exponencial que muestra el comportamiento de los valores de XNDVI respecto al tamaño de escala; la significancia de XNDVI aumenta conforme aumenta el tamaño de la escala de análisis.

Aunque los análisis mostraron que el porcentaje de exactitud más alto (81.9 %) fue obtenido a la escala 25 has, este modelo únicamente incluyó dos variables como estadísticamente significativas; el fragmento más grande (LPI) de la SBC y la media del índice de vegetación (ver Cuadro 13).

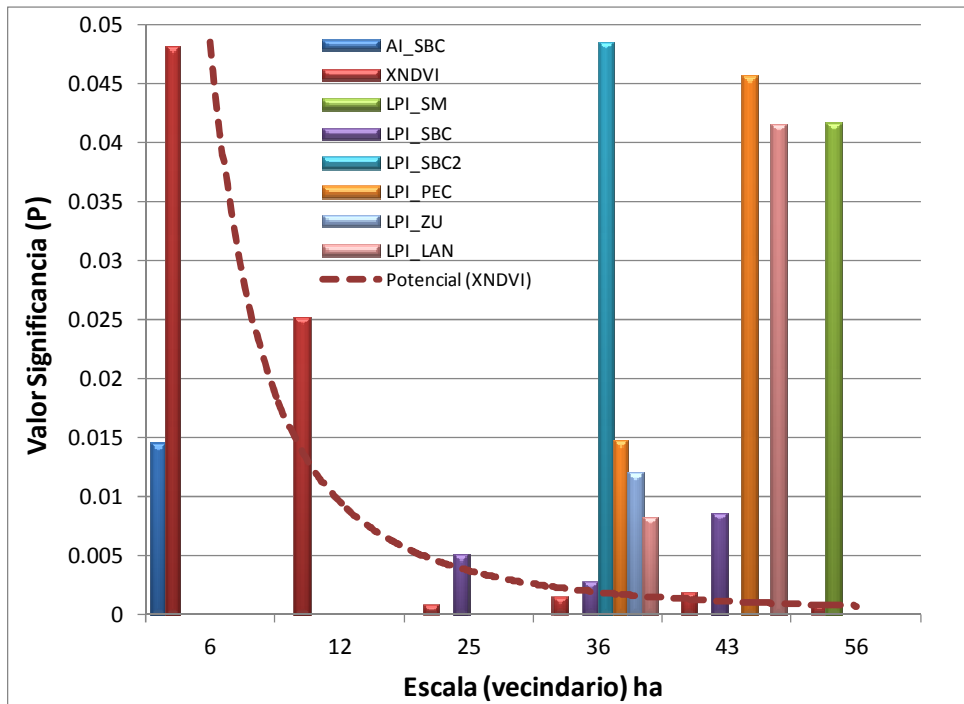


Figura 10. Nivel de significancia estadística (P) de las variables, que a las distintas escalas fueron incorporadas en los modelos de regresión logística, para la predicción de la presencia de la especie *Melanerpes chrysogenys*. La curva de tendencia es “potencial”, correspondiente a los valores de significancia de la variable media del índice de vegetación (XNDVI).

Cuadro 13. Coeficientes (B) y significancia estadística (P) de las variables incluidas en los modelos de regresión logística, para la predicción de la presencia de la especie *Melanerpes chrysogenys* en las distintas escalas de análisis.

Escala (has)	Métrico	B	S.E.	Wald	df	Sig(P)	Exp(B)	I.C.I.	I.C.S	Exactitud (%)
6	AI260_SBC	0.05	0.02	5.98	1	0.01	1.05			76.6
	XNDVI260	0.08	0.04	3.90	1	0.05	1.08			
12	XNDVI340	0.09	0.04	5.01	1	0.03	1.10			74.5
25	LPI500_SBC	0.17	0.06	7.86	1	0.01	1.19	1.05	1.34	81.9
	LPI600_ZU	0.26	0.11	6.31	1	0.01	1.30	1.06	1.60	
36	LPI600_SBC2	0.25	0.13	3.89	1	0.05	1.28	1.00	1.64	79.8
	LPI600_SBC	0.22	0.07	8.94	1	0.00	1.24	1.08	1.43	
	LPI600_PEC	0.22	0.09	5.95	1	0.01	1.24	1.04	1.48	
	XNDVI600	0.15	0.05	10.08	1	0.00	1.16	1.06	1.27	
	LPI600_LAN	-0.17	0.06	6.99	1	0.01	0.85	0.75	0.96	
43	LPI660_SBC	0.20	0.08	6.90	1	0.01	1.22	1.05	1.42	80.9
	LPI660_PEC	0.17	0.09	3.99	1	0.05	1.19	1.00	1.41	
	XNDVI680	0.15	0.05	9.63	1	0.00	1.16	1.06	1.28	
	LPI660_LAN	-0.13	0.06	4.15	1	0.04	0.88	0.78	1.00	
56	LPI740_SM	-0.48	0.23	4.15	1	0.04	0.62	0.39	0.98	80.9
	XNDVI740	0.17	0.05	10.90	1	0.00	1.19	1.07	1.32	

Ortalis poliocephala

Los modelos generados para esta especie incluyeron variables con significancia estadística, principalmente para las escalas de ámbito hogareño (25, 36, 43 y 56 ha; ver Figura 11). Por su parte, la escala local de 3 ha y la intermedia de 12 ha, únicamente mostraron una variable significativa en cada modelo; el índice de agregación (AI) de la selva baja caducifolia ((+B); exactitud global= 79.4 %) y la desviación estándar del índice de vegetación (SDNDVI; (-B); exactitud global= 94.1 %), respectivamente (ver Cuadro 14).

De los modelos generados en las escalas de ámbito hogareño, resalta el correspondiente al vecindario de 36 ha. Este modelo alcanzó un porcentaje de registros clasificados correctamente del 91.2 % (Cuadro 14) e incluyó a cuatro variables significativas: el fragmento más grande (LPI) para las *clases* selva baja caducifolia y selva baja caducifolia secundaria; índice de agregación (AI) para las zonas urbanas; y la media del índice de vegetación. Estas variables tuvieron coeficientes con signo positivo (+B), es decir el aumento en sus valores, representa mayores probabilidades de registrar la presencia de la especie *Ortalis poliocephala*.

Por otra parte, el modelo a la escala más amplia (43 ha), incluyó tres variables significativas (exactitud global de la clasificación= 77.9 %), de las cuales solamente la media del índice de vegetación (XNDVI; +B) se repite respecto al vecindario anterior (36 ha); las otras variables consistieron del fragmento más grande (LPI) para los cultivos temporales (-B) y el índice de agregación de las zonas urbanas (+B).

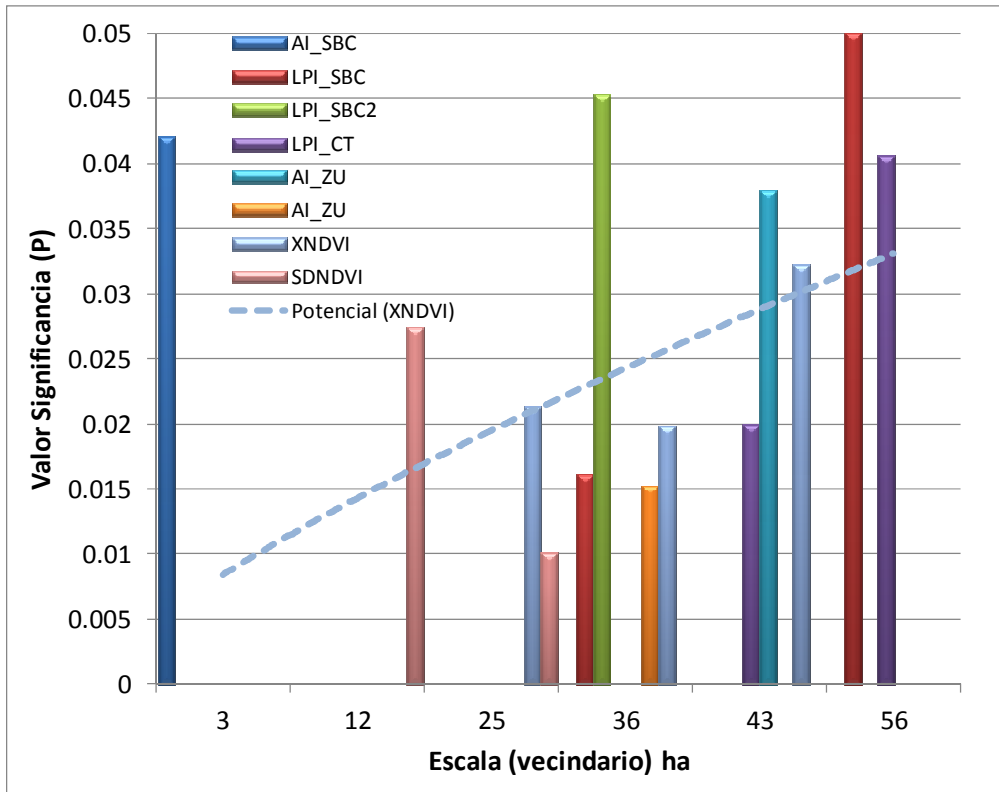


Figura 11. Nivel de significancia estadística (P) de las variables, que a las distintas escalas fueron incorporadas en los modelos de regresión logística, para la predicción de la presencia de la especie *Ortalis poliocephala*. La curva de tendencia es “potencial”, correspondiente a los valores de significancia de la variable media del índice de vegetación (XNDVI).

Finalmente, se tiene que los modelos relacionados con las escalas de 25 y 56 ha, incluyeron únicamente dos variables cada uno (Figura 11), con porcentajes de registros clasificados correctamente del 86.8 % y 92.6 %, respectivamente (Cuadro 14). Es de resaltar que el modelo de 56 ha incluyó como una de sus variables significativas predictivas al índice de agregación (AI) para la selva baja caducifolia, la cual mostró un coeficiente positivo (+B), con un valor de su exponencial de 7.54, valor indicativo de la magnitud en la que variaciones en los valores de esta variable influyen la predicción de la presencia de

la especie (ver Cuadro 14).

Cuadro 14. Coeficientes (B) y significancia estadística (P) de las variables incluidas en los modelos de regresión logística, para la predicción de la presencia de la especie *Ortalis poliocephala* en las distintas escalas de análisis.

Escala (ha)	Variable	B	S.E.	Wald	df	Sig(P)	Exp(B)	I.C.I.	I.C.S	Exactitud (%)
3	AI180_SBC	0.10	0.05	4.13	1	0.04	1.10	1.00	1.21	79.4
12	SDNDVI340	0.68	0.31	4.87	1	0.03	0.50	0.27	0.93	94.1
25	XNDVI500	0.41	0.18	5.30	1	0.02	1.50	1.06	2.12	86.8
	SDNDVI500	0.90	0.35	6.62	1	0.01	0.41	0.21	0.81	
36	LPI600_SBC2	1.63	0.81	4.01	1	0.05	5.08	1.03	24.93	91.2
	LPI600_SBC	1.77	0.73	5.79	1	0.02	5.85	1.39	24.66	
	AI600_ZU	0.23	0.09	5.89	1	0.02	1.26	1.05	1.51	
	XNDVI600	0.37	0.16	5.43	1	0.02	1.44	1.06	1.96	
43	LPI660_CA	1.40	0.60	5.42	1	0.02	0.25	0.08	0.80	77.9
	AI660_ZU	0.09	0.04	4.31	1	0.04	1.10	1.01	1.20	
	XNDVI680	0.30	0.14	4.59	1	0.03	1.35	1.03	1.79	
	SHDI660_LA	0.02	0.01	3.76	1	0.05	1.02	1.00	1.03	
56	LPI740_CA	2.27	1.11	4.19	1	0.04	0.10	0.01	0.91	92.6
	AI740_SBC	2.02	1.03	3.84	1	0.05	7.54	1.00	56.79	

Thryothorus felix

Aunque los modelos de regresión generados para la especie *Thryothorus felix* incluyeron variables correspondientes a varias escalas, los modelos para las escalas local e intermedias (1 – 12 ha) mostraron un mayor número de variables (ver Figura 12). El modelo de escala local (1 ha) obtuvo un porcentaje de registros clasificados correctamente de 81.3 % (Cuadro 15) e incluyó cuatro variables, el número más elevado de variables entre los modelos de las diferentes escalas. Estas consistieron del índice de vegetación (XNDVI; +B), índice de agregación (AI) para las *clases* selva baja caducifolia secundaria (-B) y cultivos permanentes (-B), así como el índice del fragmento más grande (LPI) para la *clase* selva baja secundaria (+B) (ver Figura 12).

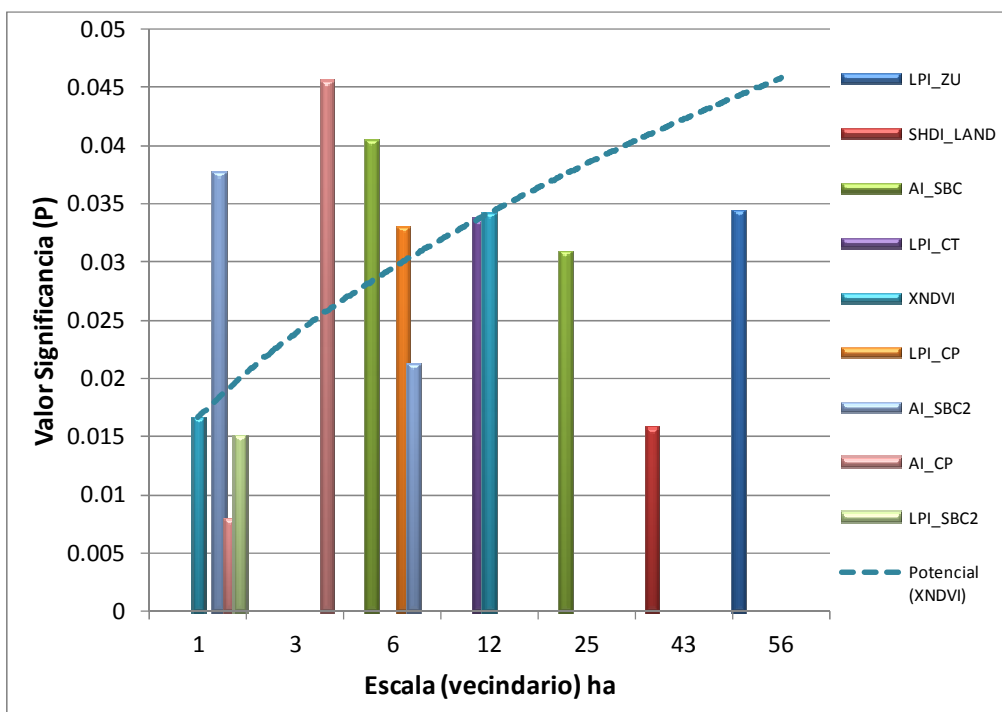


Figura 12. Nivel de significancia estadística (P) de las variables, que a las distintas escalas fueron incorporadas en los modelos de regresión logística, para la predicción de la presencia de la especie *Thryothorus felix*. La curva de tendencia es “potencial”, correspondiente a los valores de significancia de la variable media del índice de vegetación (XNDVI).

Por su parte, el modelo correspondiente a la escala de 6 ha, mostró el porcentaje más alto de registros clasificados correctamente (90 %, ver Cuadro 15); las variables incluidas en este modelo fueron; el índice de agregación (AI) para las *clases* selva baja caducifolia (+B), selva baja caducifolia secundaria (-B) y cultivos permanentes (+B). Ésta última variable obtuvo un valor Exp (B) prácticamente de 2 unidades, lo que revela la importancia en la predicción de la presencia de la especie.

Finalmente, aunque el resto de los modelos (3, 12, 25, 43 y 56 ha) mostraron valores elevados de exactitud en la clasificación de registros correctos (ver Cuadro 15), cada uno de éstos modelos solamente incluyeron una variable como significativa, con excepción del modelo de 12 ha que mostró dos variables. Ninguna de las variables se repite entre estos modelos (ver Figura 12).

Cuadro 15. Coeficientes (B) y significancia estadística (P) de las variables incluidas en los modelos de regresión logística, para la predicción de la presencia de la especie *Thryothorus felix* en las distintas escalas de análisis.

Escala (ha)	Variable	B	S.E.	Wald	df	Sig(P)	Exp(B)	I.C.I.	I.C.S	Exactitud (%)
1	LPI100_SBC2	0.21	0.09	5.91	1	0.02	1.23	1.04	1.46	81.3
	AI100_SBC2	-0.07	0.03	4.32	1	0.04	0.93	0.87	1.00	
	AI100_CP	-0.09	0.03	7.03	1	0.01	0.92	0.86	0.98	
	XNDVI100	0.14	0.06	5.74	1	0.02	1.15	1.03	1.30	
3	AI180_CP	-0.11	0.06	4.00	1	0.05	0.90	0.80	1.00	81.30
6	LPI260_CP	0.69	0.33	4.54	1	0.03	2.00	1.06	3.78	90
	AI260_SBC2	-0.09	0.04	5.31	1	0.02	0.92	0.85	0.99	
	AI260_SBC	0.30	0.15	4.19	1	0.04	1.35	1.01	1.81	
12	LPI340_CT	0.29	0.14	4.51	1	0.03	1.33	1.02	1.74	82.5
	XNDVI340	0.23	0.11	4.48	1	0.03	1.26	1.02	1.57	
25	AI500_SBC	0.08	0.04	4.66	1	0.03	1.09	1.01	1.18	83.8
43	SHDI660_LA	-0.02	0.01	5.82	1	0.02	0.98	0.97	1.00	87.5
56	LPI740_ZU	-0.39	0.18	4.47	1	0.03	0.68	0.47	0.97	88.8

Thryothorus sinaloa

Los modelos de regresión para la especie *Thryothorus sinaloa*, incluyeron los números más altos de variables significativas, entre todas las especies analizadas (Figura 13). Según lo muestra esta figura, la mayor concentración de variables ocurre principalmente en las escalas intermedias (3 – 12 ha). El modelo de la escala 3 ha tuvo una exactitud global de 88.5 %, obtenida de la inclusión de 10 variables significativas, correspondientes a los siguientes métricos del paisaje: (1) índice del fragmento más grande (LPI) para las clases selva baja caducifolia (+B), selva baja caducifolia secundaria (-B), cultivos temporales (-B) y cultivos permanentes (+B); (2) índice de agregación (AI) para las *clases* zonas urbanas (-B) y cultivos permanentes (-B); (3) la media (XNDVI; (+B) y desviación estándar (SDNDVI; (-B) del índice de vegetación: (4) índice del fragmento más grande (LPI) a nivel *paisaje* (-B); y (5) índice de agregación (AI) a nivel *paisaje* (+B).

Por debajo de la escala de 3 ha, los porcentajes más altos clasificados correctamente correspondieron a las escalas intermedias; 88.5 % (3 ha), 84.6 % (6 y 12 ha), mientras que el modelo asociado con la escala de 0.20 ha obtuvo el valor más bajo (68.3 %) e incluyó como única variable estadísticamente significativa al índice de vegetación.

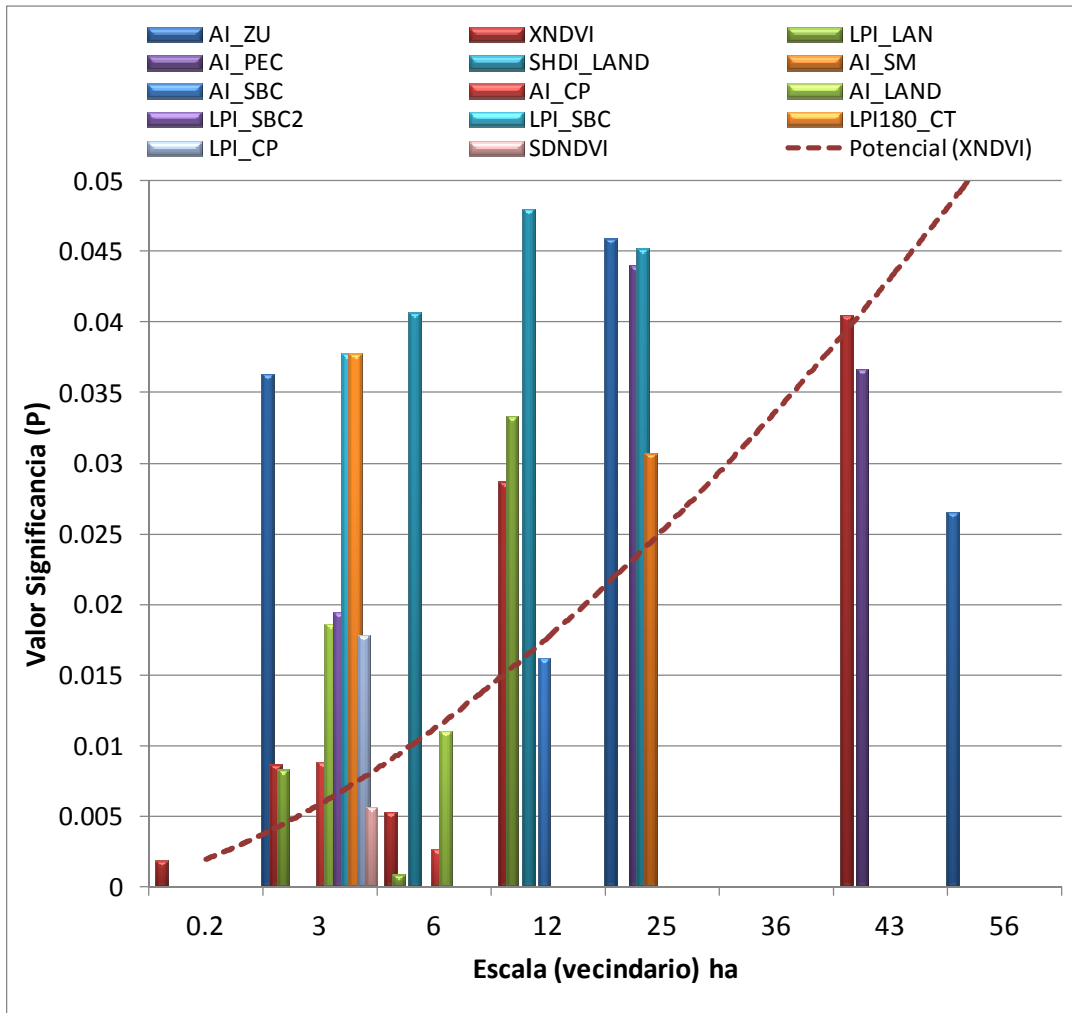


Figura 13. Nivel de significancia estadística (P) de las variables, que a las distintas escalas fueron incorporadas en los modelos de regresión logística, para predecir la presencia de la especie *Thryothorus Sinaloa*. La curva de tendencia es “potencial”, correspondiente a los valores de significancia de la variable media del índice de vegetación (XNDVI).

Por su parte, los modelos para las escalas de 6 y 12 ha identificaron cinco y cuatro variables estadísticamente significativas, respectivamente, teniendo como comunes al XNDVI, LPI- *paisaje* y LPI-*paisaje*. El modelo de 6 ha identificó además a las variables índice de agregación (AI) para la *clase* cultivos permanentes así como a nivel de *paisaje*. Por su parte el modelo de 12 ha incluyó también a la variable índice de agregación de la *clase* selva baja caducifolia.

Por lo que respecta a los patrones observados en los valores de significancia, con las cuales las variables predictivas fueron incluidas en los modelos de regresión, de nueva

cuenta la media del índice de vegetación (XNDVI) consistentemente fue incluido como variable predictora significativa, a lo largo de las diferentes escalas de análisis; como puede observarse en la Figura 13, la significancia de XNDVI decrece consistentemente, en la medida en que aumenta el tamaño de la escala.

Cuadro 16. Coeficientes (B) y significancia estadística (P) de las variables incluidas en los modelos de regresión logística, para la predicción de la presencia de la especie *Thryothorus sinaloa* en las distintas escalas de análisis.

Escala (ha)	Variable	B	S.E.	Wald	df	Sig.	Exp(B)	I.C.I.	I.C.S	Exactitud (%)	
0.2	XNDVI60	0.05	0.01	9.74	1	0.00	1.05	1.02	1.08	68.3	
	3	LPI180_SBC2	-0.54	0.23	5.47	1	0.02	0.58	0.37	0.92	88.5
		LPI180_SBC	0.46	0.22	4.32	1	0.04	1.58	1.03	2.42	
		LPI180_CT	-0.46	0.22	4.32	1	0.04	0.63	0.41	0.97	
		LPI180_CP	1.00	0.42	5.62	1	0.02	2.72	1.19	6.23	
		AI180_ZU	-0.10	0.05	4.39	1	0.04	0.90	0.82	0.99	
		AI180_CP	-0.71	0.27	6.86	1	0.01	0.49	0.29	0.84	
		XNDVI180	0.39	0.15	6.90	1	0.01	1.48	1.10	1.99	
		SDNDVI180	-0.66	0.24	7.65	1	0.01	0.52	0.32	0.82	
		LPI180_LAN	-1.08	0.41	6.97	1	0.01	0.34	0.15	0.76	
AI180_LAND		0.45	0.19	5.54	1	0.02	1.56	1.08	2.27		
6	AI260_CP	-0.09	0.03	9.04	1	0.00	0.92	0.87	0.97	84.6	
	XNDVI260	0.18	0.06	7.79	1	0.01	1.19	1.05	1.35		
	SHDI260_LA	-0.01	0.01	4.19	1	0.04	0.99	0.98	1.00		
	LPI260_LAN	-0.31	0.09	11.06	1	0.00	0.73	0.61	0.88		
	AI260_LAND	0.31	0.12	6.47	1	0.01	1.36	1.07	1.73		
12	AI340_SBC	0.08	0.04	5.79	1	0.02	1.09	1.02	1.17	84.6	
	XNDVI340	0.12	0.05	4.79	1	0.03	1.12	1.01	1.25		
	SHDI340_LA	-0.01	0.01	3.91	1	0.05	0.99	0.97	1.00		
	LPI340_LAN	-0.24	0.11	4.53	1	0.03	0.79	0.63	0.98		
25	AI500_ZU	0.04	0.02	3.99	1	0.05	1.04	1.00	1.07	76.9	
	AI500_SM	0.03	0.02	4.67	1	0.03	1.04	1.00	1.07		
	AI500_PEC	0.03	0.02	4.06	1	0.04	1.03	1.00	1.06		
	SHDI500_LA	-0.01	0.00	4.01	1	0.05	0.99	0.99	1.00		
36	AI660_PEC	0.03	0.01	4.37	1	0.04	1.03	1.00	1.06	75	
	SHDI600_LA	-0.01	0.00	3.75	1	0.05	0.99	0.99	1.00		
43	XNDVI680	0.11	0.05	4.20	1	0.04	1.12	1.00	1.24	75	
	LPI660_LAN	-0.15	0.08	3.64	1	0.06	0.86	0.73	1.00		
56	AI740_ZU	0.04	0.02	4.93	1	0.03	1.04	1.00	1.08	79.8	

Trogon citreolus

Los modelos de regresión logística de la especie *Trogon citreolus*, mostraron un máximo de tres variables predictivas significativas, entre las diferentes escalas de análisis, lo cual correspondió a la escala de 36 ha. El modelo de esta escala obtuvo una exactitud global de 81 % y las variables incluidas consistieron del índice del fragmento más grande (LPI) para la *clase* de usos pecuarios (-B), el índice de agregación para la *clase* zonas urbanas (+B) y la desviación estándar del índice de vegetación (SDNDVI; (-B)).

La desviación estándar del índice de vegetación (SDNDVI) fue la variable significativa que para esta especie se incluyó con mayor consistencia entre las diferentes escalas. Como lo muestra la Figura 14, la variable SDNDVI muestra un patrón cuya significancia decrece ligeramente en la escala de micro-hábitat (0.2 – 1.0 ha), para posteriormente incrementarse conforme aumenta el tamaño de la escala.

En general, las otras variables significativas de los modelos a las diferentes escalas difieren entre sí, con excepción del índice de agregación (AI) para la *clase* zonas urbanas, la cual fue incluida en las escalas intermedia (6 ha) y de ámbito hogareño (36 ha) (ver Figura 14).

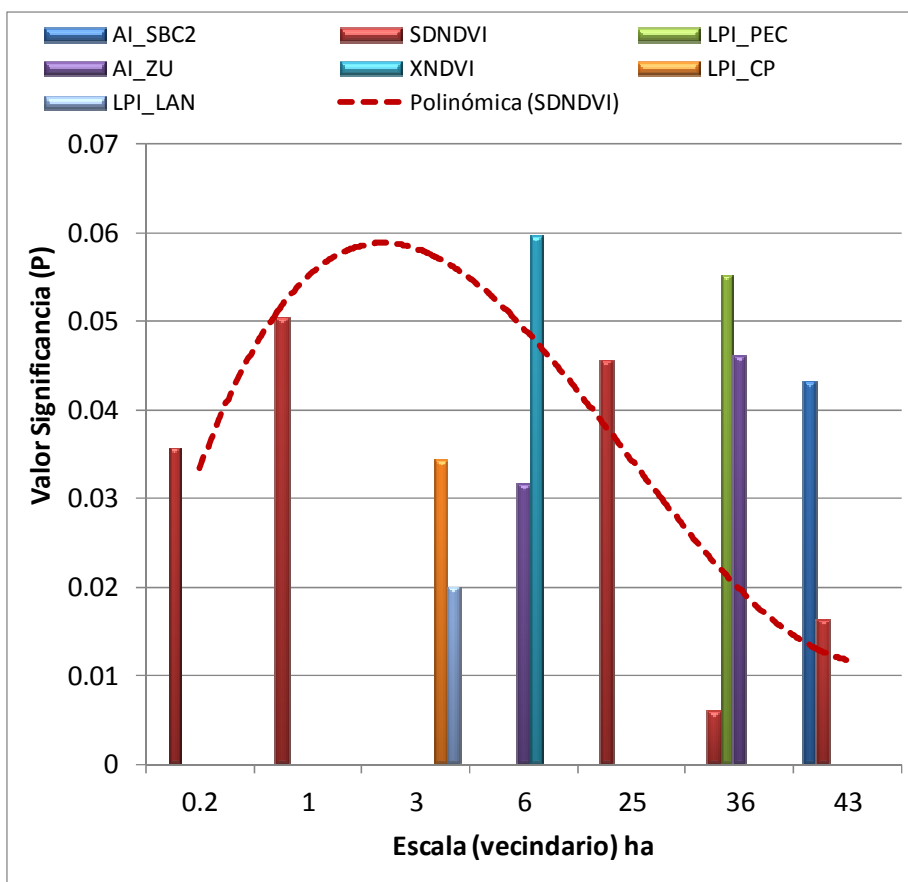


Figura 14. Nivel de significancia estadística (P) de las variables, que a las distintas escalas fueron incorporadas en los modelos de regresión logística, para predecir la presencia de la especie *Trogon citreolus*. La curva de tendencia es polinómica de tercer orden, correspondiente a los valores de significancia de la variable desviación estándar del índice de vegetación (SDNDVI).

Cuadro 17. Coeficientes (B) y significancia estadística (P) de las variables incluidas en los modelos de regresión logística, para la predicción de la presencia de la especie *Trogon citreolus* en las distintas escalas de análisis.

Escala (ha)	Variable	B	S.E.	Wald	df	Sig.	Exp(B)	I.C.I.	I.C.S	Exactitud (%)
0.2	SDNDVI60	-0.12	0.06	4.41	1	0.04	0.89	0.79	0.99	64.3
1	SDNDVI100	-0.23	0.12	3.83	1	0.05	0.79	0.63	1.00	76.2
3	LPI180_CP	0.23	0.11	4.47	1	0.03	1.26	1.02	1.55	76.2
	LPI180_LAN	-0.18	0.08	5.41	1	0.02	0.83	0.72	0.97	
6	AI260_ZU	0.07	0.03	4.62	1	0.03	1.08	1.01	1.15	81
	XNDVI260	0.12	0.06	3.55	1	0.06	1.12	1.00	1.27	
25	SDNDVI500	-0.27	0.13	3.99	1	0.05	0.76	0.59	0.99	84.5
36	LPI600_PEC	-0.28	0.15	3.67	1	0.06	0.75	0.57	1.01	81
	AI600_ZU	0.04	0.02	3.98	1	0.05	1.05	1.00	1.09	
	SDNDVI600	-0.61	0.22	7.53	1	0.01	0.54	0.35	0.84	

Escala (ha)	Variable	B	S.E.	Wald	df	Sig.	Exp(B)	I.C.I.	I.C.S	Exactitud (%)
43	AI660_SBC2	-0.04	0.02	4.09	1	0.04	0.96	0.93	1.00	77.4
	SDNDVI660	-0.45	0.19	5.76	1	0.02	0.64	0.44	0.92	

Granatellus venustus

Los modelos de regresión logística generados para la especie *Granatellus venustus*, solo incluyeron variables estadísticamente significativas para el modelo relacionado con la escala intermedia de 6 has. Este modelo mostró una exactitud global de 76.7 % de registros clasificados correctamente, e incluyó a las variables a nivel *paisaje*, índice del fragmento más grande (LPI) e índice de diversidad de hábitats (SHDI) (ver Cuadro 18). Ambas variables mostraron coeficientes negativos (-B), lo que implica que a medida que estas variables disminuyen en sus valores, existe una mayor probabilidad de registrar la presencia de la especie *Granatellus venustus*.

Cuadro 18. Coeficientes (B) y significancia estadística (P) de las variables incluidas en el modelo de regresión logística, para la predicción de la especie *Granatellus venustus*, correspondiente a la escala de análisis de 6 ha.

Escala (ha)	Variable	B	S.E.	Wald	df	Sig.	Exp(B)	I.C.I.	I.C.S	Exactitud (%)
6	SHDI260_LA	-0.02	0.01	3.63	1.00	0.06	0.98	0.96	1.00	76.70
	LPI260_LAN	-0.27	0.13	4.11	1.00	0.04	0.77	0.59	0.99	

3.3 Exactitud global de los modelos y tamaño de escala

Con el objetivo de visualizar las relaciones existentes entre los resultados de exactitud global de los modelos para el conjunto de especies y el tamaño del área del paisaje analizada (i.e. escala), calculamos los estadísticos de regresión lineal entre tales parámetros para cada especie (Figura 15). Como puede observarse en esta figura, para dos especies, *Cacicus melanicterus* y *Thryothorus felix*, esta relación resultó ser directamente proporcional, aunque en el caso de *Thryothorus felix* se tuvo que remover el resultado de la escala de 6 ha, considerado este como resultado sesgado (Figura 15d). En contraste, para la especie *Thryothorus sinaloa* esta relación mostró ser inversamente proporcional, es decir, la exactitud global tendió a disminuir en la medida que aumentó el tamaño de escala (Figura 15e).

Tratando de identificar posibles patrones en esta relación, adicionales a la relación proporcional directa lineal, se incluyeron las curvas de ajuste para cada conjunto de datos; como lo muestra la Figura 15 (a y b), *Cacicus melanicterus* y *Melanerpes chrysogenys* (especie para la cual la relación lineal no fue significativa), los valores de exactitud global aumentan en la medida que aumenta el tamaño de la escala, hasta alcanzar los valores de exactitud correspondientes a las escalas de ámbito hogareño (e.g. 25 - 43 ha). El caso de *Thryothorus felix* la relación no mostró un punto de inflexión a partir del cual la exactitud global del modelo tendiera a disminuir (Figura 15d). Para *Thryothorus sinaloa*, la relación parece ser también lineal, aunque los resultados de la escala más amplia (56 ha) podrían indicar un punto de inflexión. Finalmente, la especie *Trogon citreolus* mostró una relación unimodal, lo cual explica en parte la ausencia de significancia en los resultados de la regresión lineal; aquí parece existir una relación directamente proporcional en las escalas locales e intermedias, siendo la primera escala en el rango del ámbito hogareño el punto de inflexión a partir del cual la relación parece inversamente proporcional (Figura 15f).

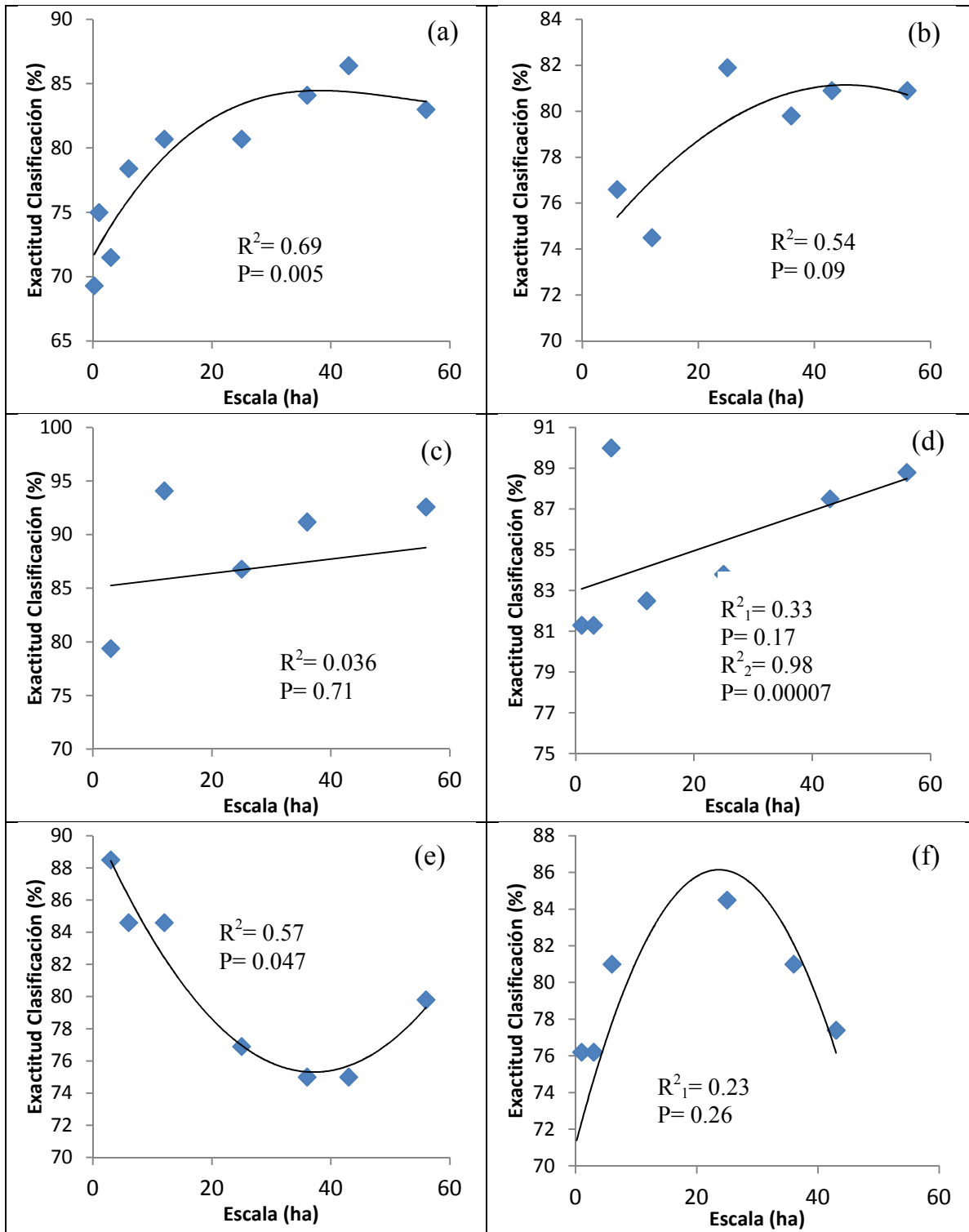


Figura 15. Relaciones entre tamaño de escala (análisis de vecindario) y los resultados de la exactitud en la clasificación de registros como correctos, obtenidos en los análisis de regresión logística. Se muestran las curvas de tendencia de los puntos para fines ilustrativos, con los respectivos valores calculados de R^2 = coeficiente de determinación y sus valores críticos de F asociados. Las gráficas corresponden a las siguientes especies: (a)= *Cacicus melanicterus*; (b)= *Melanerpes chrysogenys*; (c)= *Ortalis poliocephala*; (d)= *Thryothorus felix*; (e)= *Thryothorus Sinaloa*; y (f)= *Trogon citreolus*. P=Valor crítico de F.

DISCUSIÓN

Análisis puntual de las asociaciones de hábitat

Los factores relacionados con la selección del hábitat por parte de las distintas especies de fauna silvestre son múltiples y operan en tiempos y magnitudes diferenciales (Rosenzweig, 1985), de ahí la complejidad de determinar de forma precisa los requerimientos ecológicos de las especies. Ante tales dificultades, la documentación de las asociaciones de las especies (en particular aves) con tipos de hábitats, ha sido ampliamente utilizada como fuente de valiosa información para la formulación de estrategias relacionadas con la conservación y el manejo de las especies (e.g. Marsden & Fielding, 1999; Heikkinen et al., 2004; Chalfon & Thomas, 2007). En este sentido, los tipos de vegetación y sus características estructurales asociadas, han sido considerados como la unidad básica del hábitat que determina la distribución de las especies (Hong et al., 2004; Forman, 1995).

El análisis propuesto en este estudio, para determinar las asociaciones de hábitat de diez especies endémicas de aves del occidente de México, está basado en consideraciones como las anteriores, por lo que nuestro punto de partida consistió en la generación de un mapa actual y con alta resolución espacial, sobre la cobertura de los distintos tipos de vegetación y usos de suelo de la región de estudio. Este mapa actualizado además nos permitió garantizar la correspondencia temporal entre los sitios de muestreo de las aves con los distintos tipos de vegetación y usos de suelo. Los estudios de ecología espacial, basados en la evaluación del hábitat mediante el análisis de los mapas de vegetación disponibles, posibilita establecer una base científica para la conservación de la flora y fauna local, así como la determinación de rangos de manejo y conservación Zonneveld (1995 & 1989). De esta manera, los mapas de vegetación se constituyen como herramientas básicas del análisis del paisaje, además de que representan un paso preliminar fundamental en el estudio de la ecología de la fauna silvestre (Hong et al., 2004).

A nivel de punto de conteo, nuestros resultados sobre las asociaciones de hábitat de las especies de estudio indican que éstas, a pesar de ser endémicas al bosque tropical caducifolio, muestran niveles diferenciales en la especificidad de su asociación a dicha formación vegetal. En principio, esto es lo que sugieren los resultados de los valores del índice de diversidad para los distintos tipos de vegetación y usos de suelo en los que se registró la presencia de las especies. No obstante el tamaño reducido de nuestro grupo de

aves, la selva baja caducifolia obtuvo el índice de diversidad de especies de aves más alto (0.975), aunque otros tipos de vegetación y usos de suelo obtuvieron también valores elevados y a veces muy cercanos al de la selva baja caducifolia: 0.909 para la selva baja caducifolia secundaria, 0.877 para los usos pecuarios y 0.866 para los cultivos anuales. Estas condiciones sugieren que los ambientes perturbados ofrecen potencialmente, elementos importantes que de alguna manera contribuyen al sostenimiento de las poblaciones de las especies de aves incluidas en el presente estudio; tales elementos bien pudieran representar fuentes alternativas de alimento, agua y otros recursos. Sin embargo, por otra parte si existieron tipos de hábitats, como las zonas urbanas, las cuales obtuvieron valores bajos en el índice de diversidad de especies de aves (0.289 para este tipo de uso de suelo), situación que indica la pobre asociación (ocasional en el mejor de los casos) de las especies de estudio con tales ambientes.

De las 10 especies de estudio, aquellas que evidenciaron una mayor especificidad hacia el bosque tropical caducifolio (valores bajos del índice de diversidad de los tipos de vegetación) fueron; *Deltarhynchus flamulatus* (0.260), *Granatellus venustus* (0.509), *Passerina leclancherrii* (0.465) y *Cyanocorax sanblasianus* (0.545). Esto sugiere que dichas especies se distribuyen de acuerdo con la dominancia que tiene el bosque tropical caducifolio conservado, dentro de la matriz del paisaje, y en la que se encuentran representados otros tipos de vegetación y usos de suelo. Por otro lado, las especies más generalistas en la utilización del hábitat fueron; *Thryothorus sinaloa* (0.713), *Thryothorus felix* (0.676), *Ortalis poliocephala* (0.685), *Melanerpes chrysogenys* (0.813), *Trogon citreolus* (0.624) y *Cacicus melanicterus* (0.822). Es decir, para estas especies una importante proporción de sus registros de presencia, estuvieron incluidos significativamente dentro de los diferentes tipos de vegetación y usos de suelo, disponibles en la zona de estudio.

Cacicus melanicterus aparece entonces como la especie que exhibe el nivel más alto de generalización en sus asociaciones de hábitat. Esta especie no solamente mostró sus registros de presencia distribuidos sobre prácticamente la totalidad de los ambientes muestreados- alcanzado así el índice de diversidad de hábitats más alto de entre las 10 especies de estudio (0.822)- el análisis de bondad de ajuste (χ^2) también determinó un patrón al azar en la distribución de su presencia a lo largo del área de estudio. Aunado a

esto, *Cacicus melanicterus* junto con *Trogon citreolus*, *Melanerpes chrysogenys*, *Thryothorus felix* y *T. Sinaloa*, fueron las especies cuya proporción de registros de presencia asociados a la selva baja caducifolia, estuvo por debajo de las proporciones obtenidas para otros tipos de vegetación y usos de suelo, relacionados con ambientes perturbados. Como ya se ha mencionado, la variedad de hábitats asociados a estas especies, pudieran representar fuentes alternas de recursos. Sobre todo en la temporada seca, las áreas de vegetación primaria aparentemente no contienen algunos de los recursos existentes en otras áreas. Cabe tener presente que el muestreo de aves se llevó a cabo precisamente durante el periodo final de la época seca del año (junio), lo que pudiera explicar con mayor claridad, la necesidad de las especies para significativamente incursionar en los ambientes considerados como perturbados o inclusive transformados. La definición de la temporada para la realización del muestreo, estuvo determinada por el conocimiento de que la temporada seca representa uno de los picos en la reproducción de especies de aves que se distribuyen en la región de Chamela (Arizmendi *et al.*, 2002). Durante la temporada de secas, las especies en reproducción resultan ser más conspicuas, además de que existe una muy buena visibilidad al interior de los ambientes primarios, dada su condición caducifolia; esto deriva en tasas elevadas de éxito en la detección de las especies. Cabe reconocer, sin embargo, que es recomendable realizar al menos otro muestreo en una temporada diferente (e.g. inicio de secas ó lluvias), con el objetivo de estar en posibilidades de hacer inferencias más robustas sobre posibles variaciones en las asociaciones de hábitats.

Análisis multiescalar de las asociaciones de hábitat

En términos generales, nuestros resultados indican lo mostrado por recientes estudios sobre las asociaciones o preferencias de hábitats por parte de especies de aves, a escalas múltiples; los efectos de los atributos del paisaje que determinan a las distribuciones de especies de aves, parecen actuar de diversas maneras, dependiendo de la escala de análisis- que pueden ir desde los micro-hábitats hasta las escalas regionales (Thompson *et al.*, 2002; Mitchell *et al.*, 2006; Bailey & Thompson, 2007; Brennan & Schnell, 2007; Chalfon & Thomas, 2007; Renfrew & Ribic, 2008; Desrochers *et al.*, 2010). A diferencia del análisis puntual, los resultados del análisis multiescalar sobre las asociaciones de hábitat, indicaron de manera clara, que independientemente de la especie de que se trate, la selva baja

caducifolia constituye el tipo de hábitat más importante o predominante, asociado a los registros de presencia de las diez especies estudiadas. Sobre esta base general, también es cierto que a las diferentes escalas de análisis, la presencia de las especies estuvo relacionada en mayor o menor medida con una variedad de tipos de vegetación y usos de suelo, tales como la selva baja caducifolia secundaria, los usos pecuarios así como los cultivos anuales y permanentes. El análisis multiescalar resulta relevante, toda vez que las características de paisajes, más que condiciones puntuales, requieren ser cuantificados para evaluar aquellas características del hábitat que realmente contribuyen a explicar la distribución y permanencia de las especies (Matisziw & Murray, 2009; Naugle *et al.*, 1999).

En términos de prácticas de manejo e intervenciones humanas y sus implicaciones para la conservación de la diversidad biológica de la región de Chamela, la realización de actividades productivas, aparentemente aún no ha derivado en la pérdida irreversible de áreas con vegetación primaria. donde las especies estudiadas encuentran los elementos más importantes para su alimentación, refugio y reproducción, es decir para su viabilidad poblacional en última instancia. De acuerdo con el mapa de vegetación actual generado para el área de estudio, aproximadamente el 66 % del área se encuentra ocupada por vegetación primaria (selva baja caducifolia, selva mediana subperennifolia y manglar), quedando así el 44 % ocupado por ambientes perturbados, como son la selva baja caducifolia secundaria, las áreas pecuarias, los cultivos permanentes y anuales, así como las zonas urbanas, y otras desprovistas de vegetación. Específicamente, la selva baja caducifolia ocupa el 54 % del área de estudio, en tanto que la selva baja caducifolia secundaria (temprana) ocupa aproximadamente el 10 % de la misma. Estos números pueden ser importantes en la discusión sobre posibles umbrales, a partir de los cuales se acentúan los efectos negativos de la fragmentación. Por ejemplo, a partir de una revisión de estudios Adren (1994) propuso que reducciones en la cantidad de hábitat disponible por debajo de 20-30 %, constituyen umbrales críticos a partir de los cuales los efectos del aislamiento de fragmentos se hacen más pronunciados para especies de aves y mamíferos.

En términos generales, el análisis de los efectos de la fragmentación sobre los bosques secos, resulta ser poco estudiado (Maass *et al.*, 2002); específicamente para la región de Chamela. Maass *et al.* (2002) enfatizan que el análisis de patrones de

deforestación debe ser una tarea indispensable para proponer estrategias adecuadas de manejo y conservación de sus ecosistemas. En este sentido, el análisis realizado en el presente estudio, resulta relevante toda vez que aporta elementos relacionados, no solo con los patrones de fragmentación de los hábitats en la región de Chamela, sino con sus efectos sobre la distribución de algunas especies de aves endémicas al bosque tropical caducifolio de la vertiente occidental de México.

De manera particular, la especie *Cacicus melanicterus* se encuentra ampliamente relacionada con ambientes perturbados en las diferentes escalas de análisis, situación que resultó coincidente con el análisis puntual de las asociaciones de hábitat. Sin embargo, el análisis multiescalar indicó que conforme se incrementó la escala, las proporciones de registros de presencia de la especie se relacionaron de manera importante con ambientes primarios de selva baja caducifolia. Al respecto, si bien es cierto que el análisis de regresión logística determinó variables con significancia estadística a las distintas escalas, la exactitud global de las predicciones de los modelos de regresión, aumentó proporcionalmente y con significancia estadística, conforme se incrementó la escala de análisis ($R^2 = 0.69$; valor crítico (F) = 0.005). Cabe hacer mención además, que la curva de tendencia de la exactitud obtenida de los modelos de regresión, indicó que conforme se aumenta el tamaño de escala o vecindario, el incremento de los valores de exactitud tiende a un comportamiento asintótico, el cual comienza a observarse a partir de la escala de 36 ha. Esto último podría indicar que la especie *Cacicus melanicterus* utiliza ambientes perturbados, siempre y cuando exista un vecindario mínimo de 36 ha dominado con la presencia de ambientes primarios (i.e. selva baja caducifolia). Al igual que *Cacicus melanicterus*, la especie *Melanerpes chrysogenys* exhibe un patrón similar en el comportamiento de la exactitud global de los modelos de regresión, es decir, ésta aumenta proporcionalmente conforme aumenta la escala de análisis; no obstante dicha relación resultó ser estadísticamente no significativa.

La especie *Thryothorus felix*, mostró una relación lineal positiva y significativa de los valores de exactitud global de los modelos de regresión logística, al incrementar la escala de análisis ($R^2 = 0.98$; valor crítico (F) = 0.00007). Sin embargo, a diferencia de la *Cacicus melanicterus* y *Melanerpes chrysogenys*, esta especie no muestra el patrón asintótico en la disminución del aumento de exactitud conforme se aumenta la escala de

análisis. Esta relación lineal sugeriría que la presencia de *Thryothorus felix* puede relacionarse más significativamente con escalas de análisis del paisaje más amplias, respecto a las incluidas en el presente documento.

Por su parte, la especie *Thryothorus sinaloa*, parece evidenciar un patrón inverso, respecto a las escalas que resultan relevantes para predecir su presencia: Conforme se aumenta la escala de análisis, la curva de tendencia del comportamiento de los valores de exactitud de los modelos de regresión, evidencia una disminución casi constante; esta situación pudiera estar indicando que la presencia de la especie obedece a sus preferencias de configuración del paisaje correspondientes a escalas locales.

La especie *Ortalis poliocephala*, no mostró una tendencia clara respecto al comportamiento de la exactitud de sus modelos asociados en las distintas escalas de análisis, mientras que para la especie *Trogon citreolus* parece existir una relación mixta; es decir, se manifiesta una relación directamente proporcional en las escalas locales e intermedias, para aparecer después un punto de inflexión en la primera escala del rango ámbito hogareño. A partir de esta escala la relación parece convertirse a una con un patrón inversamente proporcional.

Estos resultados sugieren que el ámbito hogareño de *Trogon citreolus* se relaciona con áreas de actividad menores de 25 ha, lo cual coincide con lo revelado por Renton & Vega (2002), quienes relacionan a la especie con un ámbito hogareño de 14 a 400 ha y con un área de utilización más intensa de 10 ± 5 ha. El mismo estudio indica que durante los meses más secos del año, la especie realiza una migración estacional, de tal forma que sale de las áreas forestales de la reserva de la biósfera Chamela-Cuixmala (RBChC) durante un tiempo estimado de 36 ± 3 días, regresando a la reserva poco después de que las lluvias comienzan. Aunque en el estudio referido no se establecen los tipos de hábitat utilizados por *Trogon citreolus* durante su migración estacional en los meses más secos del año, es posible que la especie se desplace hacia áreas con presencia de ambientes perturbados, tal y como se observó en este estudio; una fracción significativa de los registros de presencia de la especie (71 %) se relacionaron con la selva baja caducifolia secundaria, con los usos pecuarios así como con los cultivos anuales. La fracción restante de los registros (29 %) correspondió con la selva baja caducifolia y con la selva mediana subperennifolia.

En la zona de estudio, y no obstante la importante diversidad de tipos de vegetación y usos de suelo con distintos estados de conservación, la cobertura dominante sigue siendo la selva baja caducifolia (54 % del área de estudio). Basados en el mapa actualizado de los principales tipos de vegetación y usos del suelo en la región, parece evidente que es precisamente la presencia de la RBChC, el factor limitante para la expansión desmedida en la zona de los cambios de uso de suelo. Es importante mencionar que el diseño del muestreo- basado en la identificación de las asociaciones de las especies con los distintos tipos de vegetación y usos de suelo- tuvo especial atención en que los sitios de muestreo, aún aquellos relacionados con las áreas de bosques primarios, se ubicaran sobre matrices con distintos estados de conservación de la vegetación y usos de suelo. En otras palabras, los resultados y análisis presentados por este estudio, fueron obtenidos de los datos e información recabada en los alrededores del continuo de selvas que delimita el polígono de la RBChC (ver Figura 1). Por lo tanto, nuestros resultados se refieren a las variaciones que muestran las especies, en sus asociaciones con atributos de hábitats y paisajes inmersos en áreas que muestran diferentes niveles de intervención o transformación humana, condiciones inexistentes dentro de los límites de la RBChC.

La aún dominancia de la selva baja caducifolia a escala de paisaje, es el factor que en primer instancia explica la alta representación de las especies de estudio en ambientes perturbados (selva baja caducifolia secundaria, áreas destinadas a usos pecuarios, así como los cultivos permanentes y anuales). Parece evidente que como complemento a los recursos primordiales que brinda la selva baja caducifolia (alimento, refugio y reproducción), las especies se ven favorecidas, en mayor o menor medida, por condiciones existentes (alimento y agua) dentro en las áreas influenciadas por actividades humanas. En este sentido, la movilidad de las aves es un factor que debe tomarse en cuenta para dimensionar la significancia de que las especies estén presentes en los diferentes ambientes transformados. Por otra parte, en la búsqueda de métodos alternativos de manejo de recursos naturales, se ha sugerido que los sistemas silvo-pastoriles o agroforestales entremezclados con selvas conservadas, pudieran ser una opción de manejo con importantes implicaciones para la conservación (Maass *et al.*, 2002).

Diversos estudios han documentado la posibilidad de que exista una mayor riqueza de especies de aves en áreas perturbadas, respecto a áreas cubiertas con vegetación primaria

(Hutto, 1989). Sin embargo, esta situación puede dar lugar a inferencias equivocadas con respecto a la importancia de las áreas perturbadas en el sostenimiento de la riqueza de las especies de aves (Hutto, 1989). Mediante la realización de análisis del paisaje a distintas escalas, como es el caso del presente estudio, se podrían aportar mayores elementos para explicar los patrones de riqueza de especies sobre ambientes perturbados. Esto último, toda vez que mediante un análisis multiescalar, se estaría en la posibilidad de cuantificar las características de los hábitats que rodean aquellos sitios donde las especies son observadas, tales como la proporción de ambientes conservados y perturbados en un radio determinado, distancias mínimas y máximas hacia las áreas de bosques conservados, distancias hacia las fuentes de alimentación y agua, entre otros; atributos que un análisis puntual no estaría en posibilidad de identificar.

Las características del hábitat en cualquier punto, están en función no solo de los hábitats vecinos (paisaje), sino de la historia, magnitud y trayectoria de cambios de los hábitats a múltiples escalas espaciales y temporales (Knick & Rotenberry, 2002). Considerando el énfasis puesto en la escala de estudio, como aquella dimensión definida por los objetivos analíticos o de acciones que se persigan, cada vez es más reconocido que en las aves, las relaciones especie-hábitat están fuertemente asociadas a escalas múltiples (Wiens, 1989; Fuller, 1994). El manejo local de los hábitats naturales de las aves, depende del entendimiento de las relaciones de éstas con su hábitat. De tal manera que los estudios a múltiples escalas son complementarios, pues los factores que emergen a diferentes escalas son generalmente diferentes (Fuller, 1994). La estructura espacial de un hábitat así como la ejecución adecuada de prácticas de manejo, resultan ser consideraciones importantes para la conservación de la biodiversidad biológica (Matisziw & Murray 1999). Al respecto, mediante la caracterización cuantitativa de características claves del paisaje, a las distintas escalas de análisis, nos fue posible explorar para cada una de las especies, el conjunto de atributos del paisaje indicadores de su distribución en la región de Chamela.

Para la especie *Cacicus melanicterus*, la cuantificación de la estructura del hábitat a las distintas escalas de análisis se relacionó de manera constante con la media y la desviación estándar del índice de vegetación. La media del índice de vegetación guardó una relación positiva con la predicción de la presencia de la especie, en tanto que la desviación estándar mostró una relación negativamente proporcional; es decir,

independientemente de la escala de análisis, *Cacicus melanicterus* se ubicará en las áreas que muestran los promedios más altos del índice de vegetación así como una variabilidad espacial reducida de los mismos. Por otra parte, para las escalas de 6 y 12 ha, la configuración del paisaje en las áreas de mayor probabilidad de encontrar a la especie, se relacionó de manera positiva con los índices de agregación de las clases selva baja caducifolia, cultivos permanentes y usos pecuarios; en este punto cabe hacer mención, que para dichas escalas el índice de agregación a nivel de paisaje resultó ser una variable también significativa en el modelo de regresión, pero la cual guardó una relación proporcional inversa. Es decir, en las escalas de 6 y 12 ha, la presencia de *Cacicus melanicterus* se relaciona con la existencia de parches agregados de selva baja caducifolia, cultivos permanentes y usos permanentes, pero dentro de áreas con niveles relativamente elevados de heterogeneidad (fragmentación).

Por su parte, a las mayores escalas de análisis (43 y 55 ha), se identifican como variables importantes en la configuración del paisaje, a los índices del parche más grande de las clases zonas urbanas, cultivos permanente y selva mediana, así como el índice de agregación de la selva baja caducifolia, las zonas urbanas y los usos pecuarios; de estas variables, el índice de agregación de la selva baja caducifolia fue el único que guardó una relación proporcional positiva. El índice de agregación a nivel de paisaje se relacionó de forma negativa con la presencia de la especie. Con lo anterior, se está en posibilidad de establecer que la especie *Cacicus melanicterus*, se bien es cierto que es una especie ampliamente generalista en el uso de hábitat, su presencia estará condicionada a la presencia de matrices fragmentadas y con distintos tipos de vegetación y usos de suelo, pero en los cuales se tengan parches de selva baja caducifolia con importantes adyacencias entre sí.

La presencia de la especie *Melanerpes chrysogenys*, se relacionó en las escalas de 6 a 56 ha, con los valores más altos de la media del índice de vegetación. En la escala de 6 ha, la especie mostró una relación positiva con el índice de agregación de la selva baja caducifolia, en tanto que para el resto de las escalas (25, 36, 43 y 56 ha), se identificaron como variables claves en la configuración del paisaje al índice del parche más grande correspondiente a distintas clases, de las cuales la clase selva baja caducifolia resultó ser una constante. El resto de las clases del índice del parche más grande consistieron de la

selva baja secundaria, los cultivos pecuarios y la selva mediana subperennifolia. Es decir, en términos generales, la configuración del paisaje en las áreas de mayor probabilidad de encontrar a la especie *Melanerpes chrysogenys*, estaría relacionada con áreas en las cuales diferentes tipos de vegetación y usos de suelo concurren en paisajes con bajos niveles de fragmentación.

La presencia de la especie *Ortalis poliocephala* se relacionó de manera importante en las distintas escalas de análisis con el índice de vegetación; no obstante, solamente en las escalas de análisis más pequeñas (3 y 12 ha), se identificó como significativas tanto a la media (con una relación positiva) como a la desviación estándar (relación negativa) de dicho índice; en las escalas de mayor tamaño, solo se identificó como significativa a la media del índice de vegetación. Por lo anterior, se tiene que en las escalas análisis más bajas, la especie requiere de áreas con volúmenes importantes de materia vegetal verde con una variabilidad baja en sus niveles de cobertura. En tanto que en las escalas de análisis más grandes (25 a 43 ha), la especie parece ser más tolerante a factores de variabilidad en los niveles de cobertura, siempre que en la configuración del paisaje de mantengan niveles altos de material vegetal (selva baja caducifolia y de selva baja caducifolia secundaria). Finalmente, en la escala de 43 Ha, se identificó también como variable significativa al índice de diversidad de hábitats, lo cual estaría reforzando la tolerancia de la especie a niveles de heterogeneidad ambiental, en combinación con manténganla existencia de parches de importantes tamaños de selva baja caducifolia y selva baja caducifolia secundaria.

La especie *Thryothorus felix* mostró una importante variabilidad respecto a los métricos del paisaje que a las distintas escalas pudieran definir la presencia de la especie; con excepción de la escala de 12 ha en la que se identificaron dos variables, las demás escalas se relacionaron solo con una variable significativa en la determinación de la presencia de la especie. En este punto cabe hacer mención que ninguna de dichas variables se repite entre los modelos, además de que corresponden a métricos del paisaje tanto a nivel de clase como de paisaje, y que incluyen además ambientes tanto primarios como perturbados. En principio, lo anterior pudiera estar indicado una alta generalización de la especie respecto a la utilización de paisajes con una configuración altamente heterogénea y en cuya composición no existan patrones claros en las matrices dominantes. No obstante,

esto debe tomarse con reserva, toda vez que la escala de análisis con mayor exactitud en la proporción de clasificados correctamente (6 ha), identificó como variables relevantes para la presencia de la especie a los índices de agregación de la selva baja caducifolia, de la selva baja caducifolia secundaria y de los cultivos permanentes; lo cual estaría indicando una tendencia de la especie a la utilización de ambientes en donde los patrones de fragmentación guardan una estrecha relación con presencia de la selva baja caducifolia.

Por su parte, la especie *Thryothorus sinaloa*, al igual que la especie *Thryothorus felix* mostró una importante variabilidad respecto a las variables del paisaje que a las distintas escalas pudieran definir su presencia; en la mayoría de los casos, las variables de configuración del paisaje a las distintas escalas correspondieron de manera importante con variables a nivel de clase, relacionadas con ambientes perturbados, así como con el índice de diversidad de hábitats. Únicamente en las escalas de análisis de 3 y 12 ha, se identificó como significativo al índice de agregación de la selva baja caducifolia.

En lo que respecta a la especie *Trogon citreolus*, la presencia de esta especie estableció una relación negativa en las distintas escalas de análisis con la desviación estándar del índice de vegetación. Es importante mencionar, que la configuración del paisaje con la cual se relacionó a la especie se caracterizó de manera importante con la presencia de matrices fragmentadas por tipos de vegetación y usos de suelo distintos a los ambientes primarios, tales como los cultivos permanentes, las zonas urbanas y la selva baja caducifolia secundaria. Al respecto, el índice de agregación de esta última variable resultó ser significativa a la escala de 43 ha, junto con la desviación estándar del índice de vegetación. Como ya se ha mencionado, se tiene documentado que la especie realiza una migración estacional de las áreas de selva baja caducifolia; en este sentido, nuestro resultados estarían apoyando la teoría de que *Trogon citreolus* estaría beneficiándose de los recursos que ofrecen los ambientes perturbados durante la época de mayor estrés hídrico del año. No obstante, dicha inferencia requiere ser reforzada mediante la realización de muestreos durante distintas épocas del año.

Finalmente, para el caso de la especie *Granatellus venustus*, se tiene que el análisis resultó en la identificación de tan solo dos variables relacionadas con la presencia de la especie en la escala de 6 ha; índice de diversidad de hábitat e índice del parche más grande. Para la primera variable, la relación fue negativa aunque con valor absoluto que se

aproxima a cero. Esta situación estaría indicando la dependencia de la especie por ambientes con niveles dominados por algunos tipos de hábitat (e.g. selva baja caducifolia y la selva baja caducifolia secundaria). Respecto a la relación con el índice del parche más grande, ésta fue negativa, es decir áreas dominadas no solamente por un tipo sino varios tipos de hábitat. Este es uno de varios casos donde se hace evidente la necesidad de realizar mayores esfuerzos de muestreo, toda vez que la baja frecuencia encontrada para esta especie, pudiera significar una limitante en la interpretación de los requerimientos de la especie con respecto a la configuración espacial del paisaje.

Un elemento de especial consideración en los resultados de nuestro análisis, se relaciona de manera importante con los datos de pseudoausencia utilizados para la obtención de los modelos de regresión logística; como se indicó en la metodología, tales pseudoausencias fueron generadas a partir de una selección al azar de los sitios de muestreo en los cuales no se registró la presencia de las especies de estudio.

Obtener datos confiables de ausencias de las especies, parece en si una tarea muy difícil de alcanzar (Hirzel *et al.*, 2002), debido que un sitio puede ser registrado como ausencia por varias causas: (1) La especie no fue detectada, pero estaba presente (McArdle, 1990; Slolow, 1993); (2) por razones históricas la especie se encuentra ausente, aunque el hábitat sea adecuado (Hirzel *et al.*, 2002); y (3) el hábitat es realmente inadecuado para la especie. En este estudio estimamos que la baja la probabilidad de no haber registrado especies de este estudio en determinados sitios de muestreo, se debe sobre todo a una baja eficiencia en su detección. Lo anterior, considerando que la mayoría de las especies de estudio tienden a ser muy conspicuas, con excepción de las especies *Deltarhynchus flammulatus* y *Granatellus venustus*, las cuales exhiben mayores niveles de discrecionalidad. El hecho de que el muestreo de aves se llevó a cabo durante la época más seca del año y que por lo tanto la falta de hojas en los estratos arbustivos y arbóreos facilitó de manera importante la detección de las especies, contribuye en aumentar la confiabilidad de los datos no solamente la presencia sino también las pseudoausencias, de alguna manera. No obstante la limitación de las características de los datos de pseudoausencias utilizados, los resultados obtenidos de la modelación logística nos permitieron identificar valores diferenciales de los promedios obtenidos cuando se relacionaron datos de presencia-ausencia con aquellos de una determinada variable estructural del paisaje.

Los análisis presentados en este estudio, sobre las asociaciones de hábitats correspondientes a 10 especies endémicas de aves del occidente de México, están basados en la aplicación de un enfoque de escalas múltiples, orientado a identificar aquellas relaciones de hábitat que por su significancia, pudieran ser utilizadas para primero entender el papel que juegan los paisajes transformados y la heterogeneidad ambiental del bosque tropical caducifolio, y de esta manera contribuir a la formulación de recomendaciones y criterios para la conservación.

LITERATURA CITADA

- Adren, H. 1994. Effects of hábitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable hábitat: a review. *Oikos*, 71: 355-366.
- Andreassen H. P. & Ims, R. A. 1998. The effects of experimental habitat destruction and patch isolation on space use and fitness parameters in female root vole *Microtus oeconomus*. *Journal of Animal Ecology*, 67:941-952.
- AOU (American Ornithologist's Union). 1993. Check-list of North American Birds. 6a Ed. American Ornithologist's Union, Washington, D.C., EUA.
- Arizmendi, M. C. & Márquez-Valdelamar, L. (Eds.). 2000. Áreas importantes para la conservación de las aves en México. CIPAMEX. 440 pp.
- Arizmendi, M. C., Márquez-Valdemar, L. & Ornelas, J. F. 2002. Avifauna de la región de Chamela. En: Historia natural de Chamela. F. A. Noguera, J. H. Vega Rivera, A. N. García-Aldrete y M. Quesada Avendaño (eds.). Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, México D. F. p. 298-328.
- Arizmendi, M. C., Berlanga, H., Márquez-Valdemar, L., Navarrijo. L. & Ornelas. F. 1990. Avifauna de la región de Chamela, Jalisco. Cuadernos del Instituto de Biología, UNAM. No. 4.
- Austin, G. E., Thomas, C. J., Houston, D. C. & Thompson, D. B. A.. 1996. Predicting the spatial distribution of buzzard *Buteo buteo* nesting areas using a geographic information system and remote sensing. *Journal of Applied Ecology*, 33, 1541–1550.
- Austin, M. P., Nicholls, A. O. & Margules, C. R. 1990. Measurement of the realized qualitative niche: environmental niches of five Eucalyptus species. *Ecological*

Monographs 60:161-177.

- Avery, M. I. & Haines-Young, R. H. 1990. Population estimates of the dunlin *Calidris alpina* derived from remotely sensed satellite imagery of the Flow Country of northern Scotland. *Nature*, 344, 860–862.
- Bailey, W. & Thompson III, F. R. 2007. Multiscale nest-site selection by Black-Capped Vireos. *Journal of Wildlife Management*, 71: 828-836.
- Bissonette J. A. 1997. Scale-sensitive ecological properties: historical context, current meaning. In: Bissonette J.A. (ed.), *Wildlife and Landscape Ecology: Effects of Pattern and Scale*. Springer-Verlag, New York, pp. 3–31.
- Bohning-Gaese, K. 1997. Determinants of avian species richness of different spatial. *Journal of Biogeography*, 25:49-60.
- Brennan, S. P. & Schnell, G. D. 2007. Multiscaled analysis of Tyrannid abundances and landscape variables in the Central Plains, USA. *The Wilson Journal of Ornithology*, 4: 631-647.
- Brotons, L., Thuiller, W., Araújo, M. B. & Hirzel, A. H. 2004. Presence-absence versus presence-only modelling methods for predicting bird habitat suitability. *Ecography* 27:437-448.
- Brown, J. H. 1995. *Macroecology*. University of Chicago Press, Chicago.
- Brown J. H. & Lomolino, M. V. 1998. *Biogeography*. Sinauer Associates Inc. Publishers. Sunderland, Massachusetts.
- Carpenter, G., Gillison, A. N. & Winter, J. 1993. Domain: a flexible modeling procedure for mapping potential distributions of animals and plants. *Biodiversity and*

Conservation 2:667-680.

Carroll C., Zielinski, W. J. & Noss, R. F. 1999. Using presence–absence data to build and test spatial habitat models for the fisher in the Klamath region, USA. *Conserv. Biol.* 13: 1344–1359.

Carroll, S. S. & Pearson, D. L. 1998. Spatial modeling butterfly species richness using tiger beetles (Cicindelidae) as a bioindicator taxon. *Ecological Applications*, 6:763-773.

Ceballos G. & Miranda, A. 1986. Los mamíferos de Chamela, Jalisco. Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F.

Ceballos, G., Medellín, R. & Rodríguez, P.. 1998. Assessing conservation priorities in megadiverse México: mammalian diversity, endemism and endangerment. *Ecological Applications* 8:8-17.

CIPAMEX (Sección Mexicana del Consejo Internacional para la Preservación de las Aves)– CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). 1999. Áreas de Importancia para la Conservación de las Aves. Escala 1:250 000. México. Financiado por CONABIO–FMCN–CCA.

Congalton R. & Green, K. 1999. Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practice. Lewis Publishers.

Conroy, M. J. & Noon, B. R. 1996. Mapping of species richness for conservation of biological diversity: conceptual and methodological issues. *Ecological Applications*, 6:763-773.

Csuti, B. & Crist. P. 2000. USGS Gap Analysis Program Handbook. Methods for Developing Terrestrial Vertebrate Distribution Maps for Gap Analysis. Documento publicado electrónicamente en el Internet URL:

http://gapanalysis.nbio.gov/portal/server.pt/gateway/PTARGS_0_2_241_0_0_47/http%3B/gapcontent1%3B7087/publishedcontent/publish/public_sections/gap_home_sections/handbook/handbook_modeling/handbook_vertmodeling.html

Cushman, S. A. & McGarigal, K. 2004. Patterns in the species-environment relationship depend on both scale and choice of response variables. *Oikos* 105: 117–124.

Davies, J. 2000. Get Grid Value Extension 2. ArcScripts Home – ESRI Support. Disponible en internet URL <http://arcscripsts.esri.com/details.asp?dbid=10200>

Davis, S. D., Heywood, V. H., Herrera-MacBryde, O., Villa-Lobos, J. & Hamilton, A. C. 1997. Centres of plant diversity: a guide and strategy for their conservation. Volume 3. The Americas. IUCN Publications Unit. Cambridge, U. K.

Desrochers, A., Renaud, C., Hochachka, M. & Cadman, M. 2010. Area-sensitivity by forest songbirds: theoretical and practical implications of scale-dependency. *Ecography*, 33: 921-931.

Durán E., Balvanera, P., Lott, E., Segara, G., Pérez-Jiménez, A., Islas, A. & Franco, M. 2002. En: Historia natural de Chamela. F. A. Noguera, J. H. Vega Rivera, A. N. García-Aldrete y M. Quesada Avendaño (eds.). Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, México D. F. p. 443-472.

ERMEXS (Estación de Recepción México de la constelación Spot) de la Secretaría de Marina (SEMAR), Gobierno Federal de México.

Escalante, P., Navarro, A. & Peterson, T. 1993. A geographic, ecological and historical análisis of land bird diversity in Mexico. P. 281-307. En: Ramamoorthy, T. P., R. Bye, J. Fa & A. Lot (eds). Biological diversity in Mexico: origin and distribution. Oxford University Press, New York, U.S.A.

- ESRI (Environmental Systems Research Institute). 1999. Arc View 3.2.
- Fielding A. H. & Haworth, P. E. 1995. Testing the generality of bird-habitat models. *Conservation Biology*, 9: 1466-1481.
- Fischer, J., Lindenmayer, D. B. & Cowling, A. 2004. The challenge of managing multiple species at multiple scales: reptiles in an Australian grazing landscape. *J. Appl. Ecol.* 41: 32–44.
- Flores-Villela, O. 1993. Herpetofauna of Mexico: Distribution and endemism. Pp. 253-279. En: T. P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot & J. Fa. (Eds.). *Biological diversity of Mexico: Origins and distribution*. Oxford University Press. USA.
- Fuhlendorf, S. D., Woodward, A. J. W., Leslie, D. M. & Shackford, J. S. 2002. Multi-scale effects of habitat loss and fragmentation on lesser prairie-chicken populations of the US Southern Great Plains. *Landscape Ecol.* 17: 617–628.
- Fuller, R. J. 1994. Relating birds to vegetation: influences of scale, floristic and habitat structure. *Bird Number 1992. Distribution, Monitoring and Ecological Aspects* (eds E. J. M. Hagemeyer & T. J. Verstrael) pp. 19-28. *Proceeding of the 12th International Conference of IBCC and EOAC, Noordwijkerhout, the Netherlands*. Statistics Netherlands, Voorburg/Heerlen & SOVON, Beek-Ubbergen, the Netherlands.
- Forman, R. T. T. 1995. *Land Mosaics-the Ecology of Landscapes and Regions*, p. 632. Cambridge University Press, Cambridge.
- García, E. 1988. *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Kopen*. Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D. F.
- Gaston, K. 2003. *The Structure and Dynamics of Geographic Ranges*. Oxford University Press, Oxford.

- Graf, R. F., Bollman, K., Suter, W. & Bugmann, H. 2005. The importance of spatial scale in habitat models: capercaillie in the Swiss Alps. *Landscape Ecology*, 20: 703-717.
- Grand, J. & Cushman, S. A. 2003. A multi-scale analysis of species-environment relationships: breeding birds in a pitch pine-scrub oak (*Pinus rigida-Quercus ilicifolia*) community. *Biological Conservation*. 112: 307-317.
- Greenway, J. C. 1967. *Extinct and vanishing birds of the world*. Dover, New York.
- Grinnell, J. 1917. The niche-relations of the Californi thrasher. *Auk*, 34:427-433.
- Grinnell, J. 1924. Geography and evolution. *Ecology* 5:225-229.
- Gutzwiller, K. J. & Anderson, S. H. 1987. Multiscale associations between cavity-nesting birds and features of Wyoming streamside woodlands. *Condor* 89:534–548.
- Hartshorn, G. S. 1988. Tropical and subtropical vegetation of Meso-America. In *North American terrestrial vegetation*, ed. M. G. Barbour & W. D. Billings, 365-90. New York, Cambridge University Press.
- Hildén, O. 1965. Habitat selection in birds. *Annales Zoologici Fennici* 2:53–75.
- Heikkinen, R. K., Luoto, M., Virkkala, R. & Rainio, K. 2004. Effects of habitat cover, landscape structure and spatial variables on the abundance of birds in an agricultural-forest mosaic. *Journal of Applied Ecology*, 41:824-835.
- Hood, G. M. 2009. Pop Tools version 3.1.1. Disponible en el internet. URL <http://www.cse.csiro.au/poptools/>
- Hong, S., Kim, S., Cho K., Kim, J., Kang S., Lee D. 2004. Ecotope mapping for landscape ecological assessment of habitat and ecosystem. *Ecological Research* 19 : 131–139.

- Hirzel, A. H., Hausser, J., Chessel, D. & Perrin, N. 2002. Ecological-niche factor analysis: how to compute hábitat-suitability maps without absence data?. *Ecology* 83:2027-2036.
- Holland, J. D., Bert, D.G. & Fahrig, L. 2004. Determining the spatial scale of species' response to habitat. *BioScience* 54: 227-233.
- Howell, S. N. G. & Webb, S. 1999. A guide to the birds of Mexico and Northern Central America. Oxford Univ. Press.
- Hutto, R. L., Pletschet, S. M. & Hendricks, P. 1986. A fixed-radius point count method for nonbreeding and breeding season use. *The Auk* 103:593-602.
- Hutto, R. L. 1985. Habitat selection by nonbreeding, migratory, land birds, p. 455–476. In M. L. Cody [ED.], *Habitat selection in birds*. Academic Press, San Diego, CA.
- Hutto, R. L. 1989. The effect of hábitat alteration on migratory land birds in a west Mexican tropical deciduous forest: a conservation perspective. *Conservation Biology* 3(2):138-148.
- Hutto, R. L., Pletschet, S. M. & Hendricks, P. 1986. A fixed-radius point count method for nonbreeding and breeding season use. *The Auk* 103:593-602.
- Illera, J. C. 2001. Habitat selection by the Canary Islands stonechat (*Saxicola dacotiae*) (Meade-Waldo, 1889) in Fuerteventura Island: a two-tier habitat approach with implications for its conservation. *Biological Conservation*, 97: 339-345.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática). 2005. Carta de uso del suelo y vegetación serie III. Escala 1:250 000, Conjunto de datos vectoriales. Edición Digital, Aguascalientes, Ags. México.

- Janzen, D. H. 1988. Tropical dry forest: the most endangered tropical ecosystem. Pp. 130-137. En: Biodiversity. E. O. Wilson (ed.). National Academy Press. E.U.A.
- Jenness J. & Wynne, J. J. 2004. Cohen's Kappa and classification table derived metrics: An Arc View 3x extension for accuracy assessment of spatial-explicit modelos. Consultada en el sitio web: http://www.jennessent.com/arcview/kappa_stats.htm.
- Jenness, J. 2005. Random Point Generator v. 1.3. Extensión de ArcView 3x. Disponible en internet URL http://www.jennessent.com/arcview/random_points.htm
- Jewitt, G. P. W. & Jorgensen, A. H. M. 2000. Scale and model interfaces in the context of integrated water resources management for the rivers of the Kruger National Park. Report 627/1/00. Water Resources Commission, Pretoria, South Africa.
- Jorgensen, E. E. & Demarais, S. 1999. Spatial scale dependence of rodent habitat use. *Journal of Mammalogy* 80:421–429.
- Kotliar, N. B. & Wiens, J. A. 1990. Multiple scales of patchiness and patch structure: a hierarchical framework for the study of heterogeneity. *Oikos*. 59: 253-260.
- Lavers, C. P., Haines-Young, R. H. & Avery, M. I. 1996. The habitat associations of dunlin *Calidris alpina* in the Flow Country of northern Scotland and an improved model for predicting habitat quality. *Journal of Applied Ecology*, 33, 279–290.
- Lawler J. J. & Jr. Edwards, T. C. 2002. Landscape patterns as habitat predictor: building and testing models for cavity-nesting birds in the Uinta Mountains of Utah, U.S.A. *Landscape Ecol.* 17: 233-245.
- Lee M., Fahrig, L., Freemark, K. & Curie, D. J. 2002. Importance of patch scale vs landscape on selected forest birds. *Oikos*, 96:110-118.

- Lehmann, A., Overton, J. & Austin, M. P. 2002. Regression models for spatial prediction: their role for biodiversity and conservation. *Biodiversity and Conservation* 11:2085-2092.
- Llorente-Bousquets, J. & Luis-Martínez, A. 1993. Analysis of Mexican butterflies: Papilionidae (Lepidoptera, Papilionoidea). Pp. 147-178. In: T. P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot & J. Fa. (Eds.). *Biological diversity of Mexico: Origins and distribution*. Oxford University Press. USA.
- Lott, E. J. 1993. Annotated checklist of the vascular flora of the Chamela Bay Region. *Occasional Papers of the California Academy of Sciences*. 148:1-60.
- Lyon, J. L. 1983. LANDSAT-derived land-cover classifications for locating potential kestrel nesting habitat. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 49:245–250.
- MacArthur, R. H. 1972. *Geographical Ecology. Patterns in the distribution of species*. Harper and Row. New York.
- Maddock, A. & Du Plessis, M. A. 1999. Can species data only be appropriately used to conserve biodiversity?. *Biodiversity and Conservation*, 8:603-615.
- Margules, C. R., Austin, M. P., Mollison, D. & Smith, F. 1994. Biological models for monitoring species decline: construction and use of data-base. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B*, 344: 69-75.
- Martin, T. E. 1993. Nest predation among vegetation layers and habitat types: revising the dogmas. *American Naturalist* 141: 897–913.
- Matisziw, T. C. & Murray A. T. 2009. Connectivity change in habitat networks. *Landscape Ecology* 24:89-100.

- Mazeroll, M. J. & Villard, M. A. 1999. Patch characteristics and land-scape context as predictors of species presence and abundance: a review. *Ecoscience*, 6:117-124.
- McAleece, N., Gage, J. D. G., Lamshead, P. J. D., Paterson, G. L. J. 1997 BioDiversity Professional statistics analysis software. Jointly developed by the Scottish Association for Marine Science and the Natural History Museum London. Available from: <http://www.sams.ac.uk>
- McGarigal, K., Cushman, S. A., Neel, M. C. & Ene, E. 2002. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Available at the following web site: www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html
- McGarigal, K. & McComb, W. C. 1995. Relationship between landscape structure and breeding birds in the Oregon Coast Range. *Ecological Monographs*. 65: 235-260.
- Mitchell, M. S., Rutzmoser, S. H., Wigley, T. B., Loehle, C., Gerwin, J. A., Keyser, P. D., Lancia, R. A., Perry, R. W., Reynolds, C. J., Thill, E., Weih, R., White, D. & Wood, B. 2006. Relationships between avian richness and landscape structure at multiple scales using multiple landscapes. *Forest Ecology and Management*, 221: 155-1696.
- Morris, D. W. 1987. Ecological scale and habitat use. *Ecology* 68:362–369.
- Murphy, P. G. & Lugo, A. E. 1986. Ecology of tropical dry forest. *Annual Review Ecology and Systematic* 17, 67-88.
- Naugle, D. E., Higgins K. F., Nusser S. M. & Johnson W. C. 1999. Scale-dependent habitat use in three species of prairie wetland birds. *Landscape Ecology* 14: 267-276.
- Newton, I. 1979. Population ecology of raptors. Ryad Poyser, Berkhamsted, UK.

- Osborne P. E., Alonso, J. C. & Bryant, R. G. 2001. Modelling landscape-scale habitat use using GIS and remote sensing: a case study with great bustards. *Journal of Applied Ecology*, 38: 458-471.
- Parmenter, R. R., Parmenter, A. & Cheney, C. D. 1989. Factors influencing microhabitat partitioning in arid-land darkling beetles (Tenebrionidae): temperature and water conservation. *Wetlands Ecology and Management*, 1:3-11.
- Pearson, R.G. & Dawson, T.P. 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: Are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography* 12:361-371.
- Peterson, A. T. 2006. Uses and requirements of ecological niche models and related distributional models. *Biodiversity Informatics* 3:59-72.
- Peterson, A. T., Sánchez-Cordero, V., Martínez-Meyer, E. & Navarro-Siguenza, A.G. 2006. Tracking population extirpations via melding ecological niche modeling with land-cover information. *Ecological Modelling* 195:229-236.
- Peterson, A. T., Sánchez-Cordero, V. Soberon, J., Bartley, J., Buddemeier, R. H. & Navarro-Siguenza, A. G. 2001. Effects of global climate change on geographic distributions of Mexican Cracidae. *Ecological Modelling* 144:21-30.
- Peterson, A. T. & Navarro-Singuenza, A. G. 2000. Western Mexico: a significant center of avian endemism and challenge for conservation action. *Cotinga* 14:42-46.
- Phillips, S. J., Anderson, R. P. & Schapire, R. E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190:231-256.
- Polasky S., Camm, J. D., Solow, A. R., Csuti, B., White, D. & Ding, R. 2000. Choosing

reserve networks with incomplete species information. *Biological Conservation*. 94:1-10.

Ralph, C. J., Geupel, G. R., Pyle, P., Martin, T. E., DeSante, D. F. & Milá, B. 1996. Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-159. Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture, Albany, C. A. U.S.A .

Ramsey E. L., MacCracken, M., Crawford, J. A., Drut, M. S. & Ripple, W. J. 1994. Habitat association studies of the northern owl, sage grouse, and flammulated owl. Pages 189-207. In: N. Large, L. Ryan, L. Billard, D. Brillinger, L. Conquest & J. Greenhouse, editors. *Case studies in biometry*. John Wiley & Sons, New York.

Renfrew, R. B. & Ribic, C. A. 2008. Multi-scale models of grassland passerine abundance in a fragmented system in Wisconsin. *Landscape Ecology*, 23: 181-193.

Renton K. & Vega, J. H. 2002. Trogon citreolus (Gould 1835), Trogon citrino. En: *Historia natural de Chamela*. F. A. Noguera, J. H. Vega Rivera, A. N. García-Aldrete y M. Quesada Avendaño (eds.). Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, México D. F. p. 345-346.

Robbins, C. S. 1979. Effect of forest fragmentation on bird populations. En: *Workshop proceedings: management of northcentral and northeastern forests for nongame birds*. R. M. DeGraaf y K. E. Evans (eds.). United States Department of Agriculture Technical Report 51. p. 198–212.

Rosenzweig, M. L. 1985. Some theory aspects of habitat selection. In: *Habitat Selection in Birds* (ed. M. L. Cody) pp. 517–540. Academic Press, New York.

Rzedowski, 1978. Rzedowski, J. 1978. *La vegetación de México*. México. Limusa.

- Saab, V. 1999. Importance of spatial scale to habitat use by breeding birds in riparian forest: an hierarchical analysis. *Ecological Applications*. 9:135-151.
- Sánchez-Cordero, V., Illoldi-Rangel, P., Linaje, M., Sarkar, S. & Peterson, A. T. 2005b. Deforestation and extant distributions of Mexican endemic mammals. *Biological Conservation* 126:465-473.
- Sánchez-Cordero, V., Cirelli, V., Munguia, M. & Sarkar, S. 2005. Place prioritization for biodiversity representation using species' ecological niche modeling. *Biodiversity Informatics* 2:11-23.
- Schulze, R. 2000. Transcending scales of space and time in impact studies of climate and climate change on agrohydrological responses. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 82:185-212.
- Scott, J. M., Davis, F., Csuti, B., Noss, R., Butterfield, B., Groves, C., Anderson, H., Caicco, S., D'Erechia, F., Edwards, T. C., Ulliman, Jr. J. & Wright, R. G. 1993. Gap analysis: a geographic approach to protection of biological diversity. *Wildlife Monographs* 123:1-41.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2000. Vegetación y Uso del Suelo – 2000 – Inventario Forestal, Primera Edición, México D. F.
- Seoane, J., Bustamante, J. & Días-Delgado, R. 2005. Effect of expert opinion on the predictive ability of environmental models of bird distribution. *Conservation Biology* 19:512-522.
- Soberón, J. & Peterson, A. T. 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics* 2: 1-10.
- Stockwell, D. R. B. 1999. Genetic algorithms II. In *Machine learning methods for*

- ecological applications, A. H. Fielding (ed.). Kluwer Academic, Boston. p. 123-144.
- Stoms, D. 2000. USGS Gap Analysis Program. A handbook for conducting Gap Analysis. Documento publicado en el Internet URL:<http://www.gap.uidaho.edu/handbook>
Capítulo “Actual Vegetation Layer”
- Stotz, D. F., J.W. Fitzpatrick, T. A. Parker III, D. K. Moskovits. 1996. Neotropical birds: ecology and conservation. University of Chicago, Chicago.
- Marsden, S. & Fielding, A. 1999. Habitat associations of parrots on the Wallacean islands of Buru, Seram and Sumba. *Journal of Biogeography*, **26**, 439–446
- Suárez-Seoane, S., Osborne, P. E. & Rosema, A. 2004. Can climate data from METEOSAT improve wildlife distribution models?. *Ecography* 27:629-636.
- Temple, S. A. & Wiens, J. A. 1989. Bird populations and environmental changes: can birds be bioindicators? *American Birds*. 43: 260-270.
- Thomas, C. D. & Harrison, S. 1992. Spatial dynamics of a patchily distributed butterfly species. *Journal of Animal Ecology*, 61:437-446.
- Trejo, I. & Dirzo, R. 2002. Floristic diversity of Mexican seasonally dry tropical forests. *Biodiversity and Conservation* 11:2063-2048.
- Thompson, F. R., Donovan, T. M., DeGraff, R. M., Faaborg, J. & Robinson, S. T. 2002. A multi-scale perspective of the effects of forest fragmentation on birds in eastern forests. In: George, T. L., Dobkin, D. S., (Eds). *Effects of habitat fragmentation on birds in western landscapes: contrasts with paradigms from the eastern United States*. *Studies in Avian Biology*, 25: 8-19.

- Thuiller, W., Araújo, M. B. & Lavorel, S. 2004. Do we need land-cover data to model species distributions in Europe? *Journal of Biogeography* 31:353-361.
- Vaughan, I. P. & Ormerod, S. J. 2003. Improving the quality of distribution models for conservation by addressing shortcomings in the field collection of training data. *Conservation Biology* 17(2):1601-1611.
- Welch, N. E. & MacMahon, J. A. 2005. Identifying habitat variables important to the rare columbian spotted frog in Utah (U.S.A.): an information-theoretic approach. *Conservation Biology*, 2:473-481.
- Whittaker, R. H. 1975. *Communities and Ecosystems*. Nueva York. Macmillan.
- Zabel, C. J., Dunk J. R., Stauffer, H. B., Roberts, L. M., Mulder, B. S. & Wright, A. 2003. Northern spotted owl habitat models for research and management application in California (USA). *Ecol. Appl.* 13: 1027–1040.
- Zonneveld, I. S. 1995. *An Introduction to Landscape Ecology as a Base for Land Evaluation, Land Management and Conservation*. SPB Academic Publishing, Amsterdam.