



CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS
DEL NOROESTE, S.C.

Programa de Estudios de Posgrado

**VARIABLES QUE INFLUYEN EN LA
DISTRIBUCIÓN Y ABUNDANCIA DE RAPACES
DIURNAS Y EN LA UBICACIÓN DE SUS SITIOS DE
ANIDACIÓN EN CUBA**

TESIS

Que para obtener el grado de

Doctor en Ciencias

Uso, Manejo y Preservación de los Recursos Naturales

(Orientación Ecología)

P r e s e n t a

YARELYS FERRER SÁNCHEZ

La Paz, Baja California Sur, Julio de 2015

ACTA DE LIBERACION DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B. C. S., siendo las 9 horas del día 23 del Mes de Junio del 2015, se procedió por los abajo firmantes, miembros de la Comisión Revisora de Tesis avalada por la Dirección de Estudios de Posgrado del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C., a liberar la Tesis de Grado titulada:

“Variables que influyen en la distribución y abundancia de rapaces diurnas y en la ubicación de sus sitios de anidación en Cuba”


Presentada por el alumno:

Yarelys Ferrer Sánchez

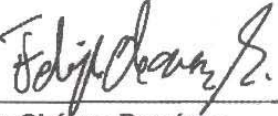
Aspirante al Grado de DOCTOR EN CIENCIAS EN EL USO, MANEJO Y PRESERVACION DE LOS RECURSOS NATURALES CON ORIENTACION EN Ecología

Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron su **APROBACION DE LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.


LA COMISION REVISORA



Ricardo Rodríguez Estrella
DIRECTOR DE TESIS



Felipe Chávez Ramírez
CO-TUTOR




Dennis Denis Ávila
CO-TUTOR



Miguel A. Martínez Morales
CO-TUTOR



Eduardo Íñigo Elías
CO-TUTOR



DRA. ELISA SERVIERE ZARAGOZA,
DIRECTORA DE ESTUDIOS DE POSGRADO Y FORMACIÓN DE RECURSOS HUMANOS

CONFORMACIÓN DE COMITÉS

COMITÉ TUTORIAL

Dr. Ricardo Rodríguez Estrella (CIBNOR)
Director de Tesis

Dr. Dennis Denis Ávila (Universidad de la Habana)
Co-Tutor de Tesis

Dr. Miguel Ángel Martínez Morales (El Colegio de la Frontera Sur)
Co-Tutor de Tesis

Dr. Felipe Chávez Ramírez (Gulf Coast Bird Observatory)
Co-Tutor de Tesis

Dr. Eduardo Íñigo Elías (Cornell University)
Co-Tutor de Tesis

COMITÉ REVISOR DE TESIS

Dr. Ricardo Rodríguez Estrella

Dr. Dennis Denis Ávila

Dr. Miguel Ángel Martínez Morales

Dr. Felipe Chávez Ramírez

Dr. Eduardo Íñigo Elías

JURADO DE EXAMEN DE GRADO

Dr. Ricardo Rodríguez Estrella

Dr. Dennis Denis Ávila

Dr. Miguel Ángel Martínez Morales

Dr. Felipe Chávez Ramírez

Dr. Eduardo Íñigo Elías

SUPLENTES

Dr. Gustavo Arnaud Franco (CIBNOR)

Dra. María Luisa Jiménez (CIBNOR)

Resumen

Los procesos que determinan patrones de distribución y abundancia de las especies, así como la riqueza y composición específica, no pueden actualmente describirse e interpretarse de manera correcta sin tener en cuenta variables de intrusión humana en los ecosistemas. Es importante entender que los efectos y patrones reconocidos en zonas continentales pueden diferir de lo que sucede en islas neotropicales donde se ha encontrado que la intensidad de la actividad humana puede alterar de manera más significativa la estructura original y la riqueza de las comunidades de aves, afectando fuertemente a las especies endémicas. En contraste, en las regiones templadas y continentales muchas especies de aves han sido beneficiadas. A pesar de estos efectos, los estudios en islas neotropicales son limitados, sobretodo en aves rapaces que tienen 17 especies amenazadas (N=73 especies de rapaces Neotropicales). Esta falta de patrones identificables en la respuesta de las rapaces a los cambios de hábitat ha conllevado a una controversia beneficio/afectación de las especies. La respuesta de aves rapaces especialistas/generalistas ante la intervención humana no se ha definido de manera clara en islas neotropicales. Se diseñó un estudio en la isla de Cuba para probar dos hipótesis. Primero, que las rapaces diurnas en un ecosistema isleño se ven afectadas por la actividad humana en su abundancia, distribución y localización de sus sitios de cría pero los efectos negativos de la pérdida de hábitat y la fragmentación son más intensos y frecuentes sobre rapaces especialistas que sobre las generalistas. Predecimos que diferentes intensidades de actividad humana y fragmentación modificarán, de manera diferencial, las respuestas de las especies en cuanto a su distribución y abundancia. Segundo, la actividad humana en las áreas naturales y modificadas disminuye la riqueza específica de las aves rapaces en la isla a diferentes escalas espaciales. A partir de esto predecimos que la riqueza específica de rapaces será mayor en áreas naturales sin intervención humana que en las altamente modificadas y fragmentadas y que la tendencia sería igual que en el Continente, pero tal vez con mayor efecto por las relaciones más estrechas al hábitat de las especies endémicas. Además, la actividad humana y la heterogeneidad del ambiente modificarán la relación especies-área (en los fragmentos), contrario a lo establecido en la teoría de biogeografía de islas. En este estudio se determinaron las variables ambientales y antropogénicas que influyen en la presencia y abundancia de aves rapaces diurnas, así como en su selección del hábitat de anidación en la isla de Cuba. Durante las etapas reproductiva y no reproductiva de 2012 y 2013, por un lado se realizaron conteos de rapaces diurnas en 229 puntos de observación y tres trayectos en áreas naturales y modificadas de un humedal de la región central de la isla de Cuba. Por el otro lado, se hicieron

búsquedas intensivas de sitios de anidación de las rapaces diurnas con un esfuerzo de muestreo de 84 días/hombre (N=3), 672 h y 660 km. La presencia de especies con pocos registros, la presencia/ausencia y abundancia de otras cinco especies, así como la selección del sitio de anidación de un especialista y un generalista de recursos fue modelada sobre la base de variables explicativas que se obtuvieron de mapas de uso de suelo y vegetación e imágenes de satélite. Modelos de nicho ecológico (Maxent), modelos lineales generalizados (GLM) y regresiones logísticas fueron ajustados usando variables ambientales y de actividad humana como predictores que pueden influir sobre las especies y se consideraron distintas escalas de análisis, representando los niveles local y de paisaje (local, 1, 2 y 5 km). Además, estas variables se correlacionaron con matrices de riqueza de rapaces en búsqueda de algún patrón de asociación. Se determinó el éxito reproductivo y la productividad de especies seleccionadas y se modeló la distribución potencial de las áreas de anidación. Las rapaces mostraron una fuerte variación en relación a las transformaciones del hábitat, con menor riqueza, abundancia y densidad en las zonas más transformadas. Se registraron 11 especies (*Accipiter gundlachi*, *Buteogallus gundlachii*, *Pandion haliaetus*, *Rostrhamus sociabilis*, *Falco sparverius*, *Falco peregrinus*, *Falco columbarius*, *Caracara cheriway*, *Circus cyaneus*, *Buteo jamaicensis* y *Cathartes aura*), la mayoría en zonas naturales. Un número similar de especies se observaron en la vegetación costera y los pastizales. Se detectaron nueve especies en las zonas agrícolas, mientras que diez fueron detectadas en bosques naturales. Se identificó un gradiente especie-hábitat que mostró que las especialistas/endémicas (*Accipiter gundlachi*, *Buteogallus gundlachii*, *Pandion haliaetus*, *Rostrhamus sociabilis*) tienden a ocurrir en áreas naturales, las especies "intermedias" (*Falco peregrinus*, *Falco columbarius*, *Caracara cheriway*, *Circus cyaneus*) se presentan mayormente en zonas moderadamente modificadas, mientras que las especies generalistas (*Falco sparverius*, *Cathartes aura*) en zonas muy modificadas. Las diferentes intensidades de actividad humana y fragmentación modificaron, de manera diferencial, la respuesta de las especies en cuanto a su distribución y abundancia. La respuesta de las especialistas ante la modificación de los ecosistemas fue negativa, asociándose su presencia y abundancia a ambientes naturales principalmente y siendo más sensibles a la pérdida de hábitat adecuado en el paisaje. Para las especies endémicas, las variables significativas de los modelos se relacionan directa o indirectamente con requerimientos específicos de hábitat y de dieta. Las generalistas mostraron relaciones no negativas con variables de fragmentación del hábitat, mismas que se asocian con los sitios de forrajeo abiertos y la intensidad de modificaciones de hábitat que soportan. Hubo una selección a múltiples escalas para muchos elementos del hábitat que incluyeron variables de configuración y composición del paisaje y de actividad antropogénica,

y en la escala de paisaje explicaron más variación de los datos. Por otro lado, existe una mayor probabilidad de encontrar un nido de *Buteogallus gundlachii* en sitios húmedos, de paisajes simples con pocos parches de vegetación costera. Además, estos nidos aparecerán en parches de mangle de tamaños similares, con formas simples, dentro de paisajes de manglar homogéneo, poco diverso y con poca riqueza de otros tipos de hábitat (poca heterogeneidad espacial). La probabilidad de encontrar un nido de *Falco sparverius* aumenta en la medida que el paisaje sea más diverso y que contenga mayor cantidad de parches de mangle. La riqueza de rapaces no depende del área de los parches de vegetación ni del aislamiento que exista entre estos, más bien se relacionó con una menor distancia a los pastizales y a los cultivos y mayor a las zonas urbanas, en conjunto con la cantidad de hábitat natural adecuado en el paisaje. Paisajes más heterogéneos beneficiaron la riqueza de especies generalistas y disminuyeron la probabilidad de presencia de especies especialistas. Los procesos antropogénicos condicionaron los patrones de distribución de la riqueza, basados en la composición de especies comunes y raras, mediante el incremento de la prevalencia de especies comunes en los ensambles de rapaces, independiente de los cambios en la riqueza de especies y la desaparición de las especies raras. Estos efectos dependen de la escala de análisis. Por ejemplo, a nivel de paisaje no hubo asociación aparente entre la riqueza de especies y las variables ambientales y antropogénicas, solamente hubo asociación para las escalas de 1 km y 2 km. Los mapas de distribución potencial de especies amenazadas y de áreas de anidación analizados en conjunto con los límites de áreas protegidas (AP) identificaron sitios prioritarios para el estudio y la protección de las rapaces. Se discuten propuestas de cambios en la extensión de las áreas protegidas para la conservación de las rapaces, sobre todo de las raras. En condiciones de insularidad, el cambio de uso del suelo genera graves amenazas para las rapaces endémicas y especializadas, lo que compromete seriamente su conservación.

Palabras clave: cambio de uso de suelo, pérdida de hábitat, rapaces endémicas, isla neotropical, Cuba, relación especie-ambiente, hábitat de anidación, relación riqueza de especies-área.

Abstract

Human activity is widely influencing the processes that determine patterns of distribution and abundance of species, as well as the richness and specific composition in ecosystems, thus this factor should be included in studies aimed to understand these processes. It is very likely that effects and patterns in continental areas may differ from Neotropical islands where it has been found that the intensity of human activity can alter more significantly the original structure and richness of bird communities, strongly affecting endemic species. In contrast, in temperate and continental regions several bird species have been benefited. Despite these effects, studies on Neotropical islands are few, especially in raptors, having 17 threatened species (N=73 species of Neotropical raptors). The lack of identifiable patterns in the response of raptors to habitat changes has led to a controversy about the benefit/effect on species. The way that specialist/generalist raptors deal with human intervention has not been clearly defined in Neotropical islands. We designed a study in the island of Cuba to test two hypotheses. First, the abundance, distribution and breeding sites of specialist diurnal raptors are more negatively affected than generalists in an island ecosystem. We predict that different intensities of human activity and fragmentation will modify, differentially, the responses of species in their distribution and abundance. Second, human activity in natural and modified areas causes a decrease of raptor species richness in the island at different spatial scales. We predict that raptor species richness will be higher in natural areas without human intervention than in highly modified and fragmented areas, a trend similar to that observed in the continent. However, this effect may be amplified in the island due to the tight relations of endemic species with their habitat. In addition, human activity and heterogeneity of the environment will change the species-area relationship (in fragments) contrary to what it is established in the theory of island biogeography. To test these hypotheses we designed a study in the central region of the island of Cuba in order to determine the environmental and anthropogenic variables that influence the presence and abundance of diurnal raptors, as well as their nest-site selection. During the breeding and non-breeding seasons of 2012 and 2013, diurnal raptors were sampled in 229 count points and three transects in natural and modified areas of a region, the Ciego de Avila wetland. Also, an intensive search of nesting sites was performed with a sampling effort of 84 days/man (N=3), 672 h and 660 km. The presence distribution of species with few records, the presence/absence and abundance distribution of five species and the nesting site selection of one specialist and one generalist species were modeled on the basis of explanatory variables (e.g. land use and vegetation maps and satellite images). Ecological niche models (Maxent), generalized linear models (GLM) and logistic regressions were fitted using

environmental and human activity variables as predictors that may influence the distribution and abundance patterns of species, considering different scales of analysis representing the local and landscape levels (local, 1, 2 and 5 km). These variables were also correlated with a matrix of species richness in order to determine if a pattern of association existed. Reproductive success and productivity of selected species were determined and the potential distribution of nesting areas was modeled. Raptors in this region of Cuba showed a strong variation in relation to changes in the habitat, with less species richness, and less abundance and density in the most transformed areas. Eleven raptor species (*Accipiter gundlachi*, *Buteogallus gundlachii*, *Pandion haliaetus*, *Rostrhamus sociabilis*, *Falco sparverius*, *Falco peregrinus*, *Falco columbarius*, *Caracara cheriway*, *Circus cyaneus*, *Buteo jamaicensis* and *Cathartes aura*), mostly in natural areas, were recorded. It is striking that a similar number of species were observed in the coastal vegetation and cattle pastures. Nine species were detected in agricultural areas, while ten were detected in natural forests. Similarity composition during the non breeding season was high and homogeneous between habitats, being more similar pastures and cultivated areas; similarity was low between urban areas and all other habitats. Most used habitats by migrant species were pastures and cultivated areas. Similarity composition during the breeding season was high, being cultivated areas more similar to mangrove and forest habitats. A species-habitat gradient was identified, showing that specialists/endemics (*Accipiter gundlachi*, *Buteogallus gundlachii*, *Pandion haliaetus*, *Rostrhamus sociabilis*) tend to occur in natural areas, the "intermediate" species (*Falco peregrinus*, *Falco columbarius*, *Caracara cheriway*, *Circus cyaneus*) occur mostly in moderately modified areas and generalist species (*Falco sparverius*, *Cathartes aura*) occur in completely modified areas. The different intensities of human activity and fragmentation modified, differentially, the response of species in their distribution and abundance. The response of the specialists to the modification of ecosystems was negative, having a clear association of presence and abundance to natural environments, and were more sensitive to the loss of suitable habitat at the landscape level. For endemic species, significant variables of the models relate directly or indirectly to specific habitat requirements. The generalist species showed no negative relationships with variables of habitat fragmentation, variables associated to open foraging sites and the intensity of habitat modifications. There was a selection at multiple scales for many elements of habitat variables involving configuration and composition of the landscape and anthropogenic activity, and the landscape scale explained more variation of the data. On the other hand, it is more likely to find a nest of *Buteogallus gundlachii* (a specialist) in mangrove patches of similar size, in homogeneous mangrove landscapes with little diversity and low habitat category richness (e.g. low spatial heterogeneity). The probability of

finding a *Falco sparverius* (a generalist) nest increases as the landscape is more diverse and contains a high number of mangrove patches. The richness of raptors does not depend on the patch size or the patch isolation, but it was rather associated with shorter distances to cattle pastures and crops and higher distance to urban areas, in addition to the amount of natural habitat into the “landscape” area. Heterogeneous landscapes benefited the richness of generalist species and decreased the probability of presence of specialist species. Man-made environments conditioned the patterns of species richness distribution by increasing the prevalence of common species in the assemblages, besides the changes in species richness and the disappearance of rare species. These effects depend on the scale of analysis. For instance, at the landscape scale there was no apparent association between species richness and the environmental and anthropogenic variables. However, a significant association was found at scales of 1 km and 2 km. Potential distribution maps of threatened species and nesting areas, analyzed overlapping these layers with those of the boundaries of protected areas, identified the priority sites for the study and protection of raptors. A discussion on proposals of both changes in the expansion of protected areas and new areas for the conservation of raptors, especially rare species, is presented. Under insular conditions, land use changes are strongly affecting endemic and specialist raptor species, which seriously compromise their conservation.

Key words: land use change, habitat loss, endemic raptors, neotropical island, Cuba, species-habitat relationship, nesting habitat, species-area relationship.

DEDICATORIA

A mis padres y abuela Enma, en especial a mi mamá y abuela que han dado todo, hasta lo imposible, por hacer realidad cada sueño de mi vida.

A mis hermanos Dianelys y Carlos A. y mi sobrino Carlitos que han apoyado incondicionalmente mis pasos con mucho cariño y confianza

A mis queridos tíos Fela, Jorge[†] y Lile que han apoyado todos mis estudios y me han querido como una hija

A mi querido esposo Fer, que ha sufrido y disfrutado este largo proceso ...

Agradecimientos

Al Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. por ser la institución receptora, permitirme y apoyar el desarrollo de esta investigación.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca 256621.

Al proyecto SEP-CONACYT 155956 “Consecuencias de la fragmentación del desierto de la península de Baja California: un análisis integral en distintos grupos biológicos con enfoques molecular, metapoblacional y paisajístico. Implicaciones teóricas y para la conservación” (otorgado a RRE) por el financiamiento.

A la Empresa Nacional para la Protección de la Flora y la Fauna (ENPFF) por el apoyo logístico y por viabilizar las vicisitudes de trámites durante cuatro años.

A Raptor Research Foundation por los premios Stephen R. Tully Memorial Grant y James R. Koplín Travel Award.

A Rufford Small Grant Foundation por financiar el proyecto educativo de rapaces.

Al Dr. Ricardo Rodríguez Estrella por dirigir esta tesis, por su asesoramiento académico y por tantas enseñanzas en estos cuatro años.

A mis co-tutores Dr. Dennis Denis Ávila, Dr. Felipe Chávez-Ramírez, Dr. Eduardo Íñigo Elías y Dr. Miguel A. Martínez Morales por sus señalamientos y aportes que mejoraron esta investigación.

Al personal de Posgrado: Dra. Elisa Serviere, Lic. Osvelia Ibarra, Lic. Leticia González, Horacio Sandoval, Tania Nuñez, Claudia Olachea y Lupita.

Al Dr. Freddy Rodríguez Santana por sus comentarios oportunos al inicio.

A María Esther Ojeda Castro por el apoyo brindado en la obtención de artículos.

A toda mi familia

A mis amigos Idael (Guajiro), Heizel, Eddy, Álvaro, Niolber, Luisito, Ariel, La Jaba, Zulueta, Zulema, Maritza, Dulce, Yenny, Arley, Korie Klink... por tan valiosa e incondicional ayuda en el trabajo de campo.

A mi familia avileña: Esther, Fe, Leyaniris, Meme, Isaida, Orli, Odalys, Raimy, Toti por acogerme como una hija desde el 2004.

A René González por autorizar y apoyar estos estudios desde el inicio.

A Luis Alfaro, Félix, Jany, Oriol, Chino, y técnicos de las áreas protegidas de Ciego de Ávila por el apoyo logístico.

Al grupo económico Anita, Yrela y Miriam por sacarme, siempre rápido, todas las dietas y apoyarme desde el inicio de los posgrados.

Al equipo de estudiantes y técnicos del laboratorio de Análisis Espacial y Biología de la Conservación por su ayuda en los momentos finales de esta tesis.

A mis amigos: Aryamne, Talía, Yanet, Brull, Marcia, Elizabeth, Katia y Guerra por ayudarme a resolver todos los problemas que surgieron en esta investigación.

A mis amigos cubanos y mexicanos: Alexis, Yarelis, Carlos Michel, Juan José, Daulemys, Yuneisy, Ana Bricia, Laura, Adrian, Emiliano, Suleiky, Wilma, Albert.

A todos mis sinceros agradecimientos

Índice de Contenido

1. INTRODUCCIÓN	2
2. ANTECEDENTES.....	5
2.1 DISTRIBUCIÓN Y ABUNDANCIA DE LAS ESPECIES	5
2.2 USO Y SELECCIÓN DE HÁBITAT	8
2.3 MODELACIÓN PARA EL ESTUDIO DE LAS RELACIONES DE LA DISTRIBUCIÓN Y ABUNDANCIA DE LAS ESPECIES CON EL AMBIENTE	10
2.4 RIQUEZA DE ESPECIES Y TEORÍA DE BIOGEOGRAFÍA DE ISLAS.....	13
2.5 CONSIDERACIONES SOBRE LA ESCALA ECOLÓGICA.....	16
2.6 AVES RAPACES Y SUS PROBLEMAS DE CONSERVACIÓN	17
2.7 LA ISLA DE CUBA: PÉRDIDA DE LA COBERTURA BOSCOsa Y SUS EFECTOS SOBRE LAS ESPECIES.....	20
2.8 ESTUDIOS SOBRE RAPACES DIURNAS EN CUBA.....	21
3. JUSTIFICACIÓN.....	22
4. HIPÓTESIS	23
5. OBJETIVOS.....	24
5.1 OBJETIVO GENERAL.....	24
5.1.1 Objetivos particulares.....	24
5.2 NOVEDAD CIENTÍFICA	25
5.2.1 Geográfica	25
5.2.2 Metodológica.....	25
5.2.3 Específica	25
5.3 IMPORTANCIA TEÓRICA.....	25
5.4 IMPORTANCIA PRÁCTICA.....	26
6. MATERIALES Y MÉTODOS	27
6.1 ÁREA DE ESTUDIO	27
6.1.1 Bosques.....	28
6.1.2 Vegetación costera	29
6.1.3 Manglares	29
6.1.4 Lagunas	30
6.1.5 Herbazal de ciénaga	30
6.1.6 Pastizal	31
6.1.7 Área agrícola.....	31
6.1.8 Área urbana	31
6.2 MÉTODOS	31
6.2.1 Generación de mapas de uso de suelo y vegetación	32
6.2.2 Censos de aves	34
6.2.3 Abundancia relativa	36
6.2.4 Densidad.....	37

6.2.5 Búsqueda de nidos	38
6.2.6 Parámetros reproductivos.....	39
6.2.7 Variables ambientales y de actividad humana.....	40
6.2.8 Modelos de distribución y abundancia de las especies	45
6.2.9 Modelos de presencia-pseudoausencia	45
6.2.10 Modelos probabilísticos de presencia-ausencia y abundancia.....	47
6.2.11 Modelo espacial de abundancia	50
6.2.12 Distancia al centroide del nicho	50
6.2.13 Evaluación y validación de los modelos	51
6.2.14 Escala	53
6.2.15 Caracterización del área de distribución potencial	54
6.2.16 Selección del sitio de anidación.....	55
6.2.17 Evaluación de riesgo antropogénico.....	56
6.2.18 Áreas prioritarias para la conservación.....	57
6.3 INFLUENCIA DE LA INTERVENCIÓN HUMANA EN LA RELACIÓN RIQUEZA DE ESPECIES-AMBIENTE	57
6.4 ANÁLISIS ESTADÍSTICOS	58
7. RESULTADOS	59
7.1 RIQUEZA DE ESPECIES, COEFICIENTE DE SIMILITUD, FRECUENCIA DE OCURRENCIA Y RELACIONES CON EL GRADIENTE AMBIENTAL (ANEXO V).....	59
7.2 ABUNDANCIA	66
7.3 DENSIDAD	67
7.4 BENEFICIO/AFECTACIÓN DE LAS ESPECIES	68
7.5 MODELOS DE DISTRIBUCIÓN Y ABUNDANCIA.....	69
7.5.1 Modelos de Nicho Ecológico.....	69
7.5.1.1 Patrón espacial de abundancia.....	80
7.5.2 Modelos lineales generalizados.....	84
7.5.2.1 Modelos de probabilidad de presencia	84
7.5.2.2 Evaluación de los modelos de probabilidad de presencia	94
7.5.2.3 Modelos de abundancia para la comunidad de rapaces	97
7.5.3 Análisis de variables ambientales y antropogénicas significativas para los modelos de presencia y abundancia de las rapaces (Anexo X).....	111
7.6 ANIDACIÓN.....	119
7.6.1 <i>Accipiter gundlachi</i> (Anexo XII).....	121
7.6.2 <i>Buteogallus gundlachi</i> (Anexo XIII).....	122
7.6.2.1 Parámetros reproductivos.....	124
7.6.2.2 Selección del sitio de anidación.....	125
7.6.2.3 Modelo de Nicho Ecológico para el área de anidación	128
7.6.3 <i>Falco sparverius</i>	130
7.6.3.1 Parámetros reproductivos.....	130
7.6.3.2 Selección del sitio de anidación.....	131
7.6.3.3 Modelo de Nicho Ecológico para área de anidación	135

7.7 RIQUEZA DE ESPECIES Y SU RELACIÓN CON VARIABLES AMBIENTALES Y ANTROPOGÉNICAS	140
7.8 ANÁLISIS Y PROPUESTAS DE CONSERVACIÓN	143
7.8.1 Distribución potencial de especies endémicas	143
7.8.2 Distribución potencial de áreas de anidación de <i>Buteogallus gundlachii</i>	147
8. DISCUSIÓN	149
8.1 RIQUEZA DE ESPECIES, ABUNDANCIA Y DENSIDAD	149
8.2 DISTRIBUCIÓN Y ABUNDANCIA DE LAS RAPACES: EFECTOS DE VARIABLES AMBIENTALES Y ANTROPOGÉNICAS	156
8.2.1 Especies endémicas y especialistas	156
8.2.1.1 Patrón espacial de abundancia de una especie especialista	159
8.2.2 Especies especialistas y generalistas	160
8.2.3 Análisis de la utilidad de los modelos de nicho ecológico y GLM para la distribución y abundancia de las especies	167
8.3 ANIDACIÓN Y SELECCIÓN DE SITIOS PARA ANIDAR DE ESPECIES RARAS Y COMUNES...	170
8.3.1 <i>Accipiter gundlachi</i>	170
8.3.2 <i>Buteogallus gundlachii</i>	173
8.3.2.1 Parámetros reproductivos	175
8.3.2.2 Selección del sitio de anidación	176
8.3.3 <i>Falco sparverius</i>	178
8.4 RIQUEZA DE ESPECIES Y SU RELACIÓN CON VARIABLES AMBIENTALES Y ANTROPOGÉNICAS	181
8.5 EFECTO DE LA ESCALA	187
8.5.1 Efecto de la escala en la relación riqueza de especies-ambiente	190
8.6 IMPLICACIONES PARA LA CONSERVACIÓN	191
9. CONCLUSIONES	197
9.1 RECOMENDACIONES	200
10. LITERATURA CITADA	202
11. ANEXOS	234

Lista de Figuras

- Figura 1. Área de estudio en la región norte de Ciego de Ávila, Cuba. Localización de los puntos de conteo y trayectos en los diferentes hábitat naturales y modificados.28
- Figura 2. Riqueza de especies de rapaces diurnas en ambientes naturales y transformados del norte de Ciego de Ávila, Cuba. Coeficiente Comunitario de Whitaker denota la similitud en la composición de especies entre etapas por cada hábitat.62
- Figura 3. Efecto de los niveles de modificación del hábitat sobre la composición de especies de rapaces en la región norte de Ciego de Ávila, Cuba, usando un Análisis de Correspondencia Canónica. Cat.aur=*Cathartes aura*, Fal.spa=*Falco sparverius*, But.jam=*Buteo jamaicensis*, Ros.soc=*Rostrhamus sociabilis*, Pan.hal=*Pandion haliaetus*, But.gun=*Buteogallus gundlachi*, Acc.gun=*Accipiter gundlachi*, Fal.per=*Falco peregrinus*, Car.che=*Caracara cheriway*, Fal.col=*Falco columbarius*, Cir.cya=*Circus cyaneus*.64
- Figura 4. Número de hábitat usados por las rapaces diurnas en Ciego de Ávila, Cuba. Las especies fueron agrupadas en especialistas, intermedias y generalistas de acuerdo con el número y variedad de hábitat usados. *Pandion haliaetus* fue excluido del análisis porque tiene una asociación a los cuerpos de agua sin relación al tipo de hábitat.65
- Figura 5. Abundancia relativa (barras) y densidad (puntos) de las rapaces diurnas registradas en ambientes naturales (barra achurada) y modificados (barra blanca) del norte de Ciego de Ávila, Cuba. Resultados de trayectos (aves/100 km) y puntos de conteo (aves/h), A y C: etapa no reproductiva, B y D: etapa reproductiva.68
- Figura 6. Distribución geográfica potencial de cuatro especies de rapaces diurnas en el norte de Ciego de Ávila, Cuba. A: *Accipiter gundlachi**; B: *Buteogallus gundlachi**; C: *Falco peregrinus*; D: *Rostrhamus sociabilis*; E: *Falco columbarius*.70
- Figura 7. Representación de las variables ambientales más importantes que afectan la predicción de Maxent de probabilidad de presencia de A. *Accipiter gundlachi* y B. *Buteogallus gundlachi* en la región norte de Ciego de Ávila. Las curvas muestran cómo la predicción logística cambia en la medida que las variables ambientales predictoras varían.74
- Figura 8. Representación de las variables ambientales más importantes que afectan la predicción de Maxent de probabilidad de presencia de *Rostrhamus sociabilis* en la región norte de Ciego de Ávila. Las curvas muestran cómo la predicción logística cambia en la medida que las variables ambientales predictoras varían. La variable *Cantidad de hábitat adecuado* se multiplica por 10^{10}75

Figura 9. Representación de las variables ambientales más importantes que afectan la predicción de Maxent de probabilidad de presencia de <i>Falco peregrinus</i> en la región norte de Ciego de Ávila. Las curvas muestran cómo la predicción logística cambia en la medida que las variables ambientales predictoras varían.	76
Figura 10. Representación de las variables ambientales más importantes que afectan la predicción de Maxent de probabilidad de presencia de <i>Falco columbarius</i> en la región norte de Ciego de Ávila. Las curvas muestran cómo la predicción logística cambia en la media que las variables ambientales predictoras varían. ...	77
Figura 11. Extensión de diferentes tipos de bosque representados en la distribución geográfica potencial de especies de rapaces diurnas en la región norte de Ciego de Ávila, Cuba, respecto al área total de bosques. AG: <i>Accipiter gundlachi</i> ; BG: <i>Buteogallus gundlachii</i> ; RS: <i>Rosthramus sociabilis</i> ; FP: <i>Falco peregrinus</i> ; FC: <i>Falco columbarius</i>	80
Figura 12. Relación entre la abundancia y la distancia al centroide del nicho ambiental de <i>Buteogallus gundlachii</i> en la región norte de Ciego de Ávila, Cuba. A: modelo polinomial; B: modelo lineal.....	82
Figura 13. Mapa de predicciones de los patrones geográficos de la abundancia de <i>Buteogallus gundlachii</i> en la región norte de Ciego de Ávila, Cuba.	83
Figura 14. Número de especies con una relación positiva o negativa con las variables antropogénicas de los modelos de probabilidad de presencia (A) y abundancia (B), construidos para cinco especies de rapaces diurnas en la región norte de Ciego de Ávila, Cuba.	116
Figura 15. Número de nidos por especies de rapaces diurnas, localizados en la región norte de Ciego de Ávila, Cuba, durante las etapas reproductivas de 2012 y 2013.	120
Figura 16. Porcentaje de nidos de rapaces diurnas localizados en diferentes tipos de hábitat definidos en el norte de Ciego de Ávila, Cuba.....	120
Figura 17. Distancia de los nidos de <i>Buteogallus gundlachii</i> a instalaciones turísticas en los cayos del norte de Ciego de Ávila, Cuba.....	123
Figura 18. Distancia de los nidos de <i>Buteogallus gundlachii</i> a carreteras de los cayos del norte de Ciego de Ávila, Cuba.....	124
Figura 19. Distribución potencial del área de anidación de <i>Buteogallus gundlachii</i> en los cayos del norte de Ciego de Ávila, Cuba. Probabilidad de presencia potencial de los nidos.	129
Figura 20. Distribución geográfica potencial del área de anidación de <i>Falco sparverius</i> en la región norte de Ciego de Ávila, Cuba. Probabilidad de presencia potencial de los nidos.....	136
Figura 21. Representación de las variables ambientales más importantes que afectan la predicción de Maxent de probabilidad de presencia de nidos de <i>Falco</i>	

<i>sparverius</i> en la región norte de Ciego de Ávila, Cuba. La curva muestra cómo la predicción logística cambia en la medida que la distancia a la costa aumenta....	139
Figura 22. Variación de la probabilidad de encontrar la asociación observada entre la riqueza de especies de rapaces y conjuntos de variables predictoras del tipo ambiental y antropogénicas en áreas naturales y modificadas del norte de Ciego de Ávila, Cuba.....	141
Figura 23. Variación de la probabilidad de encontrar la asociación observada entre la riqueza de especies de rapaces y conjuntos de variables predictoras del tipo ambiental y antropogénicas en áreas naturales y modificadas del norte de Ciego de Ávila, Cuba.....	143
Figura 24. Recomendaciones para la extensión de áreas protegidas y la delimitación de sitios prioritarios para el estudio y monitoreo de rapaces endémicas de la isla de Cuba, basado en la distribución geográfica potencial de estas. A, <i>Accipiter gundlachi</i> ; B, <i>Buteogallus gundlachi</i> . ERCOCC: Reserva Ecológica Centro-Oeste Cayo Coco; GHNCA: Gran Humedal del Norte de Ciego de Ávila, sitio Ramsar; V: Refugio de Fauna El Venero; LC: Refugio de Fauna Loma de Cunagua.....	146
Figura 25. Recomendaciones de extensión de las áreas protegidas actuales y de sitios prioritarios para el muestreo identificados en la distribución geográfica potencial del área de anidación de <i>Buteogallus gundlachi</i> en el norte de Ciego de Ávila, Cuba.....	148

Lista de Tablas

Tabla I. Variación del porcentaje de cobertura de bosques en Cuba en el periodo 1990-2008. Fuente: ONE (2009).....	20
Tabla II. Descripción de los índices espectrales calculados a partir de matemática de las bandas del satélite Landsat 7.....	33
Tabla III. Variables ambientales y antropogénicas utilizadas en el estudio. Para una descripción completa de la métrica relacionada con el paisaje ver McGarigal y Marks (1995).....	42
Tabla IV. Rapaces diurnas registradas en diferentes hábitat del norte de Ciego de Ávila, Cuba, y abundancia total estimada (%). RP: residente permanente, RI: residente de invierno, BR: bimodal residente, E: endémico. B: bosque, VC: vegetación costera, M: manglar, L: laguna, HC: herbazal de ciénaga, P: pastizal, A: zona agrícola, U: zona urbana. ^a especies migratorias presentes en el inicio de la etapa reproductiva.	60
Tabla V. Coeficientes de Similitud entre Comunidades para las especies de aves rapaces diurnas en los diferentes hábitat de la región norte de Ciego de Ávila, Cuba, durante la temporada no reproductiva (primera columna) y reproductiva (segunda columna) del 2012 y 2013.....	63
Tabla VI. Contribución relativa (%) de las variables ambientales a los modelos de Maxent de distribución potencial de rapaces diurnas en la región norte de Ciego de Ávila, Cuba. Se representa entre paréntesis la ganancia de entrenamiento del modelo sin la variable y solamente con la variable que tuvo mayor contribución. .	72
Tabla VII. Área (km ²) que ocupan los diferentes usos de suelo y tipos de vegetación dentro del área de distribución geográfica potencial de rapaces diurnas en la región norte de Ciego de Ávila, Cuba. Área total se refiere a la extensión total ocupada por cada uno de los usos de suelo en el área de estudio. Porcentaje (%) representa el porcentaje del uso de suelo o tipo de vegetación contenido en la distribución potencial de cada especie en relación a la extensión total en el área de estudio. .	79
Tabla VIII. Coeficientes de determinación ajustados para cada modelo de regresión de la abundancia de <i>Buteogallus gundlachii</i> en la región norte de Ciego de Ávila, Cuba.	81
Tabla IX. Parámetros de los modelos de regresión lineal y no lineal de <i>Buteogallus gundlachii</i> en la región norte de Ciego de Ávila, Cuba.....	81
Tabla X. Modelo GLM de probabilidad de presencia de <i>Buteo jamaicensis</i>	86
Tabla XI. Modelo GLM de probabilidad de presencia de <i>Caracara cheriway</i>	88
Tabla XII. Modelo GLM de probabilidad de presencia de <i>Circus cyaneus</i>	90
Tabla XIII. Modelo GLM de probabilidad de presencia de <i>Falco sparverius</i>	92
Tabla XIV. Modelo GLM de probabilidad de presencia de <i>Pandion haliaetus</i>	94

Tabla XV. Medidas de la calidad y poder predictivo de los modelos de probabilidad de presencia construidos para cinco especies de rapaces diurnas en la región norte de Ciego de Ávila, Cuba. TFN: tasa de falsos negativos; TFP: tasa de falsos positivos; PPP: poder predictivo positivo.	96
Tabla XVI. Modelo de abundancia para la comunidad de aves rapaces. Se excluyó a <i>Cathartes aura</i>	98
Tabla XVII. Modelo GLM de abundancia para <i>Buteo jamaicensis</i>	100
Tabla XVIII. Modelo GLM de abundancia para <i>Caracara cheriway</i>	103
Tabla XIX. Modelo GLM de abundancia para <i>Circus cyaneus</i>	105
Tabla XX. Modelo GLM de abundancia para <i>Falco sparverius</i>	108
Tabla XXI. Modelo GLM de abundancia de <i>Pandion haliaetus</i>	110
Tabla XXII. Relación de las variables ambientales y antropogénicas que influyen significativamente ($p < 0.05$) los modelos de presencia desarrollados para cinco especies de rapaces diurnas de la región norte de Ciego de Ávila, Cuba.	114
Tabla XXIII. Relación de las variables ambientales y antropogénicas que influyen significativamente ($p < 0.05$) los modelos de abundancia desarrollados para cinco especies de rapaces diurnas de la región norte de Ciego de Ávila, Cuba.	118
Tabla XXIV. Información general del análisis de componentes principales de variables que caracterizan los sitios de nidos de <i>Buteogallus gundlachii</i> respecto a puntos aleatorios en el hábitat disponible de la cayería norte de Ciego de Ávila, Cuba. Se representan las cargas de los componentes (normalizados con la rotación varimax). En negrita y cursiva se resaltan las cargas más altas ($> 0.7 $) de las variables que representan los componentes.	126
Tabla XXV. Estimación promedio de los parámetros del modelo de regresión logística seleccionado por el AIC, que distingue la probabilidad de encontrar nidos de <i>Buteogallus gundlachii</i> de los puntos aleatorios en el hábitat disponible de la cayería norte de Ciego de Ávila, Cuba.	128
Tabla XXVI. Estadísticos descriptivos de las variables que caracterizan los sitios de nidos de <i>Falco sparverius</i> y los puntos aleatorios sin presencia de anidación en el norte de Ciego de Ávila, Cuba.	131
Tabla XXVII. Valores propios, varianza explicada y carga factorial de los primeros cuatro componentes del ACP realizado con variables de paisaje en sitios con nidos de <i>Falco sparverius</i> y en puntos aleatorios de la región norte de Ciego de Ávila, Cuba.	133
Tabla XXVIII. Resumen de la selección de variables y mejor modelo logístico entre los posibles modelos competitivos de la probabilidad de presencia de nidos de <i>Falco sparverius</i> en la región norte de Ciego de Ávila, Cuba. En negrita se resalta el mejor modelo, con el valor más bajo del AIC.	134

Tabla XXIX. Estimación de los parámetros del modelo logístico que distingue los sitios con probabilidad de presencia de nidos de <i>Falco sparverius</i> de puntos aleatorios en el hábitat disponible en el norte de Ciego de Ávila, Cuba.....	135
Tabla XXX. Tabla de clasificación para la muestra de estimación del modelo logístico de nidos de <i>Falco sparverius</i> en la región norte de Ciego de Ávila.	135
Tabla XXXI. Extensión del área de anidación de <i>Falco sparverius</i> por categorías de probabilidad de presencia, predicha a partir de modelos de nicho ecológico en la región norte de Ciego de Ávila, Cuba. Porcentaje estimado en relación al área total modelada.	137
Tabla XXXII. Contribución relativa (%) de las variables ambientales al modelo Maxent de la distribución potencial del área de anidación de <i>Falco sparverius</i> en la región norte de Ciego de Ávila, Cuba. En negrita se resaltan los mayores porcentajes de contribución al modelo.....	138
Tabla XXXIII. Distribución geográfica potencial de cuatro especies de rapaces diurnas en la región norte de Ciego de Ávila, Cuba, a partir del modelado del nicho ecológico. Área (km ²) bajo protección del Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Cuba.	144
Tabla XXXIV. Área de la distribución geográfica potencial de nidos de <i>Buteogallus gundlachii</i> en la cayería norte de Ciego de Ávila, Cuba, basado en modelos de nicho ecológico. Extensión del área de distribución protegida por el Sistema Nacional de Áreas Protegidas.....	147

1. INTRODUCCIÓN

Los patrones de distribución y abundancia de las especies están fuertemente determinados por factores ambientales e interacciones específicas, que condicionan su presencia y abundancia (Guisan y Zimmerman, 2000; Byholm *et al.*, 2012). La vegetación, el clima, la latitud y la topografía, entre otros factores ambientales, determinan los patrones geográficos de distribución de las aves (Orians y Wittenberger, 1991). Por consiguiente, las características de los hábitat determinan la selección de hábitat en las aves ya que deben asegurar la disponibilidad de presas, de sitios de anidación y de refugios (Cody, 1985).

El uso y selección del hábitat es diferencial para las especies debido a la manera en que los diferentes factores ambientales actúan sobre ellas (Morris, 2003) y varía dentro de un mismo grupo dependiendo de la especialización y la tolerancia ecológica que estas posean. Sin embargo, el principal factor que determina y restringe actualmente los patrones de distribución, abundancia y selección de hábitat de las especies es la transformación de los ecosistemas naturales por la intrusión de actividades humanas, lo que ha conducido a una cascada de extinciones y declives poblacionales (*e.g.* Herremans y Herremans-Tonnoeyr, 2000; Fahrig, 2003; Watling y Donnelly, 2006). Las consecuencias de la actividad humana sobre los patrones de distribución y abundancia de las especies son preocupantes en particular para las especies raras, principalmente las que tienen distribución restringida, tolerancia ecológica estrecha y pequeños tamaños poblacionales porque son más propensas a la extinción, ya que se sabe que el tamaño del área de distribución y el tamaño de la población son fuertes predictores de riesgo de extinción (Purvis *et al.*, 2000; Davies *et al.*, 2004; Gaston y Fuller, 2009).

En la actualidad, las alteraciones del hábitat y los distintos usos de suelo pueden limitar los recursos que utilizan las especies cuando la vegetación nativa remanente es limitada, y además de provocar la extinción de especies nativas, endémicas pueden favorecer la expansión de las exóticas (Brown *et al.*, 2001). De ahí que los patrones de distribución y abundancia, así como la selección de hábitat,

se modifiquen bajo la influencia de la actividad humana, cambiando de esta forma la estructura y dinámica de las comunidades (Lomolino, 2000). Es por ello que la identificación de los factores que influyen sobre la reproducción y la supervivencia de las especies determina la ejecución de acciones de manejo que mantengan la viabilidad de las poblaciones a largo plazo (Sadoti, 2008, 2012). No se pueden interpretar en la actualidad las relaciones de las especies con su hábitat en escalas grandes sin considerar el efecto de la actividad humana (Kadmon y Allouche, 2007; Meager *et al.*, 2012).

La pérdida de hábitat y fragmentación por modificación humana, han sido documentadas como las mayores causas de pérdida de la biodiversidad (Fahrig, 2003; Feeley y Terborgh, 2008) y desaparición de aves amenazadas (Knick y Rotenberry, 1995; Chye, 2012; Walls y Kenward, 2012). Se ha demostrado por una parte que la reducción de la cobertura vegetal nativa conlleva a una disminución en la densidad de aves rapaces (*e.g.* Thiollay, 1989, 1993; Schnell, 1994; Bildstein, 1998; Barradas *et al.*, 2004, Carrete *et al.*, 2009; Pavez *et al.*, 2010), fundamentalmente en las especies tropicales (Thiollay, 1993) y especialistas. Pero otros estudios han demostrado que hay relaciones benéficas de las especies con las actividades humanas siempre y cuando no se rebase un umbral de tolerancia a los cambios (*e.g.* Bird *et al.*, 1996; Rodríguez-Estrella *et al.*, 1998; Campion, 2004; Tinajero y Rodríguez-Estrella, 2012). Estas respuestas no uniformes de las especies, en disímiles ecosistemas, conllevan a una controversia sobre su beneficio/afectación por la modificación del hábitat (Rodríguez-Estrella *et al.*, 1998; Rodríguez-Estrella, 2007; Carrete *et al.*, 2009; Cardador *et al.*, 2011), dado que no se presenta una tendencia totalmente clara según el origen Neártico o Neotropical de las especies (Rodríguez-Estrella *et al.*, 1998). Por estas razones, el análisis del efecto de la fragmentación y pérdida de hábitat sobre los patrones de riqueza específica en distintos ecosistemas y en distintas condiciones de pérdida del hábitat es de especial importancia para la interpretación de los patrones de distribución de las especies y sus cambios. Sobre todo, si se tiene en cuenta que las especies raras con hábitos especialistas parecen ser marcadamente vulnerables al incremento de

las modificaciones, que resulta ser el detonante del declive de especies especialistas a nivel mundial. Las más especializadas tienen respuestas negativas ante la fragmentación y el disturbio (Devictor *et al.*, 2007, 2008), aunque pueden existir variaciones alrededor de esta tendencia y ser beneficiadas en ocasiones como se ha demostrado en varias especies (*e.g.* Attum *et al.*, 2006; Davison y Fitzpatrick, 2010; Clavero *et al.*, 2011), lo cual dependerá del nivel trófico de la especie, de sus estrategias reproductivas y de su adaptabilidad a condiciones de degradación del hábitat.

Estos efectos de pérdida de hábitat y fragmentación pueden ser diferentes entre especies de aves de sistemas templados y tropicales, acorde a las diferencias en las estrategias de historia de vida. En las regiones tropicales existe un alto número de aves rapaces especialistas y dependientes de bosques, por lo tanto, cualquier efecto de la fragmentación y pérdida de hábitat podría ser más pronunciado. Sin embargo, si se combinan los efectos del área, aislamiento y la heterogeneidad del ambiente sobre el número de especies en una comunidad local, también se podrían observar múltiples respuestas (positivas, negativas o variables) de las especies en cualquier sistema, en función de cómo varíen los parámetros mencionados (Kadmon y Allouche, 2007). A pesar de estas posibles consecuencias de la actividad humana sobre las aves tropicales, los estudios realizados en la región Neotropical (*e.g.* Loures-Ribeiro y dos Anjos, 2006; Filloy y Bellocq, 2007; Carrete *et al.*, 2009) y en islas neotropicales (*e.g.* Farias y Jaksic, 2011) son pobres y limitados en comparación con los realizados en zonas templadas y tropicales pero continentales (*e.g.* Rodríguez-Estrella, 2007; Pavez *et al.*, 2010).

Se sabe que en condiciones de insularidad existen menos especies que en los continentes pero más endemismos proporcionalmente (Cox y Ricklefs, 1977) y que la intervención humana ha alterado ampliamente la estructura inicial y riqueza de las comunidades de aves, lo que trae consigo procesos de extinción de taxa endémicos locales y la expansión de especies exóticas (Chown *et al.*, 1998). Para el caso de las aves rapaces, que pueden desplazarse grandes distancias y que tienen, algunas especies, tolerancia a transformaciones del hábitat (Anderson,

2001; Panasci y Whitacre, 2002; Tinajero y Rodríguez-Estrella, 2012), con frecuencia la riqueza y diversidad observada en ambientes rurales modificados es alta. Aun así, las especies de gran tamaño pueden ser propensas a efectos negativos (Alcover y McMinn, 1994). Por lo anterior, los cambios en el uso de la tierra y la fragmentación del paisaje por la actividad humana afectan tanto a las especies especialistas (Lindenmayer y Fisher, 2006; Carrara *et al.*, 2015) como a las generalistas de recursos.

De forma general, los estudios sobre efectos de actividad humana en condiciones de insularidad son pobres (*e.g.* Thiollay, 1998; Farias y Jaksic, 2011). Si se toma como modelo a la isla de Cuba dentro del Neotrópico, se puede identificar la ausencia de evaluaciones del estado de las poblaciones de aves rapaces, tanto de especies endémicas y/o especialistas de recursos como de generalistas en relación a modificaciones del hábitat. Dadas las condiciones de insularidad, es muy probable que los hallazgos en estudios continentales sobre respuestas de la fauna a actividades humanas no sean extrapolables a la misma (Mueller-Dombois, 1973; Mitchell y Beck, 1992; Cronk, 1997), por lo que se requiere generar información dirigida particularmente a determinar si operan de la misma manera los procesos continentales en las islas, de forma tal que se contribuya a la conservación de las especies. En el caso de esta tesis, se usa a las rapaces como modelo de estudio por sus características de historia de vida. Son depredadores tope, generalmente con extensos ámbitos hogareños y bajas densidades poblacionales, pueden ser consideradas en general buenas indicadoras de la calidad de los ecosistemas, por su sensibilidad al disturbio y a la contaminación ambiental (Thiollay, 2001; Donázar *et al.*, 2002). En Cuba, hay especies de rapaces endémicas y especialistas así como especies generalistas. Por lo tanto, su estudio puede ayudar a comprender el grado de afectación de las actividades humanas en una isla neotropical representando lo que podría ocurrir en otras islas de la región.

Estudios sobre la distribución de las rapaces en Cuba se iniciaron recientemente. Rodríguez-Santana (2009) usó técnicas de modelación para predecir distribuciones potenciales a nivel nacional y evaluar el estado de

conservación de las especies. Sin embargo, para lograr estrategias de conservación efectivas para las especies amenazadas en ambientes modificados a escalas locales, necesitamos en primer lugar, analizar los efectos de las actividades humanas sobre la distribución y abundancia de las especies, y en segundo lugar, usar variables de escala fina con una buena resolución espacial de tal forma que reflejen las características de los hábitat y del paisaje. La falta de esta información restringe nuestro conocimiento sobre la respuesta de las rapaces raras a la actividad humana, especialmente en ecosistemas vulnerables y frágiles como las islas (González *et al.*, 2008).

Con este estudio se pretende determinar la manera en que las variables ambientales y humanas (cambios en el uso de suelo y fragmentación de hábitat) influyen en la presencia y abundancia de aves rapaces diurnas, así como en su selección del hábitat de anidación en la isla de Cuba, a distintas escalas, de local a paisajístico. Si logramos obtener modelos precisos y mejores distribuciones potenciales de las rapaces raras, especialistas de hábitat y amenazadas será útil para desarrollar estrategias apropiadas de conservación. De esta forma, los resultados ayudarán a establecer diseños de áreas naturales protegidas y mejores programas de manejo en la isla de Cuba, basados en especies relevantes como las rapaces raras, endémicas y especialistas. La información resultante podrá ser contrastada con los límites actuales de las áreas protegidas y a partir de este análisis se espera proponer cambios en el diseño actual de las áreas y además recomendar la creación de nuevas áreas.

2. ANTECEDENTES

2.1 Distribución y abundancia de las especies

La distribución geográfica se refiere a la extensión y localización de los sitios donde está presente una especie (Bell, 2001). Los factores que determinan la distribución de una especie incluyen los atributos de la propia especie tales como el requerimiento de nicho, la tolerancia ambiental, la especialización al hábitat, la capacidad colonizadora y de persistencia, así como las características del medio que favorecen su ocurrencia temporal o permanente, tales como variables

climáticas, la disponibilidad de hábitat, la heterogeneidad ambiental y el alimento (Brown *et al.*, 1995; Morris, 1995). En este sentido la distribución de una especie es dinámica en el tiempo y en el espacio, debido a que existen variaciones temporales en los factores bióticos y abióticos que limitan su distribución, y que resultan en una expansión o contracción de su distribución (Mackey y Linder Mayer, 2001).

La distribución de los organismos está estrechamente relacionada a los sitios donde los recursos y características ambientales son más propicios a las poblaciones de cada especie, lo que incide en su abundancia. Los hábitat son seleccionados en función de que solucionen los requerimientos de cada especie para completar con éxito su reproducción o permanencia en un hábitat particular (Cody, 1985). Los patrones de distribución y abundancia están relacionados con variables ambientales que determinan diferencialmente la distribución de las especies, así como su abundancia. En el caso de las aves, la mayoría de las especies se encuentran estrechamente asociadas con hábitat particulares donde realizan una selección activa de los sitios con ciertas variables ecológicas (Cody, 1985). Por lo tanto, es factible relacionar ciertas características del hábitat con la presencia y abundancia de las especies. De esta forma, si se determinan cuantitativamente las variables ambientales en un lugar que tengan relevancia ecológica para una especie particular, será factible predecir las probabilidades de ocurrencia de dichas especies de aves dentro del rango de variación de dichas variables. Todas estas variaciones en el patrón de distribución y abundancia de los organismos están sujetas a las escalas espaciales y temporales a las que operan los factores bióticos y abióticos, a las alteraciones ambientales por efectos antropogénicos y a las diferencias en las interacciones de especies sobre escalas espaciales grandes (Byholm *et al.*, 2012).

De forma general, estos efectos llevan modificaciones en dos direcciones: 1. expansión de los rangos de distribución de especies cosmopolitas, no nativas; y 2. contracción de los rangos de especies regionales nativas y endémicas (Olden *et al.*, 2004). Este reemplazo en espacio y tiempo de formas nativas específicas por generalistas no nativas ha mezclado la composición taxonómica resultando en una

biota distinta dominada por algunas especies generalistas, proceso al que se conoce como homogenización biótica (McKinney y Lockwood, 1999; Devictor *et al.*, 2007; Cardador *et al.*, 2011).

Actualmente, los patrones observados de asociación entre los humanos y la biodiversidad se han descrito a través de tres hipótesis (Lepczyk *et al.*, 2008):

1. Hipótesis de productividad (*productivity hypothesis*). Plantea que mientras más productivo sea un sistema, sostendrá mayor cantidad de especies y de humanos. La correlación positiva entre riqueza de especies y población humana parece ser consecuencia de los gradientes de productividad causados por la variada disponibilidad de energía, al que todas las especies se asocian (Gaston, 2005).
2. Hipótesis de estrés del ecosistema (*ecosystem-stress hypothesis*). Plantea que los humanos son perjudiciales para la diversidad al remover los hábitat y los recursos de la mayoría de las especies y por lo tanto predice una relación negativa entre la influencia humana y la riqueza específica (Rapport *et al.*, 1985).
3. Hipótesis de disturbio intermedio (*intermediate-disturbance hypothesis*). Plantea que los paisajes bajo moderados niveles de intervención humana tienen mayor diversidad de hábitats y de recursos comparados con los paisajes prístinos o los altamente modificados (Connell, 1978). En consecuencia, la diversidad de especies puede ser mayor en estos sitios donde se previene la exclusión competitiva (Lepczyk *et al.*, 2008).

En este sentido, en el presente estudio se seguirán las hipótesis de estrés del ecosistema y de disturbio intermedio para el análisis de la relación especie-ambiente en una región de la isla de Cuba.

Por otro lado, existe la hipótesis de que las especies más abundantes y más ampliamente distribuidas son más generalistas de hábitat que las especies menos comunes y de distribución más restringida (especialistas de hábitat) (Brown, 1984). Esta hipótesis sostiene que un especialista de hábitat es menos eficiente en la explotación de recursos y por eso tiene una distribución restringida (Vimal y

Devictor, 2015), al contrario de las generalistas, que son más eficientes y de mayor distribución. Sin embargo, existen excepciones en este patrón. Por ejemplo, para las aves de zonas desérticas de Baja California no existe relación entre la abundancia de las especies y su grado de especialización al hábitat. Al parecer, el grado de especialización no es un buen predictor de la distribución y abundancia de estas especies (Rodríguez-Estrella, 1997).

La partición de los recursos bióticos y abióticos limitados contribuye a la coexistencia de las especies en ensamblajes complejos, mientras que la especialización sobre algún recurso puede segregar especies e individuos dentro de estos ensamblajes (Schoener, 1974; Solonen, 1994; Katzner *et al.*, 2003). En las comunidades de aves rapaces, la estructura es el resultado de la ocurrencia de las especies y su abundancia, la cual es a la vez una consecuencia de los requerimientos de hábitat y la distribución de cada especie, las preferencias de dieta y la morfología (Thiollay, 1993; Solonen, 1994; Petty *et al.*, 2003). Además, la diversidad de hábitat, la estructura de la vegetación y la topografía también afectan la composición de las comunidades y juegan un papel clave (Janes, 1985; Preston, 1990). Por ejemplo, en el sur de la India la diversidad de rapaces aumenta desde áreas abiertas hasta bosques cerrados, pero el mayor número de especies se encuentra en los bordes de bosques donde las especies de todos los hábitat confluyen (Katzner *et al.*, 2003). La disponibilidad de los sitios de anidación, que con frecuencia se relaciona a las características del hábitat, también actúa como una fuerza que conforma a las comunidades de rapaces (Solonen, 1994; Katzner *et al.*, 2003).

2.2 Uso y selección de hábitat

Comprender que los animales no están distribuidos de forma aleatoria a través de un paisaje ha sido un objetivo principal en la ecología (Cody, 1985). Los estudios de relaciones entre organismos y sus hábitat generalmente asumen que los individuos seleccionan dónde van a vivir y que es posible encontrar correlaciones entre la distribución, abundancia, demografía y las variables ambientales (Morrison

et al., 1998; Guisan y Thuiller, 2005). La búsqueda de estas correlaciones es común en los estudios de selección de hábitat (Garshelis, 2000; Jones, 2001).

El uso de hábitat es con frecuencia un elemento básico en los planes de conservación y manejo de las especies (Norris, 2004). El supuesto que subyace en estos planes es que las especies se reproducirán y sobrevivirán mejor en el hábitat que prefieren. Cuando se discute sobre este tema es necesario definir los términos a los cuales se hará referencia como: uso de hábitat, selección de hábitat y preferencias de hábitat, a partir del hecho de que, frecuentemente, se encuentra poca claridad de estos vocablos en la literatura (Jones, 2001). La definición de términos y otras descripciones sobre el uso y selección del hábitat se detallan en el anexo I.

En el proceso de selección de hábitat los individuos eligen un hábitat particular entre los diferentes hábitat disponibles a una escala espacial y temporal dada. La importancia evolutiva de la selección radica en la heterogeneidad espacial y temporal del ambiente y en la capacidad que tienen los individuos para seleccionar los hábitat que les provean de los recursos necesarios y condiciones (*i.e.* alimento, refugio, parejas) que permitan la supervivencia y reproducción de los mismos (Manly *et al.*, 2002). En un ambiente homogéneo, los animales no necesitarían hacer elecciones particulares relacionadas con el hábitat, porque los recursos estarían distribuidos equitativamente en el paisaje. Sin embargo, en un ambiente heterogéneo, donde los recursos están distribuidos en parches y tienen diferente calidad, la elección de los individuos es crucial ya que determina su condición física y la dinámica de la población.

La influencia de las características del hábitat, a diferentes escalas espaciales, es probablemente especie-específica y puede cambiar con el tamaño del animal, la movilidad y los requerimientos de historia de vida (Tapia *et al.*, 2007). La selección de hábitat es escala-dependiente y las correlaciones existentes entre las diferentes escalas tienen el potencial de afectar la interpretación de los datos en todos los estudios de este tipo (Battin y Lawler, 2006). Para reducir el riesgo de omitir factores que influyen en la selección del hábitat en las aves, Brambilla *et al.* (2006) plantean

que los análisis a múltiples escalas ofrecen una visión más real de la “imagen” que perciben estos animales.

En las aves rapaces se han estudiado ampliamente las características de la selección del hábitat (e.g. Bosakowski *et al.*, 1992; Siders y Kennedy, 1994; Brambilla *et al.*, 2006). La mayoría de los estudios se han delimitado a los sitios de anidación (e.g. Kennedy *et al.*, 1994; Urios y Martínez-Abraín, 2006; Abe *et al.*, 2007; Sadoti, 2008; Margalida *et al.*, 2008; Cardador *et al.*, 2011; Limiñana *et al.*, 2011; Kochert y Steenhof, 2012; Wilson *et al.*, 2012). La configuración estructural del árbol sostén del nido (Actkinson *et al.*, 2007) y el área de forrajeo (Massey *et al.*, 2008) desempeñan un importante papel en la selección del sitio de anidación. Este tipo de estudios generan información elemental para la planificación de estrategias de manejo para las poblaciones y los hábitats, ya que el proceso selectivo es un reflejo del ambiente en el cual los adultos, huevos y pichones van a exponerse durante períodos críticos (Actkinson *et al.*, 2007).

Son varios los factores que pueden determinar la selección en las aves rapaces, y se pueden considerar como esenciales las características de la vegetación, la disponibilidad de alimentos, la presencia de depredadores y competidores, las condiciones ambientales y la potencialidad del área para la reproducción. En el caso de las especies de *Accipiter*, Wiggers y Kritz (1991) le atribuyen a la estructura vertical de la vegetación un papel importante para la selección del sitio de anidación. Sin embargo, también la proximidad a áreas de caza con altas densidades de presas, la disponibilidad de presas en áreas cercanas cuando los pichones son volantones y el éxito reproductivo histórico son factores que influyen en el proceso selectivo de este grupo (Kennedy, 1988).

2.3 Modelación para el estudio de las relaciones de la distribución y abundancia de las especies con el ambiente

Actualmente para la predicción de los patrones de distribución y abundancia de las especies y su relación con el ambiente existen técnicas de modelación probabilística y ecológica, que de forma general, relacionan la distribución y abundancia con diversas variables ambientales, basándose en el concepto de nicho

ecológico y hábitat (Guisan y Zimmermann, 2000). En la biología de la conservación, una de las metas de la modelación a escala regional es la búsqueda de factores antropogénicos (cambio de uso de suelo), abióticos (clima, topografía), interacciones bióticas (competencia) así como factores históricos que determinan y configuran la distribución de las especies. Esta búsqueda tiene como finalidad evaluar el impacto de los cambios ambientales sobre las distribuciones y a partir de esto apoyar los planes de manejo para las especies (Guisan y Thuiller, 2005). Con frecuencia estos modelos siguen un enfoque correlativo para combinar los datos de presencia con variables ambientales donde se conoce que las especies están presentes o ausentes, y entonces construir una representación de las afinidades ecológicas para la especie (Guisan y Zimmermann, 2000; Franklin, 2009). Las predicciones de los modelos basadas en este enfoque han hecho una considerable contribución para la identificación de las relaciones especie-ambiente (Bustamante y Seoane, 2004; Di Vittorio *et al.*, 2012) y para las estrategias de conservación de especies amenazadas (Poirazidis *et al.*, 2004; Rodríguez-Estrella y Bojórquez 2004; López-López *et al.*, 2007).

Dentro de las técnicas de modelación probabilística se encuentran los modelos lineales generalizados, modelos lineales generalizados mixtos y modelos aditivos generalizados (GLM, GLMM y GAM), que permiten predecir las probabilidades de ocurrencia de las especies en función de los valores que las variables predictoras tienen en cada punto (Nicholls, 1989). Los GLM y GLMM permiten una amplia clase de relaciones entre la respuesta y las variables explicativas, y el uso de otros errores cuando el error normal para la regresión tradicional no es aplicable, e incorporan los factores aleatorios directamente en el caso de los GLMM (Crawley, 1993; Donazar *et al.*, 1993). Los GAM son extensiones de los GLMs que reemplazan el coeficiente de regresión lineal por funciones suavizadas semi-paramétricas y calculan, aditivamente, el componente respuesta (Hastie y Tibirishani, 1986; Guisan *et al.*, 2002). Estos modelos permiten para la distribución de probabilidades de la variable respuesta y el enlace entre los predictores y la distribución de probabilidades una mayor generalidad y que estén mejor adaptados para lidiar con las relaciones

complejas y no lineales que se establecen entre la respuesta y las variables predictoras (Granadeiro *et al.*, 2004).

Por otra parte, los métodos de modelación ecológica también constituyen un buen enfoque para conocer la distribución de las especies (Peterson, 2001; Peterson *et al.*, 2011; Lieske *et al.*, 2014). A través del proceso de modelación se pueden predecir las áreas con condiciones adecuadas para que una especie esté presente, al mismo tiempo que se identifican las áreas no apropiadas para su ocupación (Beauvais *et al.*, 2006). Entre los algoritmos más utilizados y que utilizan solo datos de presencia está el de máxima entropía MaxEnt (Phillips *et al.*, 2006), que ha arrojado resultados satisfactorios sobretodo para especies amenazadas (ver Anexo II), con pocos registros de presencia (*e.g.* Phillips y Dudík, 2008; Warren y Seifert, 2011; Renner y Warton, 2013). Este método aplica el principio de máxima entropía para calcular la distribución geográfica más probable para una especie (Phillips *et al.*, 2006) y estima la probabilidad de presencia buscando la distribución de máxima entropía (lo más uniforme posible) sujeta a la condición de que el valor esperado de cada variable, según esta distribución, coincida con su media empírica (de Pando y Peña, 2007). Como resultado, el modelo revela la probabilidad relativa de distribución de una especie en todas las cuadrículas del espacio geográfico definido, donde un valor de alta probabilidad asociado a una cuadrícula particular indica que esta tiene una alta probabilidad de tener condiciones ambientales favorables para la presencia de la especie en cuestión (Elith *et al.*, 2006).

Existen otros métodos de modelación ecológica que utilizan solo datos de presencia y han sido utilizados ampliamente en la literatura. Entre estos métodos se destaca la Distancia de Mahalanobis (Mahalanobis generalized distance; Legendre y Legendre, 1998) que es una medida que limita las variables a un mínimo de aquellas que tienen menos variación; es una medida de disimilitud comparando grupos o sitios y relaciona la adecuación del hábitat a la distancia ilimitada de las condiciones medias donde se encuentra una especie (Rotenberry *et al.*, 2006). El Análisis Factorial del Nicho Ecológico (ENFA; Hirzel *et al.*, 2002) estima el nicho de las especies más explícitamente basándose en la magnitud de las diferencias entre

la media de las especies y todo el rango de condiciones observadas. El Algoritmo Genético de Producción de Reglas (GARP; Stockwell y Noble, 1992) genera un conjunto de reglas para clasificar la presencia o ausencia de una especie a través de diferentes métodos.

La importancia de utilizar modelos predictivos en problemas de conservación está dada fundamentalmente por dos ventajas de estos métodos. La primera ventaja es que estos modelos permiten que muestreando una porción pequeña (escala local) del área de estudio, los resultados obtenidos sean potencialmente extrapolables a toda el área, donde con frecuencia no es posible muestrear por los altos costos asociados o la accesibilidad del sitio (Nicholls, 1989). La segunda ventaja es que los modelos predictivos permiten obtener resultados fiables a nivel regional en períodos cortos de tiempo. En entornos tan cambiantes como los actuales en que es necesario realizar monitoreos entre periodos determinados en ciertas áreas y con el poco detalle existente sobre la respuesta dinámica de las especies ante cambios ambientales, parece que esta herramienta de modelado puede ser uno de los mejores enfoques para estudiar las posibles consecuencias de un cambio ambiental sobre la distribución de las especies (Nicholls, 1989).

2.4 Riqueza de especies y Teoría de Biogeografía de Islas

Los estudios de la fragmentación de hábitat, en sus primeros tiempos, no fueron objetivos concretos para la mayoría de los ecólogos hasta que se publicó la Teoría de Biogeografía de Islas (Laurance, 2008). A partir de ese momento esta teoría, propuesta por MacArthur y Wilson (1967) y enfocada en islas verdaderas, comenzó a influir profundamente en el estudio de la biogeografía, ecología y evolución de las especies (Heaney, 2000), estimulando también la realización de estudios sobre la teoría en ecosistemas insulares y sobre los efectos de la fragmentación de hábitat (Laurance, 2008).

La Teoría de Biogeografía de Islas (MacArthur y Wilson, 1967) enfatiza el papel del área y el aislamiento geográfico como los determinantes principales de la diversidad de especies, basado en el supuesto de que las tasas de colonización están determinadas por el tamaño de las islas. La teoría predice que la riqueza de

especies tiene una relación positiva con el tamaño de la isla y negativa con el grado de aislamiento. El aislamiento puede influir también en las tasas de extinción debido a que islas próximas a otras de mayor tamaño se caracterizan por altas tasas de inmigración respecto a islas remotas, lo cual reduce la probabilidad de extinciones estocásticas (Brown y Kodric-Brown, 1977).

El área de islas (o de fragmentos de hábitat dentro de los paisajes) limita la diversidad de sus hábitat, la productividad, la intensidad de la competencia y refuerza las probabilidades de invasión (MacArthur y Wilson, 1967). En islas pequeñas que sostienen pocas especies, las poblaciones deben ser grandes y poco sensibles a cambios ambientales para que persistan (McNab, 2002). En islas grandes, las poblaciones exitosas pueden crecer y expandirse ampliamente; en consecuencia serán menos vulnerables a catástrofes ambientales. En estos escenarios, la especialización es menos riesgosa y más probable en islas de mayor tamaño (o ecosistemas continuos) (Leigh *et al.*, 2009). Cambiando de escala, se podría esperar entonces que la riqueza de especies sea más baja en fragmentos de bosques respecto a sitios con bosques continuos. De acuerdo con la hipótesis de concentración de recursos (Root, 1973), los sitios con bosques continuos probablemente tendrán más recursos disponibles que los parches, y serán menos susceptibles a los efectos de borde y fragmentación (Debinski y Holt, 2000).

Es necesario tener en cuenta que existen limitaciones en la aplicación de los términos de esta teoría (*e.g.* Lomolino, 2000; Kadmon y Allouche, 2007) cuando se trata de entender la dinámica ecológica en los ecosistemas fragmentados. Este modelo de biogeografía de islas provee pocas predicciones sobre las variaciones temporales de la composición de las comunidades en los fragmentos, y cuáles especies deberían ser más vulnerables. Los efectos de borde pueden ser factores importantes que conducen a extinciones locales para especies dependientes de bosques y a cambios en los ecosistemas (Laurance *et al.*, 2006). Esta teoría es especie-neutral, asume que todas las especies son independientes y equivalentes, ignorando de esta forma el papel de las relaciones interespecíficas, lo que no podría explicar los patrones de composición específicos (Lomolino, 2000). Tan importante

es conocer cuántas especies hay en los hábitat como identificar cuáles son y cómo interactúan.

De forma general, Fox y Fox (2000) proponen que esta teoría debería expandirse e incluir la influencia de la diversidad de hábitat, el disturbio humano y las interacciones interespecíficas, factores que influyen sobre la riqueza de especies. No obstante, ignoran también los efectos potenciales de la diferenciación del nicho, para lo cual Kadmon y Allouche (2007) asumen que los individuos de diferentes especies difieren entre ellos según sus requerimientos de hábitat e incorporan explícitamente la especialización de hábitat en el modelo. La mayoría de los paisajes fragmentados son alterados también por la caza, la tala, los incendios y la contaminación. Cuando estos factores interactúan en sinergia con la fragmentación (Laurance, 2008) provocan respuestas especie-específicas no analizadas bajo el contexto de la biogeografía de islas.

A pesar de las limitantes mencionadas sobre la teoría de Biogeografía de Islas existe un gran número de trabajos teóricos y de pruebas de hipótesis sobre la evolución comparativa de comunidades de vertebrados y biología de especies en continentes e islas (e.g. Williamson, 1981). El empobrecimiento de la riqueza de especies desde continentes hasta islas más aisladas y de menor tamaño y de forma generalizada la relación especies-área, han sido documentados repetidamente y explicados a partir de procesos ecológicos y competitivos no aleatorios (Diamond, 1975, 1988) o como consecuencia directa del área (Haila *et al.*, 1993) o de la heterogeneidad de hábitat, competencia interespecífica, respuestas específicas a la calidad del hábitat y presencia de síndrome insular (Cox y Ricklefs, 1977; Martin *et al.*, 1995; Thiollay, 1998). Sin embargo, pobre o escasa ha sido la inclusión de la intervención humana en estos modelos a la hora de explicar el comportamiento de la riqueza de especies bajo diferentes patrones de configuración del paisaje (área de fragmentos de hábitat y aislamiento) y pérdida de hábitat. En este sentido se ha enfocado parte del presente estudio, tratando de incorporar el factor de actividades humanas, a través de variables antropogénicas, en la relación entre la riqueza de especies y el área de los parches de hábitat, en un ecosistema insular tropical

fragmentado, donde existe escasa información sobre los efectos de actividades humanas en relación a distribución, abundancia y riqueza de especies de aves.

2.5 Consideraciones sobre la escala ecológica

La escala, definida de forma general como las dimensiones espaciales y temporales de un fenómeno (Turner *et al.*, 2001; Wu y Li, 2006), es uno de los elementos más importantes que se consideran en los estudios ecológicos sobre comportamiento de las metapoblaciones (Maurer, 1994), ecología del paisaje (Wiens *et al.*, 1993), uso de hábitat (Saab, 1999) y conservación y manejo de recursos naturales (Bojórquez-Tapia *et al.*, 1995; Hansen *et al.*, 1995). Se presenta un análisis breve que se desarrolló sobre la manera en que la escala de estudio condiciona el entendimiento de los patrones de distribución y abundancia de las especies, que es una problemática fundamental dentro de los estudios ecológicos (Wiens, 1989; Rodríguez-Estrella, 1997), mismo que fue complementado durante el desarrollo de la presente tesis para el entendimiento del problema de escala:

Dependiendo de la escala a la que se trabaje se observarán efectos diferentes en los patrones que se intentan describir. Los procesos que ocurren a una escala pequeña pueden no tener un efecto importante a escalas grandes. Aparentemente, el análisis a gran escala de la selección de hábitat en varias especies puede oscurecer los efectos locales de la competencia interespecífica. Las especies pueden ser afectadas diferencialmente por las variables ambientales, dependiendo de la escala en que se analice la relación especie-variable. Por ejemplo, las variables que condicionan la distribución de las especies a una escala global son variables climáticas, geográficas o históricas. A una escala regional o local, son las variables intrínsecas del hábitat (estructura de la vegetación, altitud, pendiente) las que más pueden determinar que una especie esté presente o ausente en un hábitat. La habilidad para detectar estos patrones estará en función de la extensión y del grano de la investigación (Wiens, 1989; Li y Reynolds, 1994; Kühn y Dormann, 2012), términos en los que se define la escala espacial en ecología (Wu y Li, 2006). La extensión se refiere al área total donde se realiza el estudio y el grano es el

tamaño de la unidad de observación individual. La extensión y el grano representan los límites superior e inferior de la resolución de un estudio.

El problema de la escala se centra básicamente en cuantificar la heterogeneidad ambiental o espacial. Dependiendo de la escala, se incrementará o disminuirá la heterogeneidad ambiental medida (Li y Reynolds, 1994; García, 2006). Un enfoque jerárquico utilizando varias escalas espaciales es recomendado para el desarrollo, evaluación e implementación de planes de conservación y manejo (Freemark *et al.*, 1995; Turner *et al.*, 2001). Allen y Hoekstra (1992) argumentan la necesidad de considerar tres escalas a la vez: la que contempla la pregunta de investigación, una escala inferior donde se explican mecanismos y una superior que enmarca el contexto (*e.g.* los paisajes alrededor de los parches de hábitat proporcionan el contexto). De esta forma se podría determinar cómo los fenómenos que ocurren a una escala pueden depender de los mecanismos que actúan a otras, o sea, dilucidar cómo los patrones a gran escala se generan por la simple acumulación de procesos a pequeña escala, y cómo los patrones a pequeña escala están condicionados por procesos macroecológicos (García, 2006).

2.6 Aves rapaces y sus problemas de conservación

Las aves rapaces diurnas pertenecientes al orden Falconiformes y Accipitriformes, constituyen un grupo muy diverso de aves que dependen de territorios extensos para realizar sus actividades de obtención de comida, reproducción y para resguardo y descanso. Muchas son especialistas de hábitat y depredadores que habitan en una gran diversidad de hábitat en todos los continentes con la excepción de Antártica (Zalles y Bildstein, 2000). Por lo general, están situadas como depredadores tope en las redes tróficas en las áreas donde habitan y la mayoría de sus poblaciones son muy sensibles a los cambios en la estructura de los ecosistemas, al disturbio humano y a la contaminación ambiental (Rodríguez-Estrella *et al.*, 1998). Este grupo requiere grandes extensiones de hábitat y presentan bajas tasas poblacionales. Debido a todas estas características, han sido utilizadas como indicadores de la salud de los ecosistemas (Newton, 1979). Sin embargo, en la mayor parte de los estudios realizados en ecosistemas

templados no se han encontrado cambios marcados en las comunidades de rapaces asociados a la modificación de los ambientes (Rodríguez-Estrella *et al.*, 1998; Filloy y Belloq, 2007), lo que resulta controversial a los resultados obtenidos en selvas tropicales y subtropicales (Thiollay, 1989, 1996, 2006).

Aún existiendo controversia y beneficios para algunas especies, la presión humana a nivel mundial ha provocado que un gran número de rapaces se encuentre con poblaciones en disminución o con extinciones locales. Algunas especies de aves rapaces se han extinto inclusive en el medio natural (*e.g.* Caracara de Guadalupe *Caracara lutosus* Abbot, 1933). La transformación humana de los ecosistemas naturales ha amenazado a 102 especies (46%) de todas las rapaces tropicales (222 especies; Bildstein *et al.*, 1998); 30% de estas son endémicas. La UICN clasifica a 59 especies (27%) de todas las rapaces tropicales en sus categorías de Casi Amenazada, Vulnerable, En Peligro o En Peligro Crítico; y 17 especies (23%) de las 73 especies de rapaces Neotropicales también están amenazadas. Veintiocho especies de rapaces tropicales en riesgo (47% de las 59 especies) están restringidas a las islas y 21 especies en riesgo (36%) son dependientes de bosques y están también restringidas a las islas (Bildstein *et al.*, 1998).

En Las Antillas están presentes dos de las diez rapaces En Peligro Crítico en el mundo y una de las nueve rapaces En Peligro. En el archipiélago cubano, cada una de las rapaces endémicas se encuentra en estas categorías, En Peligro Crítico el endémico *Chondrohierax wilsonii* (Kirkconnell, 2012), y En Peligro las especies *Accipiter gundlachi* y *Buteogallus gundlachii* (Rodríguez-Santana y Viña Dávila 2012a, b).

A nivel mundial existen dos factores que han condicionado el estado de conservación de ocho de las 10 especies que se encuentran En Peligro Crítico (BirdLife International, 2008), que son el envenenamiento de buitres de gran parte de Asia por residuos de diclofenatos en los cadáveres de los que se alimentan (Oaks *et al.*, 2004; Shultz *et al.*, 2004; Gilbert *et al.*, 2006) y la característica de insularidad de cuatro de estas especies (*Chondrohierax wilsonii*, *Haliaeetus vociferoides*, *Buteo*

ridwayi, *Pithecophaga jefferyi*) provenientes de las islas: Cuba, Madagascar, La Española y Filipinas respectivamente. La distribución restringida unida a la posterior destrucción y fragmentación de sus hábitat, rápidamente ha llevado a declines poblacionales hasta su estado actual de amenaza (Rodríguez-Santana, 2009).

Debido a sus hábitos de vida, las rapaces han sido y son perseguidas por el hombre desde la antigüedad (Brown y Amadon, 1968). A esto se une la destrucción de hábitat, que seguramente tiene el impacto más devastador en estas especies (Harness, 2007). Los cambios de hábitat debido a la invasión urbana, suburbana y a la agricultura es la amenaza más permanente. Además, existen otras causas que han provocado la disminución acelerada de muchas poblaciones de rapaces, como el vertimiento de sustancias tóxicas al ambiente, incluyendo fertilizantes organoclorados (Meyburg y Chancellor, 1989), la caza y trampeo (Bildstein *et al.*, 1993), el comercio de mascotas (Iñigo-Elías, 1986), los impactos de diversas infraestructuras (Martínez *et al.*, 2003) como los tendidos eléctricos, los parques eólicos y las carreteras. Se sabe que la destrucción de sitios de anidación por la reducción del área vegetal ha provocado la disminución de la densidad poblacional de varias especies (Barradas *et al.*, 2004). También se han documentado los impactos provocados por el disturbio de los investigadores durante la etapa de reproducción de estas especies (Rosenfield *et al.*, 2007), que se relacionan con el fracaso de la anidación, la disminución del éxito reproductivo (Buehler, 2000) y el desplazamiento de las aves de sus ámbitos hogareños (Andersen *et al.*, 1990). Pero que de forma general los efectos de los investigadores son menos intensos y frecuentes y a menor escala que los impactos por la pérdida de hábitat, aunque para especies raras y endémicas queda pendiente realizar una correcta evaluación.

En el caso de las rapaces de Cuba las principales amenazas reconocidas hasta el momento son la pérdida y fragmentación de sus hábitat, el cambio en el uso de los suelos y la persecución por parte del hombre (Rodríguez-Santana, 2009). Actualmente se traza una estrategia de conservación que implica la participación de tomadores de decisiones y funcionarios de los gobiernos municipales y provinciales (Rodríguez-Santana, 2009), y se sugiere con mucha insistencia la realización de

estudios de historia natural de las especies de forma tal que se cubran estos vacíos de información y se enriquezcan los planes de manejo y las estrategias de conservación a largo plazo.

2.7 La isla de Cuba: Pérdida de la cobertura boscosa y sus efectos sobre las especies

En el archipiélago cubano la severa actividad antrópica comenzó desde la colonización hispánica, disminuyendo la cobertura forestal original del 95 al 83%, como consecuencia de la tala de los bosques con fines ganaderos, para el cultivo de caña y la construcción de astilleros. Se calcula que, entre 1775 y 1827, se desmontaron 1 688 512 ha de bosques. Para principios del siglo XX, las áreas boscosas se habían reducido a 4 547 875 ha, lo que representaba el 41% de la superficie boscosa del país (Núñez, 2001). La construcción de ciudades, la industria azucarera, el desarrollo del cultivo del tabaco y la minería, entre otros factores, provocaron que para 1959, sólo 14% del territorio se mantuviera con bosques (González y Fontenla, 2007). Para 1990 los esfuerzos de reforestación del país alcanzaron un 18.7% de cobertura boscosa (Tabla I) y para el 2008 un 25.2% (ONE, 2009). Sin embargo, esta cobertura boscosa incluye, en gran parte, plantaciones con especies no nativas.

Tabla I. Variación del porcentaje de cobertura de bosques en Cuba en el periodo 1990-2008. Fuente: ONE (2009).

Superficie cubierta por bosques (%)	1990	1995	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
	18.7	21.9	22.2	23.0	23.4	23.8	24.2	24.5	24.9	25.3	25.2

A pesar de esta intensa actividad humana durante varios siglos, no existe información de los efectos de la misma sobre las especies de la fauna autóctona, ni sobre su distribución y abundancia o sobre sus tendencias. Los estudios sobre la distribución de las aves en estas áreas fragmentadas han estado históricamente encaminados a la obtención de listas de especies observadas (e.g. Gundlach, 1876, 1893; Todd, 1916; Barbour, 1923, 1943; Bond, 1936; Walkinshaw y Baker, 1946;

Garrido, 1973, 1976, 1980; Garrido y Schwartz, 1969; Torres y Solana, 1994), sin tener en cuenta las afectaciones de la disminución de la cobertura vegetal sobre las especies. Otro de los temas de los cuales se carece de información es la historia natural de las especies, y específicamente para las aves rapaces se conoce muy poco.

2.8 Estudios sobre rapaces diurnas en Cuba

Los estudios más antiguos sobre las rapaces cubanas están relacionados con descripciones de los hábitat utilizados, de los nidos y de la dieta de algunas especies como el Gavilán Colilargo (*Accipiter gundlachi*) (e.g. Bond, 1956; Wotzkow, 1986; Reynard *et al.*, 1987; Torres *et al.*, 1988; Rams y Peña, 1988). Recientemente se han documentado aspectos sobre la reproducción y el consumo de moluscos por parte de *Rostrhamus sociabilis* (Fortes y Denis, 2013a, b); algunos aspectos preliminares de la biología reproductiva de *Accipiter gundlachi* y caracterización del sitio de anidación (Torres, 2008). Rodríguez-Santana (2009) propuso las distribuciones potenciales en el archipiélago cubano para la mayoría de las especies de rapaces diurnas registradas para Cuba e hizo un análisis de necesidades de conservación para las especies endémicas a una escala amplia.

Los mayores esfuerzos en el estudio de estas especies se han concentrado en la descripción y análisis de los patrones migratorios a través de Cuba (e.g. Rodríguez *et al.*, 2001; Bildstein *et al.*, 2002; Rodríguez, 2004; Rodríguez-Santana *et al.*, 2002, 2003, 2014; Rodríguez-Santana, 2010). Los análisis relacionados con el efecto de las actividades humanas sobre los patrones de distribución, abundancia y de selección de hábitat no han sido realizados en detalle, aun cuando de las 21 especies reportadas hasta el momento en el archipiélago (Rodríguez-Santana, 2009), tres son endémicas y tienen graves problemas de conservación. Cuba también carece de programas de monitoreo que permitan detectar tendencias poblacionales, no solamente para las aves rapaces, sino para cualquier grupo de la fauna. Esto limita las prioridades de conservación de especies amenazadas y sus hábitat.

3. JUSTIFICACIÓN

1. Los procesos que determinan los patrones de distribución y abundancia de las especies, así como la riqueza y composición específica en el contexto actual de modificación antrópica, no pueden describirse e interpretarse de manera correcta sin tener en cuenta variables de intrusión humana en los ecosistemas.

2. Los efectos y patrones reconocidos en zonas continentales pueden diferir de lo que sucede en las islas (Mittermeier *et al.*, 2005). En condiciones de insularidad existe en general una mayor especialización y vulnerabilidad de las especies, con poblaciones de menor tamaño o número que tienen, en ocasiones, tasas de migraciones muy bajas o inexistentes.

3. La respuesta de especies de aves especialistas/generalistas ante la intervención humana está aún por definirse en islas neotropicales.

Con los elementos planteados se hace necesario determinar las variables ambientales y humanas (cambios en el uso de suelo y fragmentación de hábitat) que influyen en la presencia y abundancia de aves rapaces diurnas, así como en su selección del hábitat de anidación en la isla de Cuba.

4. HIPÓTESIS

1. Las rapaces diurnas en este ecosistema isleño se ven afectadas por la actividad humana en su abundancia, distribución y localización de sus sitios de cría pero los efectos negativos de la pérdida de hábitat y la fragmentación son más intensos y frecuentes sobre especies de rapaces especialistas que sobre las generalistas.

Si esta hipótesis se cumple entonces diferentes intensidades de actividad humana y fragmentación modificarán, de manera diferencial, las respuestas de las especies en cuanto a su distribución y abundancia.

2. La actividad humana en las áreas naturales y modificadas disminuye la riqueza específica de las aves rapaces en la isla a diferentes escalas espaciales.

Si lo anterior se cumple, entonces la riqueza específica de aves rapaces diurnas será mayor en áreas naturales sin intervención humana que en las altamente modificadas y fragmentadas. Además la actividad humana y la heterogeneidad del ambiente modificarán la relación especies-área (en los fragmentos) contrario a lo que se esperaría bajo la teoría de biogeografía de islas.

Sobre estos considerandos será realizado el análisis de los efectos de actividad humana (cambios de uso de suelo, fragmentación de hábitat), sobre la distribución y abundancia de las especies de rapaces diurnas, la riqueza de especies, así como la selección de sitios de anidación.

5. OBJETIVOS

5.1 Objetivo General

Determinar las variables ambientales y antropogénicas (en particular cambios en el uso de suelo y fragmentación de hábitat) que influyen en la presencia y abundancia de aves rapaces diurnas, así como en su selección del hábitat de anidación en un humedal de la isla de Cuba.

5.1.1 Objetivos particulares

1. Caracterizar los patrones de uso del hábitat (natural y alterado) de aves rapaces diurnas en el norte de Ciego de Ávila.
2. Identificar las variables que determinan la distribución y abundancia de las rapaces a través de modelos de presencia y abundancia a diferentes escalas.
3. Describir los atributos del hábitat de anidación, el patrón de selección y modelar la distribución potencial de las áreas de anidación de especies endémicas y especialistas y de una especie generalista de recursos como *Falco sparverius*.
4. Evaluar el efecto de la intervención humana sobre la relación entre la riqueza de especies y el ambiente (relación especie-área, patrones de paisaje, pérdida de hábitat) en zonas naturales y modificadas.
5. Describir el efecto de las diferentes escalas espaciales en estas relaciones.

5.2 Novedad científica

5.2.1 Geográfica

Este estudio es el primero en modelar los efectos del cambio de uso de suelo, la fragmentación y la pérdida del hábitat sobre las poblaciones de rapaces endémicas y residentes en una isla neotropical.

5.2.2 Metodológica

En este estudio se aplicaron de forma integrada herramientas y métodos de análisis (*teledetección, SIG, modelos probabilísticos, modelos de nicho ecológico, modelos nulos*) de uso reciente en las investigaciones ecológicas de Cuba. Estas herramientas permitieron un análisis más completo de las interacciones entre la antropización, el ambiente y el uso de hábitat de las especies de rapaces diurnas residentes.

5.2.3 Específica

Con esta investigación se abordaron, por primera vez, elementos importantes de la historia natural, la ecología y la interacción con el disturbio antropogénico, para las rapaces diurnas de Cuba. Hasta antes de esta tesis (o investigación) se conocía muy poco sobre estas especies depredadores tope.

5.3 Importancia teórica

- Efectos de actividad humana sobre biodiversidad en general, sobre depredadores tope en condiciones de insularidad.
- Se aporta una evaluación de los efectos de actividad humana sobre especies especialistas y generalistas, tanto neotropicales como neárticas, en condiciones de insularidad.
- La información resultante de este estudio es una contribución a los análisis regionales biogeográficos, incompletos hasta este momento por la ausencia de estas investigaciones en la región insular del Caribe.

PARA CUBA

- Por primera vez en Cuba se hace un trabajo en ornitología en el cual se analiza la influencia de la intervención humana sobre la selección de hábitat

y los patrones de distribución y abundancia de un ensamble de rapaces diurnas, bajo diferentes escalas espaciales.

5.4 Importancia práctica

- La información generada en este estudio se puede utilizar como base elemental para la delimitación de áreas críticas para la conservación, dentro de las áreas protegidas ya establecidas. Contribuye a la delimitación de nuevas zonas estrictas de conservación, a partir de la modelación de las áreas potenciales de anidación de especies de rapaces que se encuentran en categorías de riesgo y de la identificación de los sitios con mayor biodiversidad de las mismas;
- Se obtuvo información de aspectos de historia natural de varias especies de rapaces diurnas, como los tamaños poblacionales, productividad, número de nidos, para el diseño de un sistema de monitoreo. Este programa de monitoreo se necesita para la identificación de tendencias poblacionales y la evaluación de las respuestas de poblaciones específicas de especies amenazadas ante acciones de manejo;
- Se obtuvo la información ecológica necesaria para establecer planes de protección para las especies de rapaces diurnas con categorías de amenaza, presentes en el área de estudio;
- Se implementó un Sistema de Información Geográfica (SIG) para el análisis espacial de las variables ambientales, antrópicas, de fragmentación y la información ecológica de las rapaces diurnas, que está disponible también para otros estudios ecológicos de plantas, anfibios, reptiles y mamíferos, y de otro tipo de aves terrestres.
- Los mapas producidos en esta investigación, realizados a una escala fina (grano más fino) y con los análisis basados en ellos, servirán de apoyo a una planificación mejor de las acciones de conservación en el área.

6. MATERIALES Y MÉTODOS

6.1 Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en la región central de Cuba, hacia el norte de la provincia Ciego de Ávila (22.192224°N y 78.482951°W). El área incluye al sitio Ramsar Gran Humedal del Norte de Ciego de Ávila (2268.75 km²) (Fig. 1), que abarca la mayor parte de la costa norte de la provincia y los cayos adyacentes: Paredón, Guillermo, Coco y parte de Romano, completando un área de 8331 km². Hacia la zona interior de la isla principal incluye parte de la cuenca hidrográfica La Yana, área caracterizada por una llanura baja, parcialmente cenagosa. El paisaje también contiene elevaciones calizas que ocupan la vertiente norte de la provincia con el punto más elevado (332 m.s.n.m.) en la Loma de Cunagua (BirdLife International, 2011).

El área comprende dos lagunas costeras, las lagunas de la Leche y la Redonda. El régimen de inundación es permanente y muy poco variable con un mayor aporte de precipitaciones en los meses de mayo y junio (200 mm). Los meses más secos (enero y diciembre) presentan valores inferiores a los 30 mm (BirdLife International, 2011).

El Gran Humedal se considera de las zonas más biodiversas de Cuba y del Caribe (Batista *et al.*, 2006) y concentra una alta diversidad de aves (más de 215 especies) por lo que fue designado como Área de Importancia para la Conservación de las Aves (AICA) (BirdLife International, 2011). Existen diversas formaciones vegetales representadas por 2080 especies (Parada *et al.*, 2006). La riqueza florística es de 468 y 224 especies, 12.8% y 12% de endemismo para los Cayos Coco y Guillermo, respectivamente. Hacia los cayos las formaciones vegetales más representativas son los manglares, los matorrales xeromorfos costeros, los bosques semidecíduos, los bosques siempreverdes micrófilos, las comunidades halófitas y los complejos de vegetación de costa rocosa y arenosa (Menéndez *et al.*, 2004; Parada *et al.*, 2006). En la zona interior del humedal, predominan los bosques semidecíduos mesófilos, los bosques siempreverdes, los herbazales de ciénaga y la vegetación secundaria.

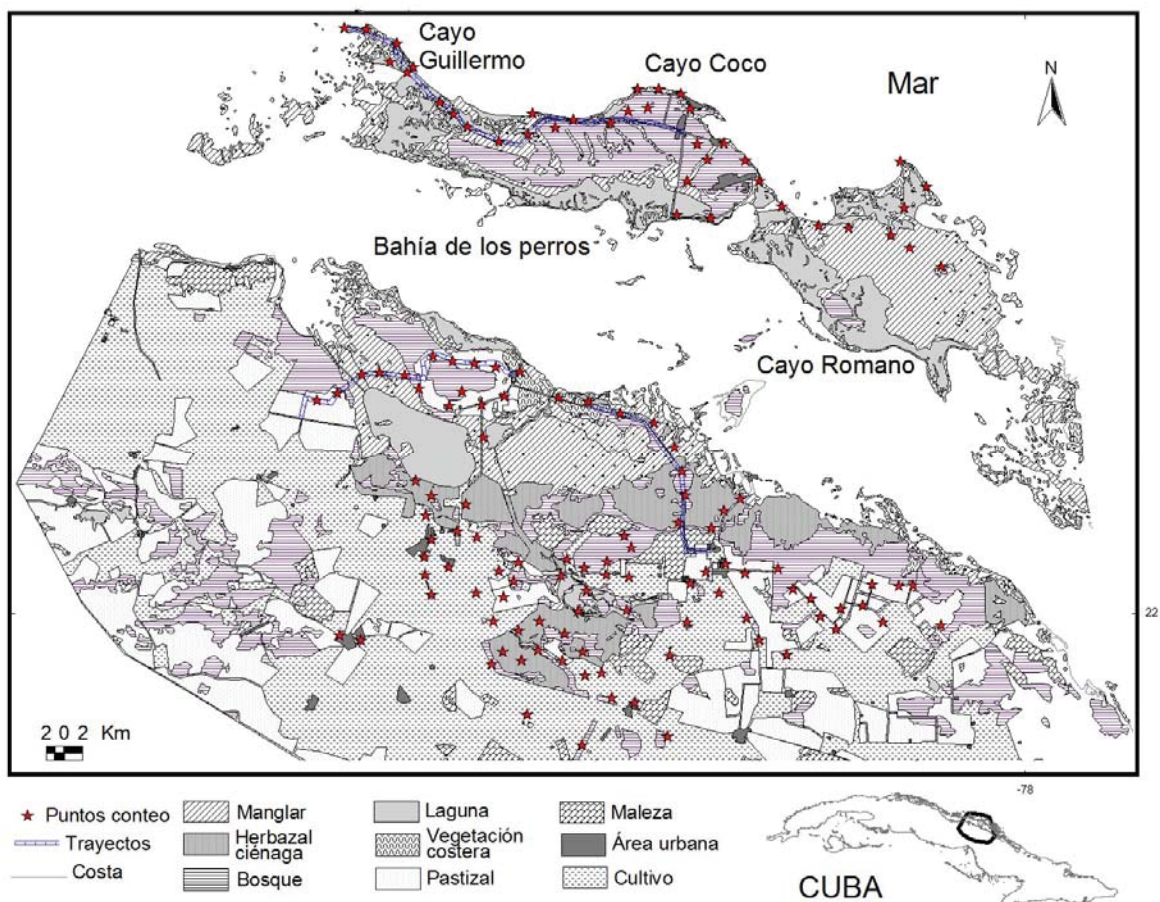


Figura 1. Área de estudio en la región norte de Ciego de Ávila, Cuba. Localización de los puntos de conteo y trayectos en los diferentes hábitat naturales y modificados.

En la clasificación de ambientes o hábitat naturales se incluyeron a los bosques (15.3% del área de estudio), los manglares (14.3%), las lagunas (8.8%), herbazales de ciénaga (5.7%) y la vegetación costera (0.8%). En los ambientes modificados se incluyó a las zonas agrícolas (35.3%), los pastizales (20.5%) y las áreas urbanas (0.8%).

6.1.1 Bosques

En la categoría de bosques se incluyeron los semidecuidos, siempreverdes y los bosques de ciénaga. Los bosques semidecuidos tienen una amplia distribución en el humedal y en Cayo Coco. Sus especies florísticas pueden alcanzar los 12 a 15 m de altura y son características *Bursera simaruba*, *Coccoloba diversifolia*,

Lysiloma latisiliqua y *Ficus* spp. Los bosques siempreverde mesófilos son de menor amplitud en su distribución. Se caracterizan por la presencia de especies arbóreas como *Amyris elemifera*, *Ateramnus lucidus*, *Hypelate trifoliata* y *Capparis cynophallophora*.

Los bosques son los hábitat más afectados y fragmentados por la incidencia del sector azucarero, ganadero y agrícola. Una gran proporción ha sufrido el cambio de especies autóctonas por variedades comerciales, degradación de extensas zonas y la fragmentación condicionada por la expansión de cinco áreas urbanas, las cuales han tenido un rápido crecimiento en los últimos 30 años. En los sitios que han sido intensamente degradados con pérdida de la vegetación natural, se desarrollan comunidades secundarias, asociadas a acciones tales como canteras para la extracción de áridos, apertura de trochas, caminos, construcciones e instalaciones y asentamientos humanos. Este tipo de vegetación presenta especies de amplia distribución como *Acacia farnesiana*, *Dichrostachys cinerea*, *Pluchea carolinensis*, entre otras.

6.1.2 Vegetación costera

En la vegetación costera se incluyeron a los matorrales xeromorfos costeros desarrollados sobre sustrato arenoso o sobre carso y al complejo de vegetación de costa rocosa y arenosa. Las especies más abundantes que conforman los matorrales xeromorfos son: *Coccothrinax littoralis*, *Erithalis fruticosa* y *Salmea petrobioides*. En el complejo de vegetación de costa arenosa son frecuentes las especies rastreras, pequeños arbustos y hierbas y en las costas acantiladas frecuentan las suculentas y arbustos achaparrados. Son características las especies: *Chamaesyce buxifolia*, *Rachicallis americana* e *Ipomea pescaprae*. El desarrollo turístico en los cayos ha reducido parcialmente la extensión de estas formaciones vegetales a un 70%.

6.1.3 Manglares

Los manglares están ampliamente distribuidos en la cayería norte de Ciego de Ávila y la zona costera, ocupando una superficie considerable de las llanuras

marino-biogénicas, situadas generalmente al sur de los cayos y en las lagunas costeras detrás de las dunas. Las especies características son *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Conocarpus erectus*. Se encuentran diferentes variantes según las condiciones ecológicas, como manglares altos (12 m), mixtos o monodominantes de *R. mangle* u otra de las tres especies, hasta manglares achaparrados (3 m) en sitios con condiciones extremas de salinidad (Parada *et al.*, 2006). El desarrollo turístico ha reducido la distribución de estas formaciones en los cayos. Las construcciones de viales afectaron la circulación de corrientes de agua entre los cayos y entre los cayos y la isla principal, lo que provocó la muerte de extensas áreas de manglar tanto en la costa como en los cayos. También existe una considerable extracción ilegal de *C. erectus* para su utilización como carbón.

6.1.4 Lagunas

En esta categoría se incluyeron las lagunas costeras e interiores tanto de la región de cayos como del interior del humedal. Incluye dos reservorios de agua: Laguna de la Leche y La Redonda. El desarrollo turístico ha afectado en gran parte las lagunas costeras de los cayos, a través de la construcción hotelera sobre los espejos de agua. Las lagunas interiores también tienen asociada actividad recreativa, de pesca y cambios en el régimen hídrico como consecuencia de las desecaciones del humedal y la canalización.

6.1.5 Herbazal de ciénaga

Entre las especies que caracterizan este hábitat se encuentra *Thypha dominguensis*, *Cladium jamaicense*, *Cyperus* spp. y *Erianthus giganteus*. Las afectaciones principales que ha tenido este hábitat están asociadas al cambio en el régimen hídrico por la canalización y desecación de parte del humedal con fines agrícolas. Las consecuencias están relacionadas con cambios en la estructura y composición de la vegetación herbácea y pérdida y degradación de una parte de los herbazales, actualmente transformados en cultivos de caña de azúcar y pastizales.

6.1.6 Pastizal

Los pastizales dedicados a la ganadería están ampliamente distribuidos hacia la región interior del humedal. En la mayoría de los casos tienen asociados parches de bosques de diferentes tamaños, lo que aumenta la heterogeneidad espacial de estos ambientes transformados. Existe ganadería tradicional y de búfalo (*Bubalus bubalis*). Esta última ha provocado sobrepastoreo en muchas zonas. Un porcentaje alto del área está cubierto actualmente por la planta exótica *Dicrostachys cinerea*.

6.1.7 Área agrícola

Destacan los cultivos varios, arroz, caña de azúcar y frutales, a partir de la desecación y canalización de gran parte de las zonas inundadas del humedal. Se distribuyen hacia la región interna del humedal en la isla principal.

6.1.8 Área urbana

Se incluyeron las áreas urbanas principales (cinco) y los asentamientos rurales en esta categoría. También fueron considerados como urbanización la red hotelera y las infraestructuras asociadas.

6.2 Métodos

El presente trabajo estudia las especies de aves rapaces diurnas del orden Falconiformes y Accipitriformes (Chesser *et al.*, 2010). Se consideraron como especialistas de hábitat, a las rapaces que habitan en un tipo o pocos tipos de hábitat y que raramente son encontradas en otros tipos de hábitat. Por otra parte, se consideraron como generalistas a las especies que usan una variedad de hábitat que pueden incluir bosques, bordes de bosques, vegetación secundaria, áreas abiertas, ambientes modificados por la actividad humana. Además, se utilizó la literatura disponible donde se clasifican a estas especies como especialistas o generalistas según la dieta que consuman.

El estudio cubrió un área que abarca varios ambientes: los cayos aislados de la costa, el humedal costero y el humedal interior. Sobre los mismos se distinguieron zonas naturales y zonas modificadas por la intervención humana. Se definieron las zonas naturales como aquellas donde la vegetación natural dominante de la región

se conserva en grandes extensiones de superficie, con menos del 5% del área con disturbio humano. Las zonas con intervención humana, modificadas fueron aquellas donde la actividad turística, agrícola y urbana restringió la vegetación natural a parches aislados dentro de una matriz con diferentes usos de suelo (alto nivel de disturbio humano).

6.2.1 Generación de mapas de uso de suelo y vegetación

Se generó un mapa de coberturas de usos de suelo y vegetación para el área de estudio a partir de dos imágenes del satélite Landsat 7 sensor Enhanced Thematic Mapper (LE70130442012103ASN00 y LE70130452012103ASN00, Proyección UTM–Datum WGS 84, resolución espacial de 30 m), con fecha 12 de abril de 2012, que cubren el área en cuestión. Este mapa fue usado para las modelaciones de la distribución y áreas de anidación de las especies, así como la representación gráfica en un SIG.

La calibración radiométrica (pre-procesamiento de las imágenes) se realizó siguiendo los pasos: 1. Llevar la imagen de Nivel Digital (ND) a valores físicos de reflectancia; 2. Realizar la corrección atmosférica mediante el método FLASSH (Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Spectral Hypercubes) para eliminar las distorsiones espectrales de las imágenes, provocadas por la atenuación atmosférica (aerosoles, vapor de agua, polvo) y 3. Aplicar la substracción de cuerpo oscuro para eliminar los ruidos provocados por sombras. Por último, se realizó la corrección Gapfill a través del ajuste del histograma global de cada banda, para rellenar los vacíos de la imagen por fallas en el Corrector de las Líneas Escaneadas.

Ambas imágenes fueron unidas en una escena a través del algoritmo *Mosaicking* y se realizó un recorte de la misma para reducir las dimensiones al área de estudio. Con las bandas espectrales de la imagen se calcularon índices de vegetación, humedad y brillo (Tabla II) que fueron empleados como variables ambientales en el análisis de los datos biológicos. De los numerosos índices de vegetación calculados, solo se trabajó con el NDVI y el OSAVI, para evitar la redundancia y correlación entre las variables ambientales incluidas en los análisis posteriores.

Tabla II. Descripción de los índices espectrales calculados a partir de matemática de las bandas del satélite Landsat 7.

Índice espectral	Descripción
NDVI	Índice de vegetación de diferencias normalizadas. Es uno de los índices de vegetación más antiguo y que se utiliza con mayor frecuencia en la literatura. Se formula a partir de la relación entre las regiones de mayor absorción y reflectancia de la clorofila. Sus valores se relacionan al grado de cobertura vegetal
IV	Índice de verdor. Transformación Kauth-Thomas (<i>Tasseled Cap</i>) (Kauth y Thomas, 1976), transformación lineal de bandas. Está relacionado con propiedades de la vegetación, fundamentalmente la cantidad presente (Cohen y Goward, 2004).
ARVI	Índice de vegetación atmosféricamente resistente. Es un realce del NDVI relativamente resistente a factores atmosféricos (aerosoles). Es el más usado en las regiones con un elevado contenido de aerosoles en la atmósfera, incluyendo las regiones tropicales contaminadas por polvo de la quema en la agricultura.
SAVI	Índice de vegetación ajustado al suelo (Huete, 1988).
OSAVI	SAVI Optimizado (Rondeaux <i>et al.</i> , 1996).
IH	Índice de humedad. Transformación Kauth-Thomas (<i>Tasseled Cap</i>), está directamente asociado a la humedad del suelo y el dosel (Crist y Kauth, 1986). Permite estimar el grado de anegación de los suelos, establecer diferencias entre zonas de humedales y determinar varias características de la vegetación como el nivel de hidratación.
Brillo	Índice de Brillantez. Transformación Kauth-Thomas (<i>Tasseled Cap</i>). Está influenciado directamente por la reflectancia del suelo. Tiene una relación estrecha con la estructura de la superficie del suelo y su contenido de materia orgánica. Establece tonos de brillo que se relacionan con diferencias en la composición sedimentológica de los suelos.

Se georreferenciaron 380 puntos en campo, de forma tal que representaran los diferentes usos de suelo y vegetación. El 50% de estos puntos fueron usados como áreas de entrenamiento de las categorías bosque, herbazal de ciénaga, vegetación costera, manglar, laguna, pastizal, cultivo, maleza y zona urbana, para realizar una clasificación supervisada de la imagen resultante (algoritmo de máxima verosimilitud) (Richards, 1986). Como imagen de base para la clasificación supervisada se utilizaron las bandas verdor (*greenness*), humedad (*wetness*) y brillo (*brightness*), obtenidas a través del procedimiento *Tasseled Cap* (análisis de componentes principales de las bandas espectrales). Con el 50% de los puntos

restantes se evaluó la exactitud de la clasificación, calculando el índice Kappa (Rosenfield y Fitzpatrick-Lins, 1986) y una matriz de confusión. El manejo y análisis de las imágenes de satélite se realizó en el programa Envi v5.0 (Exelis VIS, Boulder, CO).

6.2.2 Censos de aves

Los muestreos fueron realizados para registrar las rapaces diurnas del área, que incluyen las aves de las familias Accipitridae, Falconidae y Pandionidae, así como *Cathartes aura* (familia Cathartidae). Se usaron dos métodos de conteo: puntos fijos de observación y los trayectos por carretera (Fuller y Mosher, 1981; Burnham *et al.*, 1985; Andersen, 2007). Con la aplicación de dos métodos se garantizó la detección de la mayor cantidad de especies y un incremento de la detectabilidad de las mismas en los hábitat.

Se abarcó la máxima heterogeneidad de los hábitat existentes en el área, con diferente composición y estructura de la vegetación y distancia a la costa para el diseño del estudio. Se determinó trabajar en 229 puntos fijos que se distribuyeron aleatoriamente y de forma estratificada dentro de dos ambientes (natural y modificado). Los bosques, manglares, lagunas, herbazales de ciénaga y vegetación costera fueron considerados como estratos para los ambientes naturales. Las áreas agrícolas, pastizales y zonas urbanas fueron considerados como estratos de los ambientes modificados por el hombre. Los puntos de conteo se ubicaron aleatoriamente sobre estos estratos, teniendo en cuenta la proporción de dichos hábitat dentro de los ambientes natural y modificado. Es decir, en los estratos de mayor extensión se ubicaron mayor cantidad de puntos de conteo. Este diseño aleatorio estratificado incrementa la precisión de las estimaciones y la eficiencia del muestreo (Andersen, 2007). El número de puntos fijos considerados permitió tener análisis estadísticos robustos.

Durante la etapa reproductiva del 2012 los conteos se realizaron en 115 puntos, de los que 63 estaban ubicados en zonas naturales y 52 en zonas antropizadas; y para la etapa no reproductiva en 120 puntos (los mismos 115 más 5 nuevos), de ellos 65 naturales y 55 antropizados. Para el año 2013 se trabajó en

109 puntos nuevos, de ellos 49 en zonas naturales y 60 en zonas antropizadas. Los conteos se iniciaron una hora después de la salida del sol y dos horas antes del ocaso (Fuller y Mosher, 1987; Thiollay, 1999), entre febrero y julio de 2012 y 2013, que abarca la etapa reproductiva y parte de la migratoria de estas aves en Cuba. Los puntos tuvieron una separación mínima de 2 km para disminuir la probabilidad de conteos repetidos de especies comunes como *C. aura*. La duración de cada conteo/punto fue de 60 min, con un radio de observación ilimitado (Fuller y Mosher, 1987), lo que permitió incrementar la detectabilidad de las especies raras y de baja densidad (Ellis *et al.*, 1990; Thiollay, 1999; Rodríguez-Estrella, 2007). Una prueba premilinar y la correspondiente curva acumulativa de la riqueza de especies mostró que 60 min de conteo fue suficiente para registrar el número promedio de especies que forrajeaban en cada punto de conteo (Anexo III). Las aves fueron detectadas cuando se encontraban remontándose, planeando, en perchas y vocalizando. Se registró por cada punto el número de individuos/especie observado o escuchado, el horario de la primera detección, la distancia de observación y el tipo de cobertura del área. Los individuos que cruzaron el área de conteo por periodos cortos de tiempo (<1 min) no fueron registrados. Se tuvo especial cuidado para evitar los dobles conteos de las rapaces que fueron primeramente observadas y después volaron detrás del observador y luego retornaron al campo de visión (Rodríguez-Estrella *et al.*, 1998). Además, se anotó el tiempo, conducta (*e.g.* caza, perchado o remontándose) y cuando fue posible el género, la edad, el color del morfo, si estaba en muda y otras marcas naturales para asegurar que el individuo no fuese registrado más de una vez (Zilio *et al.*, 2013). Los puntos fueron muestreados solo una vez dentro de cada temporada (reproductiva y no reproductiva), para darle a los datos la máxima independencia posible (Hurlbert, 1984).

Por otro lado, también se contaron las rapaces en tres trayectos por carretera (41.5, 31 y 29 km de largo), separados a una distancia de 31 y 8 km. Se utilizó un vehículo y dos observadores para este método que es ampliamente utilizado en el estudio de aves rapaces (Eakle *et al.*, 1996; Tinajero y Rodríguez-Estrella, 2012), aunque tiene varias fuentes de errores (Anexo IV). La trayectoria fue seleccionada

de forma tal que quedaran representadas la mayor parte de las zonas naturales y modificadas que se analizan. Los trayectos fueron recorridos a una velocidad constante entre 20 y 30 km/h durante dos días consecutivos de cada mes (febrero a julio de 2012 y 2013) y se alternó el inicio de los mismos para evitar sesgos direccionales y de horario. Los conteos fueron realizados siempre antes de las 13:00 h para minimizar las diferencias en la detectabilidad entre muestreos. Se registró el número de aves observadas por especie, la distancia perpendicular de su ubicación al trayecto, la orientación, la hora del avistamiento y el tipo de cobertura del ambiente en el sitio exacto donde se observó al ave por primera vez. Para evaluar la detectabilidad y aumentar la probabilidad de detección de las rapaces pequeñas y de las raras se hicieron paradas de 5 min cada 2 km a lo largo de los trayectos. En estas paradas se registraron los individuos en un radio de 500 m con el uso de un estimador de distancia (Whitacre y Turley, 1990). Solo se registraron los individuos nuevos observados durante esas paradas. No se tuvieron en cuenta aquellos individuos con una conducta de vuelo de tránsito, sin manifestaciones de uso del hábitat. Se excluyeron los días con condiciones adversas del clima como días de lluvia, con calor intenso y vientos fuertes (> 20 km/h).

La distancia recorrida en kilómetros y la duración de los trayectos en tiempo fueron usadas para estandarizar los datos (e.g. N/km o N/h). Los datos fueron analizados una sola vez por trayecto para evitar pseudoreplicación (Hurlbert, 1984) y conteos dobles. Es decir, entre los dos días consecutivos de conteo en un mismo trayecto se seleccionó el de máximo valor de la abundancia de individuos por especie y por hábitat. Un análisis preliminar de los resultados mostró que todas las rapaces tuvieron alta detectabilidad con ambos métodos de conteo. Por lo tanto, las diferencias en la detectabilidad no afectaron significativamente los resultados.

6.2.3 Abundancia relativa

La abundancia relativa se consideró como el número de individuos registrados por hora para los puntos de conteo y el número de individuos registrados por kilómetros recorridos (Johnson y Enderson, 1972), y a partir de este valor se estimó en aves/100 km. Esta última medida permite la realización de comparaciones de la

abundancia de las rapaces entre temporadas y con otros estudios. Como estos trayectos atravesaron diferentes tipos de hábitat con una variada visibilidad, estos fueron divididos en segmentos. A partir de esto las estimaciones fueron hechas en cada tipo de hábitat y de esta forma se analizaron las diferencias entre ambientes naturales y modificados (Fuller y Mosher, 1987). Aunque este método de trayectos tiene limitaciones que han sido descritas en la literatura (Fuller y Mosher, 1981), ha sido ampliamente usado para estimar la abundancia relativa, para analizar las preferencias de hábitat y los efectos de la degradación del hábitat sobre las rapaces en muchas regiones extensas y otras sin información de estas especies (e.g. Sánchez-Zapata *et al.*, 2003; Carrete *et al.*, 2009).

6.2.4 Densidad

La detectabilidad de las rapaces varía mucho entre especies, horario, condiciones climáticas, estaciones y hábitat (Thiollay, 1989). Por ello, la densidad de estas especies fue estimada a través del método convencional de distancia, que modela la probabilidad de detección en función de la distancia perpendicular o radial al trayecto o punto respectivamente, y asume que todos los objetos en la distancia cero son detectados (Distance 6.0 software; Thomas *et al.*, 2010). Esta estimación usa una función de detección que compensa por las diferencias en la probabilidad de detección entre especies, hábitat y distancias desde trayectos y puntos (Buckland *et al.*, 1993).

El uso del tiempo de conteo de 1 h es ventajoso en bosques tropicales donde muchas especies son crípticas. La probabilidad de registrar especies pequeñas, específicamente a 0 m, aumentan con la duración del conteo (Fuller y Langslow, 1984), al tener los observadores más tiempo para detectar e identificar las especies en el área (Scott y Ramsey, 1981; Fuller y Langslow, 1984; Verner, 1985). Sin embargo, una desventaja de esta larga duración es que aumentan las probabilidades de movimiento de las aves dentro del área o de ser contadas dos veces (Reynolds *et al.*, 1980; Fuller y Langslow, 1984). Ambos factores contribuyen al sesgo positivo en las estimaciones de la densidad ya que se viola el supuesto de que las aves deben ser detectadas en su ubicación inicial, y solo una vez dentro de

una unidad de muestreo (Buckland *et al.*, 2001). Por lo tanto, la extensión del periodo de conteo se vuelve un compromiso entre la necesidad de maximizar la probabilidad de registrar con seguridad las aves a 0 m y a la vez evitar las sobreestimaciones de las especies móviles y conspicuas (Fuller y Langslow, 1984; Bibby *et al.*, 1992). Sin embargo, para estudios multi-específicos como éste, un periodo óptimo de conteo debería ser no tan largo que sobrestime seriamente la densidad de especies conspicuas y móviles y no tan corto que subestime la densidad de especies pequeñas (Fuller y Langslow, 1984; Lee y Marsden, 2008).

Para asegurar que la densidad estimada no fuese confundida con factores que afectan la detectabilidad, se tuvo en cuenta la heterogeneidad y variación entre hábitat estratificando los datos obtenidos de ambientes naturales y modificados (Thomas *et al.*, 2010). La densidad total fue calculada como la suma de las estimaciones por estrato en el programa Distance 6.0. Para el análisis de los datos se ajustó como modelo de detección la función por defecto del programa (*half-normal key with cosine adjustments*). El criterio de información de Akaike (AIC) identificó el modelo de mejor ajuste para cada especie. El valor más bajo de AIC identificó el modelo más robusto (Buckland *et al.*, 2001). La precisión en la estimación de distancia a partir de las observaciones fue mejorada con un entrenamiento previo de los observadores con un binocular telémetro.

6.2.5 Búsqueda de nidos

Los parámetros reproductivos y el análisis de selección del sitio de anidación fue realizado para las especies *Buteogallus gundlachii* y *Falco sparverius*, para las cuales se localizaron entre 33 y 16 nidos, respectivamente. Para el resto de las especies residentes se registraron menos de 10 nidos, insuficientes para un análisis de este tipo pero que sí se reportan en los Resultados.

Para localizar los nidos se muestrearon todos los hábitat a pie o desde un vehículo durante las etapas reproductivas (febrero-junio) del 2012 y 2013. La ubicación de los nidos se obtuvo siguiendo a las parejas adultas que volaban hacia los nidos, o por inspección visual de los sitios potenciales para la anidación. Las aves activas reproductivamente vocalizan conspicuamente cuando los humanos

entran a los territorios de anidación, lo que ayudó a la localización de los nidos. Estas ubicaciones fueron registradas con coordenadas geográficas que se localizaron sobre mapas topográficos usando el SIG ArcView. La evidencia de que un territorio estuviera ocupado por una pareja activa fue basada en varias observaciones: que las dos aves parecieran emparejadas o uno o más adultos comprometidos con la defensa de territorios, que hubiese afinidad al nido u otra actividad relacionada con la reproducción, que hubiese presencia de huevos o pichones. Además, se consideró como evidencia de territorio ocupado, la presencia de un nido construido recientemente, reparado o decorado (Steenhof y Newton, 2007). Si el mismo sitio de anidación fue usado en años consecutivos, solo se incluyó en el análisis espacial la información del primer año para evitar pseudorreplicación (Hurlbert, 1984).

Debido a que se quería determinar la productividad sin tener un riesgo alto de abandono, los nidos se visitaron dos veces durante la temporada reproductiva para minimizar los disturbios y el riesgo de abandono. De esta forma el número de volantones para varios nidos pudo ser determinado. Este número limitado de visitas a los nidos impidió sin embargo el desarrollo de análisis de supervivencia diaria (Shaffer y Burger, 2004), que dan información sobre las probabilidades de supervivencia durante las diferentes etapas de la anidación (puesta, incubación, etapa de pichón) al estar sometidas a diferentes factores de riesgo. A pesar de esto se calcularon otros parámetros que se mencionan a continuación (algunos parámetros demográficos) y que son medidas importantes para conocer el estado de la población; y aplicar esta información al manejo de las poblaciones. Un nido se consideró exitoso si los volantones estuvieron presentes en el mismo una semana antes de la fecha de vuelo esperada o cuando los volantones fueron detectados en los alrededores del nido.

6.2.6 Parámetros reproductivos

Se calcularon los siguientes parámetros reproductivos: la proporción de parejas que pusieron huevos entre el total de parejas; tamaño de la nidada, éxito de eclosión (número de pichones/número de huevos); éxito de volantones (número de

volantones/número de pichones); éxito reproductivo (número de volantones/número de huevos); productividad por pareja que anidó (considerando tanto las parejas que tuvieron un nido exitoso como las que tuvieron uno no exitoso) (número de volantones/parejas anidando); productividad por pareja exitosa (número de volantones/pareja exitosa). Una pareja activa fue definida como una pareja que ocupó un nido y una pareja que anidó fue la que puso huevos (Steenhof y Newton, 2007).

Las características en los nidos y sus alrededores fueron medidas después de que los volantones abandonaron los nidos o que estos fallaran. La altura de los árboles y de los nidos fue medida con una cinta métrica extensible. El diámetro a la altura del pecho (DAP) de los árboles con nidos fue medido con una cinta métrica. Se registró la especie de la planta sustrato de anidación, su estado (vivo, muerto) y la cobertura del dosel (%). Se evaluó el uso del suelo del área alrededor de los nidos usando un SIG.

6.2.7 Variables ambientales y de actividad humana

En este estudio no se incluyeron como predictores las variables climáticas usadas ampliamente en la literatura y las que indican abundancia de presas potenciales de las rapaces. Sin embargo, se ha documentado que la cobertura de suelo y las variables de hábitat que se utilizaron en este estudio explican mejor la presencia de las rapaces que las relacionadas con la abundancia de presas de estas especies y con el clima (Cardador *et al.*, 2014a; Rullman y Marzluff, 2014).

A partir del mapa de uso de suelo y vegetación en formato vectorial se construyó un mapa ráster en formato grid del cual se derivaron métricas que describieron la estructura espacial del paisaje y su heterogeneidad por medio del análisis de parches (extensión *PatchGrid*) en ArcView 3.2 (ESRI Inc., USA). Esta extensión es una interfase del programa FRAGSTAT (McGarigal *et al.*, 2002) y proporciona mediciones de la configuración de los parches (*e.g.* tamaño medio de los parches, diversidad y riqueza de parches a través del paisaje) (McGarigal y Marks, 1995). El tamaño de pixel (100 m) fue definido considerando el tamaño promedio de los parches más pequeños en los cuales fue observada alguna especie

de rapaz durante los conteos. La extensión del análisis de las variables del paisaje fue determinada con diferentes radios (1, 2 y 5 km) a partir de los puntos de conteo que definieron varias escalas en el estudio.

Las variables ambientales y antropogénicas estuvieron relacionadas con los diferentes tipos de hábitat analizados. Se calculó el área total por hábitat y tamaño de los parches, su forma, la distancia entre ellos, la diversidad y riqueza del paisaje de forma general. La forma de los parches se calculó con el índice medio de forma. Esta medida se puede relacionar con las especies porque mide el promedio de forma de los parches, o el promedio de la proporción perímetro-área para un tipo de parche. Este índice es considerado como una medida de la complejidad de la forma de los parches e inicialmente fue propuesto como un índice de diversidad basado en la forma para cuantificar el borde de hábitat para las especies.

Con el mapa de vegetación se definieron variables importantes como la cantidad de hábitat adecuado por especie (Fahrig, 2013). Para esto se analizó la información reportada en la literatura sobre los tipos de hábitat que son usados por las diferentes especies. Por ejemplo, el hábitat adecuado de *A. gundlachi* incluyó los bosques, manglares, bordes de bosques, ciénagas, bosques costeros y vegetación costera (Garrido, 1985; Wiley, 1985; Rodríguez-Santana y Viña, 2012a). Para *B. gundlachii* se tuvieron en cuenta los manglares, la vegetación de costa y los bosques costeros (Wiley y Garrido, 2005; Rodríguez-Santana y Viña, 2012b).

Los ambientes modificados como los pastizales, las áreas agrícolas y urbanas fueron consideradas como hábitat no adecuados para las especies especialistas de recursos que tuvieron < 5% de frecuencia de ocurrencia en estas zonas. Además, se revisó la literatura publicada sobre las especies reportadas en el estudio para identificar los hábitat que no han sido relacionados con estas aves e incluirlos como ambientes no adecuados.

Se midió la distancia a la costa, a fuentes de agua y al borde de los parches. Por otra parte se midieron otras variables de distancia relacionadas con fuentes de disturbio como la distancia a zonas urbanas, agrícolas y a pastizales. Para obtener

estas variables se usaron las extensiones *Nearest features* y *Drainage/Lineament/Road/Density* en ArcView 3.2.

Se generaron mapas digitales de las variables por medio de los módulos *Pattern*, *Area* y *Cratio* en Idrisi Selva (Clarks Lab, Massachusetts, USA). Las variables de distancia fueron mapeadas con el módulo *Distance* del programa Biomapper 4.0 (Hirzel *et al.*, 2004).

La riqueza relativa y la diversidad del paisaje fueron calculadas midiendo la variabilidad entre pixeles en una ventana móvil de 7x7 y 3x3, teniendo en cuenta un tamaño de pixel de 100 m. Todas las variables fueron remuestreadas al sistema de coordenadas UTM, *datum* WGS84 con una resolución espacial de 100 m. La métrica obtenida y utilizada en los posteriores análisis se muestra en la Tabla III.

Tabla III. Variables ambientales y antropogénicas utilizadas en el estudio. Para una descripción completa de la métrica relacionada con el paisaje ver McGarigal y Marks (1995).

Variables/Siglas	Descripción
Bosque	Vegetación natural de bosque
Vegetación costera	Vegetación natural costera
Herbazal ciénaga	Vegetación natural de herbazal de ciénaga
Manglar	Vegetación natural de manglar
Laguna	Lagunas costeras e interiores
Pastizal	Uso de suelo tipo pastizal
Cultivo	Uso de suelo tipo cultivo
Urbano	Uso de suelo tipo urbanización
CA_bosque	Área total de bosque (km ²)
CA_Mangle	Área total de mangle (km ²)
CA_Vegetación costera	Área total de vegetación costera (km ²)
CA_laguna	Área total de laguna
CA_Herbazal ciénaga	Área total de herbazal de ciénaga (km ²)
CA_cultivo	Área total de cultivos (km ²)
CA_pastizal	Área total de pastizales (km ²)
CA_urbano	Área total de zonas urbanizadas (km ²)
CA_Modificada	Área total de zonas modificadas (km ²)
Dist_pastizal	Distancia más cercana a pastizales (m)
Dist_urbano	Distancia más cercana a la urbanización (m)
Dist_hidro	Distancia más cercana a fuentes de agua (m) (lagunas, humedales, canales, ríos).
Dist_área agrícola	Distancia más cercana a las áreas de agricultura (m)
Dist_costa	Distancia más cercana a la línea de costa (m)
Dist_borde del parche	Distancia más cercana al borde del parche (m)

Dist_carreteras	Distancia más cercana a carreteras (m)
Densidad de carreteras	Densidad de carreteras en un área determinada por el tamaño del pixel (m/área).
MPS_bosque	Tamaño medio de los parches de bosque
MPS_Mangle	Tamaño medio de los parches de manglar
MPS_Herbazal ciénaga	Tamaño medio de los parches de herbazal de ciénaga
MPS_Vegetación costera	Tamaño medio de los parches de vegetación costera
MPS_pastizal	Tamaño medio de los parches de pastizal
MPS_cultivo	Tamaño medio de los parches de cultivos
MSI	Índice medio de forma de los parches. Mide la complejidad de la forma de un parche comparado con una forma estándar (cuadrado) del mismo tamaño y por lo tanto alivia el problema de dependencia del tamaño (McGarigal y Marks, 1995). Cuantifica el borde de hábitat. Es igual a 1 cuando todos los parches son circulares, se incrementa con la complejidad de la forma del parche, independiente del tamaño del parche.
MSI_bosque	Índice medio de forma de los parches de bosque
MSI_Herbazal ciénaga	Índice medio de forma de los parches de herbazal de ciénaga
MSI_Mangle	Índice medio de forma de los parches de manglar
NDVI	Índice de vegetación de diferencias normalizadas
OSAVI	Índice de vegetación ajustado al suelo optimizado
OSAVI_SD	Desviación estándar del Índice de vegetación ajustado al suelo optimizado. Medida de variabilidad.
Humedad	Humedad del suelo y dosel
Humedad_SD	Desviación estándar de la humedad. Medida de variabilidad.
Brillo	Brillantez del suelo
Brillo_SD	Desviación estándar del brillo del suelo. Medida de variabilidad.
NUMP_Bosque	Número de parches de bosque
NUMP_Mangle	Número de parches de mangle
NUMP_Herbazal ciénaga	Número de parches de herbazal de ciénaga
NUMP_Vegetación costera	Número de parches de vegetación costera
NUMP_Lag	Número de lagunas
NUMP_cultivo	Número de parches de cultivo
NUMP_pastizal	Número de parches de pastizal
PSCOV_CV	Coficiente de variación del tamaño de los parches de vegetación costera. Medida de variabilidad.
PSCOV_M	Coficiente de variación del tamaño de los parches de mangle. Medida de variabilidad.
PSCOV_F	Coficiente de variación del tamaño de los parches de bosque. Medida de variabilidad.
TLA	Área total del paisaje
TE	Borde total. Es una medida absoluta del largo total del borde de todos los tipos de parches.

TE_Mangle	Borde total del manglar
TE_Bosque	Borde total de bosque
TE_Cultivo	Borde total de cultivos
TE_Pastizal	Borde total de pastizales
PR	Riqueza de parches. Número de tipos de parche
SDI	Índice de diversidad de Shannon del paisaje. Es igual a menos la suma de la abundancia proporcional de cada tipo de parches multiplicado por el logaritmo natural de esa proporción.
LSI	Índice de forma del paisaje. Compara la cantidad de borde presente en un paisaje con el esperado en un paisaje del mismo tamaño pero con una forma geométrica simple (cuadrado) y sin borde interno (McGarigal y Marks, 1995).
Índice medio de proximidad	Suma (sobre todos los parches de un mismo tipo de hábitat cuyos bordes están dentro del radio de búsqueda del mismo) del tamaño de cada parche dividido por el cuadrado de su distancia al parche focal (McGarigal y Marks, 1995). Mide el grado de aislamiento del parche y de fragmentación correspondiente a los de su misma clase. Considera el tamaño y la proximidad de todos los parches del mismo tipo de cobertura dentro de un radio de búsqueda especificado.
MPFD	Dimensión fractal media del parche. Provee un índice de complejidad del parche a través de un amplio rango de escalas espaciales (e.g. tamaños de parche). Describe cómo aumenta el perímetro del parche por unidad de incremento del área del parche (McGarigal y Marks, 1995).
MPFD_Mangle	Dimensión fractal media de los parches de mangle
MPFD_Bosque	Dimensión fractal media de los parches de bosque
Perímetro_laguna	Perímetro total de las lagunas presentes (m)

Para evaluar el nivel de disturbio humano en el paisaje próximo a los sitios de anidación de las especies, se midió la cercanía de los nidos a carreteras y centros de actividad humana y se calculó la densidad de carreteras. Se tuvo en cuenta un índice de disturbio máximo que no es más que el área de la clase urbana, que es la modificiación total del hábitat, dentro de un radio de 2 km alrededor de los nidos. Además, se desarrolló una escala cualitativa para asociar a los nidos con el disturbio humano en el hábitat: 1. Nidos rodeados por vegetación natural sin modificación; 2. La vegetación natural es bien preservada pero hay evidencias de alteración del hábitat (3%); 3. Alrededor del 5% de modificación del hábitat natural; 4. >10% de modificación del hábitat.

6.2.8 Modelos de distribución y abundancia de las especies

Varios estudios han enfatizado que el éxito de la predicción de distribución de especies depende del propio patrón de distribución. Es decir, las especies más generalistas son modeladas con menor precisión que las especies con distribución restringida (Brotons *et al.*, 2004; Kassara *et al.*, 2012). Las especies de amplia distribución podrían presentar variaciones regionales en el uso de hábitat o pueden ser influenciadas por factores ambientales que operan a diferentes escalas (Brotons *et al.*, 2004). También las variables dentro de amplios rangos pueden variar ampliamente y eso hace menos precisa la delimitación de las variables significativas, pues es difícil acotarlas.

En nuestro estudio, se modeló la distribución y abundancia de especies generalistas y especialistas de recursos. Para ello se seleccionaron dos técnicas diferentes de modelación procedentes de las familias de métodos de presencia-pseudoausencia y presencia-ausencia y se modeló la distribución y abundancia de las especies de rapaces diurnas a diferentes escalas espaciales. Los modelos de presencia-pseudoausencia fueron construidos para cinco especies con menos de 20 registros de presencia (*Accipiter gundlachi*, *Buteogallus gundlachii*, *Rostrhamus sociabilis*, *Falco peregrinus* y *Falco columbarius*) (Elith *et al.*, 2006) y cinco especies fueron modeladas con modelos de presencia-ausencia.

La preparación de los datos para la modelación, el análisis espacial y la construcción de los mapas de las variables fueron realizados en ArcView 3.2 (ESRI Inc., USA) e Idrisi Selva (Clarks Lab, Massachusetts, USA). Los modelos de presencia-pseudoausencia fueron desarrollados con el algoritmo de Máxima Entropía en el programa Maxent 3.3.k (Phillips *et al.*, 2006), mientras que los modelos de presencia-ausencia fueron desarrollados en R 3.0.3 (R Core Development Team).

6.2.9 Modelos de presencia-pseudoausencia

Con el conjunto de variables derivadas se construyeron correlaciones de Spearman. De las correlaciones con coeficientes de correlación >0.71 se

seleccionaron solo las variables más relevantes ecológicamente (Dormann *et al.*, 2013; Fitzpatrick *et al.*, 2013). Con este procedimiento, el conjunto original de 59 variables fue reducido a 32 y 18 variables, según el análisis a realizar, lo que ayuda a compensar la posible sobreparametrización de los modelos causada por la multicolinealidad (Zuur *et al.*, 2010).

Con esta selección de variables se desarrollaron modelos de nicho ecológico para la distribución potencial de especies con pocos registros de presencia o para las que tuvieron registros de presencia real pero de los registros de ausencia no se tuviese seguridad. También se empleó este algoritmo para las áreas de anidación de *B. gundlachii* y *F. sparverius*. Se utilizó el algoritmo de máxima entropía (Maxent 3.3.k) (Phillips *et al.*, 2006) por su fiabilidad y buen rendimiento con tamaños de muestra < 15 (Thorn *et al.*, 2009; Elith *et al.*, 2011). Los modelos se construyeron con diferente número de localidades espacialmente independientes por especie: *Accipiter gundlachi* ($n = 16$), *Buteogallus gundlachii* ($n = 133$; $n_{\text{nidos}} = 26$), *Falco columbarius* ($n = 30$), *Falco peregrinus* ($n = 14$), *Rostrhamus sociabilis* ($n = 24$), *Falco sparverius* ($n_{\text{nidos}} = 14$). Se usó el 70% de los registros de presencia como datos de entrenamiento y el 30% como datos de prueba en los modelos de las especies con suficientes registros (Franklin, 2009). En el caso de que la cantidad de registros de presencia y los nidos fuera menor a 15, se usó el conjunto total de datos para ajustar los modelos. Durante la modelación se mantuvieron los parámetros predeterminados por el programa MaxEnt, que permite mayor flexibilidad del modelo (Phillips y Dudík, 2008). Se realizaron 100 réplicas para cada modelo por especie para evitar la incertidumbre asociada a la modelación. La partición de los registros de presencia para entrenamiento y validación fue aleatoria en cada modelo y se utilizó como método de remuestreo el *bootstrap*.

A partir de histogramas de frecuencia de los valores de AUC de los 100 modelos por especie, se seleccionó el mejor modelo entre el modelo de la media, la mediana, la desviación estándar, el mínimo y el máximo. Cuando el modelo de la mediana y el de la media coincidían se seleccionó el de la mediana para evitar el efecto de los valores extremos. La salida de maxent se convirtió en un mapa binario

de presencia/ausencia. Para esto se usó el *minimum training presence* como línea de corte, método ampliamente utilizado y recomendado en la literatura (Liu *et al.*, 2005).

La contribución relativa de las variables ambientales a la predicción de los modelos por especie fue analizada por el método *Jackknife* y por la estimación de los porcentajes de contribución relativa al modelo. Se utilizaron los valores de resumen de los resultados de los 100 modelos, que contienen los valores de la media/mediana para todos los parámetros analizados. Se consideró como variables de mayor contribución a los modelos las que agrupadas o de forma independiente alcanzaran el 50%. Se graficaron las variables más importantes que afectan la predicción de Maxent y cada curva representó el modelo creado únicamente con la variable correspondiente (Phillips *et al.*, 2006).

6.2.10 Modelos probabilísticos de presencia-ausencia y abundancia

Con los datos de presencia/ausencia y abundancia obtenidos a partir de los conteos en puntos fijos, se realizaron modelos predictivos de la distribución y la abundancia para cinco especies, de forma tal que se obtuvieran las variables ambientales y antropogénicas que mejor expliquen los patrones de presencia y abundancia. El método utilizado para ajustar los modelos fue el de Modelos Lineales Generalizados (GLM) (McCullagh y Nelder, 1983). Los GLM son aproximaciones estadísticas paramétricas que siguen un enfoque unificado para la construcción de modelos lineales para variables que sigan una distribución de probabilidades de la familia exponencial (Normal, Poisson, Binomial, Gamma, Gaussiana inversa, Binomial negativa, etc.) (Guisan *et al.*, 2002). Poseen tres componentes: el predictor lineal (PL), la función de error y una función de enlace.

El PL no es más que la combinación lineal de los efectos de las variables predictivas: $PL = b_0 + b_1X_1 + b_2X_2 + b_3X_3 + \dots$ donde $b_0, b_1, b_2, b_3, \dots$ son parámetros que se estiman a partir de los datos, b_0 es una constante y b_1, b_2, b_3, \dots son los coeficientes de las variables independientes. Las variables explicativas o independientes en el modelo serían: x_1, x_2, x_3 .

En este caso se trabajó con dos funciones de error, la función binomial adecuada para variables de respuesta binaria (presencia/ausencia; 1/0) en los modelos de distribución y la función de Poisson adecuada para variables de conteos en los modelos de abundancia. Las funciones de enlace correspondientes fueron la logística y logarítmica respectivamente. Las funciones de enlace traducen los cambios en el predictor lineal en cambios en las variables respuesta. En este caso las ecuaciones linearizadas de los modelos serían:

$$(1) \bar{y} = e^{\eta} / (1 + e^{\eta}) \quad \eta = b_0 + b_1X_1 + b_2X_2 + \dots + b_pX_p \quad \text{función logit}$$

$$(2) \bar{y} = e^{\eta} \quad \text{función log}$$

Los GLM ofrecen una gran capacidad para la modelación en comparación con los modelos clásicos de regresión lineal, pues permiten la inclusión de efectos no lineales entre las variables y una distribución no paramétrica de las variables independientes. Sin embargo, estos modelos son sensibles a la presencia de multicolinealidad entre las variables explicativas (Graham, 2003), a la presencia de valores extremos y a la falta de independencia en los errores, problemas que deben ser resueltos adecuadamente (Fielding y Bell, 1997).

Los modelos fueron ajustados con variables continuas y factores (uso de suelo) en la plataforma R 3.0.3 (R Core Development Team). Se siguió un procedimiento de selección de variables paso a paso con dirección *backward/forward* y se usó como criterio de selección de los modelos el Criterio de Información de Akaike (AIC) (Burnham y Anderson, 2002). AIC mide la facilidad que tiene un modelo particular para explicar la *deviance* de los datos, pero penaliza los modelos con un gran número de parámetros (Johnson y Omland, 2004). Las variables que más contribuyeran a la disminución del AIC y de la *deviance* fueron retenidas en los modelos.

El elevado número de variables predictoras (N = 58) que se obtuvieron y seleccionaron inicialmente, provocó sobreparametrización de los modelos. Por lo tanto, se hizo una reducción del número de variables a través de varios ajustes de modelos por especie. Primeramente se ajustó un modelo por cada especie que contenía todas las variables iniciales. Con las variables resultantes de este primer

paso se ajustaron nuevos modelos a los cuales se les adicionaron términos cuadráticos y cúbicos de las mismas, de forma tal que se obtuviera un mejor ajuste de los modelos. Se realizó nuevamente la selección de variables paso a paso con dirección *backward/forward* y se usó el criterio de selección de Akaike. Con la segunda selección de variables se ajustaron modelos alternativos por especie. Esto permitió hacer una selección del modelo que más se asociaba con la ecología de cada especie. De esta forma los modelos finales incluyeron las variables más significativas que parecen explicar ecológicamente mejor la presencia/abundancia de las rapaces en el área de estudio.

Una de las asunciones de estos modelos es que los datos sean independientes y que los errores estén distribuidos igualmente, y este aspecto contradice la naturaleza auto-correlacionada de los datos espaciales (Legendre y Legendre, 1998). Para eliminar o controlar este efecto de la autocorrelación espacial (la tendencia de las unidades de muestreo vecinas a ser más similares que las esperadas por observaciones asociadas aleatoriamente; Lichstein *et al.*, 2002) se tuvieron en cuenta dos elementos: el diseño del estudio y la inclusión de términos espaciales como las coordenadas geográficas (X e Y) de los puntos de observación como variables explicativas en los modelos. Este y otros tipos de procedimientos para separar efectos espaciales se utilizan con frecuencia en los estudios ecológicos (e.g. Lichstein *et al.*, 2002; Champion, 2004; Rodríguez-Estrella y Sánchez-Colón, 2004; de Frutos *et al.*, 2007; Rodríguez-Estrella, 2007; Kassara *et al.*, 2012) y mejoran la capacidad explicativa de los modelos probabilísticos y la capacidad predictiva de los modelos de nicho ecológico (Cardador *et al.*, 2014b). Si no se tienen en cuenta estos efectos, entonces la auto-correlación espacial podría estructurar potencialmente la distribución realizada de las especies y sesgar la inferencia ecológica cuando no se controla adecuadamente (Legendre *et al.*, 2004; de Frutos *et al.*, 2007). Además, puede sobrestimar la importancia de las variables dándole más peso a variables que no tienen relevancia sobre la variable respuesta, lo que conlleva a conclusiones ecológicas falsas (Legendre y Legendre, 1998), inflan el error de tipo I. Sin embargo, se ha demostrado recientemente que las

variaciones en la precisión de las predicciones es debido fundamentalmente a los tamaños de muestra y las técnicas de modelación más que a los problemas de autocorrelación espacial (Thibaud *et al.*, 2014).

6.2.11 Modelo espacial de abundancia

No se emplearon técnicas estadísticas como los GLM para modelar la abundancia de *Buteogallus gundlachii*, *Rostrhamus sociabilis*, *Accipiter gundlachi*, *Falco peregrinus* y *Falco columbarius* por el reducido número de puntos con registro de abundancia diferente de 0 en cada especie. De las especies con modelos de nicho ecológico, solamente se pudo modelar la abundancia de *Buteogallus gundlachii* con el empleo del método de distancia al centroide del nicho ecológico, desarrollado recientemente por Yañez-Arenas *et al.* (2012) y Martínez-Meyer *et al.* (2013).

El enfoque de la distancia al centroide del nicho en un contexto espacial involucra tres pasos según Yañez-Arenas *et al.* (2012) y Martínez-Meyer *et al.* (2013): 1) la obtención de un mapa binario y confiable de la distribución de la especie a través de modelos de nicho ecológico, para determinar los límites de distribución dentro del área de estudio e identificar las variables ambientales relevantes de acuerdo al nicho ecológico; 2) la implementación de la distancia al centroide del nicho para estimar la abundancia de la especie a través del área de estudio; 3) la validación de las estimaciones de abundancia.

6.2.12 Distancia al centroide del nicho

Para estimar la distribución geográfica de la abundancia de *B. gundlachii* se siguió la metodología propuesta por Yañez-Arenas *et al.* (2012). Se extrajeron los valores de cada variable ambiental para todos los píxeles con predicción de presencia de la especie a partir del mapa binario de distribución. Para esto se utilizó un SIG en el que se combinaron el mapa binario con las 13 variables ambientales con las que se construyó el modelo de nicho ecológico. Se obtuvo un mapa ráster compuesto y la tabla asociada es una matriz en la cual las columnas contienen los valores de cada variable ambiental y las filas los píxeles donde la especie fue

predicha como presente. Se estandarizaron cada una de las variables sustrayendo a cada valor la media y dividiendo entre la desviación estándar, obteniéndose variables normales estandarizadas con media 0 y varianza 1. Con esta estandarización se eliminaron sesgos en las comparaciones, introducidos por las diferencias en la escala entre dimensiones ecológicas (Yáñez-Arena *et al.*, 2012). De esta manera el centroide del nicho fue el punto multidimensional en el cual el valor de todas las variables fue 0. A partir de esto se calculó la distancia Euclidiana multidimensional de cada punto al centroide del nicho usando la fórmula:

$$(3) Dc = \sqrt{\sum(\mu_j - a_{ij})^2}$$

Donde Dc es la distancia al centroide del nicho ecológico, μ_j es la media de la variable j y a_{ij} es el valor de la variable j en la población i . Este valor de distancia fue la variable predictiva y la abundancia de *B. gundlachi* la variable respuesta. A partir de esto se evaluó la relación entre variables por medio de un análisis de regresión. Se realizaron regresiones lineales y no lineales con polinomios de segundo y tercer orden para obtener la ecuación que mejor se ajustara a los datos de la especie. Por último, la ecuación más adecuada para describir la relación se utilizó para predecir la abundancia en el resto de los pixeles del área de estudio.

6.2.13 Evaluación y validación de los modelos

Las predicciones de los modelos de Maxent se evaluaron con la curva ROC (AUC). Este valor del área bajo la curva refleja la habilidad del modelo para distinguir los datos de presencia de los datos de fondo (Phillips *et al.*, 2006). Este método es ampliamente utilizado para evaluar el rendimiento de los modelos (Fielding y Bell 2002). Sin embargo, el AUC es sensible al método de selección de las ausencias a partir de los datos de evaluación y a otros errores (ver Lobo *et al.*, 2008). A pesar de estos problemas, el método es una medida válida del rendimiento relativo del modelo para la misma especie y área de estudio (Edrén *et al.*, 2010; Yáñez-Arenas *et al.*, 2012). Se consideró un modelo robusto si el valor del AUC del modelo fue > 0.7 (Pearce y Ferrier, 2000; Marmion *et al.*, 2009).

Adicionalmente, se hizo una validación externa para el modelo de presencia y abundancia de *B. gundlachii* usando un nuevo conjunto de datos de campo independientes. Los nuevos datos de presencia (103 localidades), ausencia (123 localidades) y abundancia (45 localidades) procedieron de la información de tres trayectos recorridos entre febrero y julio de 2012 y 2013. Se estableció un intervalo de confianza del 95% para la regresión del modelo de abundancia y se analizó la tasa de error de omisión para este juego de datos.

La evaluación y validación de los modelos de presencia-ausencia se realizó igualmente con un nuevo conjunto de datos de campo, independientes de los usados para la calibración de los modelos (Franklin, 2009). Estos datos fueron obtenidos a partir de los puntos de conteo insertados en los tres trayectos. El tamaño de la muestra fue diferente por especie y se equilibraron los datos de cada especie con el 50% de presencias y el 50% de ausencias. Para esta validación se extrajeron los valores promedios de las variables, excepto para las de distancia, en cada punto de presencia y ausencia por especie. Con estos valores se calculó la probabilidad de presencia resolviendo la ecuación lineal con función de enlace logit (1). Estos valores de probabilidad de presencia se compararon con el umbral o línea de corte establecida por especie y escala para separar las presencias de las ausencias. El umbral de corte seleccionado fue el predominio observado (*Prevalence*), que no es más que la frecuencia de presencias en los datos observados (Cramer, 2003; Laurent *et al.*, 2005; Franklin, 2009). De este procedimiento se obtuvieron valores positivos (presencia o ausencia correcta) o negativos (presencia o ausencia incorrecta) por cada registro de presencia/ausencia de validación.

A partir de estos resultados se evaluó la habilidad predictiva de los modelos de presencia por medio de una matriz de confusión. Se calcularon los estadísticos Kappa (Siegel y Castellan, 1988) y TSS (True Skill Statistic; Allouche *et al.*, 2006), así como la sensibilidad (S_e), proporción de presencias correctamente predichas por el modelo, la especificidad (S_p), proporción de ausencias correctamente predichas, y el índice de desempeño de Youden (J). El índice Kappa corrige la exactitud de las

predicciones de los modelos por la exactitud esperada al azar. Varía entre -1 y 1, donde 1 indica un acuerdo total entre el modelo y el conjunto de datos de campo, y valores de cero o menores indican que el modelo pronostica peor que predicciones realizadas al azar (Cohen, 1960). Este estadístico tiene en cuenta tanto los errores por omisión (fallos al pronosticar correctamente las presencias observadas) como los errores por comisión (fallos al pronosticar correctamente las ausencias observadas) y es muy tolerante a los valores de cero en la matriz de confusión. Sin embargo, es criticado porque tiene influencia de la prevalencia en los muestreos (proporción de muestras con registros positivos de la especie; McPherson *et al.*, 2004). Los valores de J tienen un rango de 0–1, 0 modelo sin habilidades predictivas y 1 modelo perfecto. También se analizó la bondad de ajuste de cada modelo comparando la *deviance* residual contra la *deviance* explicada y se realizaron pruebas de hipótesis para probar la significación de los parámetros de los modelos probabilísticos.

6.2.14 Escala

Cuantificar con certeza la heterogeneidad ambiental y cómo esta influye sobre las especies depende de la escala a la que realicemos las mediciones. Las especies responden de manera diferente a la variabilidad ambiental y depende de cómo perciban la escala del paisaje en que se encuentran (Wiens, 1989). Los procesos que operan a una escala pequeña pueden no tener efectos importantes a escalas grandes. Es por ello que se deben efectuar los análisis a múltiples escalas porque no se encuentra fácilmente una escala simple para medir patrones y explicar procesos (Turner *et al.*, 2001).

Teniendo en cuenta esta problemática, para cada especie en estudio los modelos GLM de distribución y abundancia fueron realizados a diferentes escalas espaciales, con el fin de determinar la escala a la que se pudieran explicar la presencia y abundancia dentro de los hábitat en estudio. Además, para determinar cuáles variables y su relación con las probabilidades de presencia y abundancia tienen significación en las diferentes escalas.

Para este análisis multiescala se siguió la descripción general propuesta por Johnson (1980) sobre los niveles jerárquicos de selección de hábitat aplicables a cualquier especie. Se describen cuatro niveles: la selección de primer orden se refiere a la distribución geográfica de las especies, la de segundo orden corresponde al ámbito hogareño de un individuo o grupo social, tercer orden al uso de elementos particulares de hábitat dentro del ámbito hogareño (e.g. sitios de alimentación, descanso) y la selección de cuarto orden se refiere al recurso elegido por el animal dentro de los disponibles. Estos niveles descritos proveen un orden lógico de selección y corresponden con los niveles que son examinados con frecuencia en los estudios especie–ambiente (George y Zack, 2001).

En este estudio se trabajó con tres escalas definidas por radios de 5 km, 2 km y 1 km (Villard *et al.*, 1999), tratando de incluir la mayor parte de los tamaños de territorios, ámbitos hogareños, distancias de dispersión de las especies (Jackson y Fahrig, 2012), una escala de paisaje y una gran variación de las variables ambientales/antropogénicas explicativas para los modelos. Además, se analizaron las variables y su relación con la presencia y abundancia de las especies a nivel local, en el punto de observación. La perspectiva de paisaje que contempla los análisis en territorios grandes ha sido reconocida recientemente como el mejor enfoque hacia la conservación (Sanderson *et al.*, 2002; Pressey y Bottrill, 2009). Entender cómo y dónde las especies de rapaces ocurren en este paisaje que se vuelve cada vez más degradado y fragmentado por la presión antropogénica, es un requisito necesario para los planes de conservación que ayudarían a mitigar los declines poblacionales en el área de estudio.

6.2.15 Caracterización del área de distribución potencial

Para los modelos de distribución geográfica potencial de las especies *B. gundlachi*, *A. gundlachi*, *F. columbarius*, *F. peregrinus* y *R. sociabilis* se caracterizaron los usos de suelo presentes y tipos de vegetación. Para esto se superpuso el mapa de usos de suelo y vegetación sobre la distribución potencial de las especies y se cortaron estas capas siguiendo los límites de presencia de la predicción. El área (km²) de los usos de suelo y los tipos de vegetación fue calculada

para cada extensión de presencia por especie. Estos análisis espaciales fueron hechos en el programa ArcView 3.2 (ESRI Inc., USA).

6.2.16 Selección del sitio de anidación

Para comparar las características alrededor de los nidos con el hábitat disponible se trabajó con 108 y 30 puntos aleatorios sobre una capa de hábitat de las especies *B. gundlachii* y *F. sparverius* respectivamente. Los puntos aleatorios se obtuvieron con la extensión *Random point Generator* en ArcView 3.2. En el análisis no se incluyeron los puntos ubicados a menos de 100 m de otros puntos o de nidos observados en el 2012 y 2013. En el caso de *B. gundlachii* no se incluyeron los puntos aleatorios presentes en zonas urbanas y en bosques a más de 100 m de la línea de costa, donde ningún nido ha sido localizado o reportado previamente. La distancia de separación de 100 m fue la mínima distancia entre nidos activos en una temporada reproductiva. Se asumió que cada punto cayó en un árbol con una estructura adecuada para la construcción de un nido (Schnell, 1994). Para cada punto aleatorio se midieron las mismas variables que se obtuvieron en los alrededores de los nidos.

La extensión del análisis de selección tuvo en cuenta un radio de 2 km alrededor de los nidos y puntos aleatorios de *B. gundlachii* y de 564 m para *F. sparverius*. Para esta selección se consideró la distancia lineal recorrida por *B. anthracinus* durante la etapa de incubación de los huevos y después de la etapa de volantones, debido a la carencia de información del área usada, las distancias recorridas lejos de los nidos y el tamaño del ámbito hogareño de *B. gundlachii*. El radio definido para *F. sparverius* responde al tamaño de territorio (1 km²) estimado para parejas de la especie en Norteamérica (Smallwood y Bird, 2002; Smallwood *et al.*, 2009).

Del conjunto de variables que pudieron utilizarse en los análisis se realizaron correlaciones de Spearman entre 58 variables. Las correlaciones con coeficientes > 10.71 sirvieron para eliminar variables de los análisis. Solo se retuvieron aquellas relevantes ecológicamente para las especies (Dormann *et al.*, 2013). Con este procedimiento, el conjunto original de 58 variables fue reducido a 32, y estas fueron

comparadas entre nidos y puntos aleatorios mediante una prueba U de Mann–Whitney (por la violación de la normalidad en los datos). Con las métricas restantes se construyó un Análisis de Componentes Principales (PCA, e.g. Johnston, 1980) para definir un conjunto central de variables representativas. Se obtuvieron factores no correlacionados a través de la rotación *varimax* de los ejes, que fue usada para enfatizar la contribución de cada variable a los ejes derivados. Se analizaron solamente los componentes que alcanzaran una varianza acumulada del 50% con valores propios mayores a uno para reducir el número de variables a utilizar en los modelos de selección. En el caso de *B. gundlachii* se seleccionaron los primeros cinco componentes (47% de la varianza) por la dispersión de los datos. Cada componente fue representado por las variables con mayores cargas ($>|0.71$).

Las variables representativas por componentes fueron usadas como variables explicativas en un modelo de regresión logística (Hosmer y Lemeshow, 1989), para determinar qué combinación de métricas del hábitat sería la más útil en la separación de la información de los nidos de los puntos aleatorios. Se usaron los nidos/puntos aleatorios como la variable dependiente con distribución binomial para modelar la probabilidad de presencia de cualquier observación. Con el Criterio de Información de Akaike se evaluó el conjunto de modelos construidos de todas las posibles combinaciones de variables. Todos los modelos fueron ordenados y se seleccionó el de menor valor de AIC (Burnham y Anderson, 2002).

6.2.17 Evaluación de riesgo antropogénico

Para la especie endémica y amenazada *B. gundlachii* se hizo una evaluación de los riesgos de actividad humana en sus áreas de anidación. Las capas de zonas urbanas, carreteras y áreas protegidas fueron superpuestas con el mapa de distribución potencial de las áreas de anidación de la especie. Se crearon buffers de 500 m y 100 m alrededor de las zonas urbanas y de las carreteras respectivamente, para evaluar el alcance de la influencia de estas áreas modificadas. Los hábitat idóneos para la anidación, según las predicciones de Maxent, situados dentro de estos buffers y fuera de las áreas protegidas fueron clasificados como de alto riesgo antropogénico. Se seleccionó una distancia de más

de 500 m a partir de los puntos de acceso de los humanos como un estimado conservador de la distancia que pueden recorrer los mismos. Cualquier hábitat/nido ubicado más allá de esta distancia fue considerado como de bajo riesgo. Se calculó el porcentaje de hábitat con condiciones adecuadas incluido en las zonas de alto riesgo.

6.2.18 Áreas prioritarias para la conservación

Para determinar la cobertura que ofrece el Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Cuba sobre la distribución potencial de nidos y de especies endémicas, amenazadas y de especies con pocos registros de presencia, se compararon los mapas resultantes con la red de áreas protegidas. Se analizó la posibilidad de hacer recomendaciones sobre la creación de nuevas áreas protegidas, reevaluación o incremento de límites o la identificación de zonas prioritarias para la conservación.

6.3 Influencia de la intervención humana en la relación riqueza de especies-ambiente

No se utilizaron modelos GLM para relacionar finalmente la riqueza de especies con las variables ambientales y antropogénicas. En modelos iniciales realizados los resultados fueron débiles, con relaciones no significativas. Por esta razón finalmente se utilizó la estadística de modelos nulos que utiliza simulaciones para generar, a partir de la propia muestra de datos, una distribución de probabilidades en la cual no se tenga en cuenta el posible efecto que se quiere detectar, y que es empleada para ver cuánto se alejan los efectos detectados de aquellos que aparecerían en una distribución aleatoria sin dicho efecto.

Entre el grupo de pruebas de aleatorización que se basan en la estadística de modelos nulos, se utilizó la prueba de Mantel (Mantel, 1967) para evaluar la relación entre la riqueza de especies y las variables. El estadístico de Mantel es la suma de productos cruzados de las distancias correspondientes en dos matrices y es equivalente a la r de Pearson. Es una regresión en la cual las variables son matrices de distancia en este caso, que resumen las similitudes en muchas variables entre pares de localidades. La prueba se corrió con 10000 permutaciones y se usó la

distancia Euclidiana en todas las matrices para calcular la r de Mantel con el complemento PopTools de la hoja de cálculos Microsoft Excel.

6.4 Análisis estadísticos

En los apartados previos se fueron indicando los análisis estadísticos realizados para responder a los objetivos relacionados con las modelaciones de distribución y abundancia de especies y patrones de selección de sitios de anidación. A continuación se describen otros análisis estadísticos generales que no fueron mencionados previamente.

La frecuencia de ocurrencia de las especies fue comparada por especie, de forma general, entre la etapa migratoria y la reproductiva, y dentro de cada etapa entre sitios naturales y antropizados. Para esto se usó una prueba de diferencias entre dos proporciones (Sokal y Rohlf, 1995) en el programa Statistica 8.0 (StatSoft, Tulsa, OK). Como riqueza de especies se calculó el número total de especies de cada hábitat muestreado, la que constituye la forma más simple y común de medir la biodiversidad (Krebs, 1989). Se usó la media (\bar{X}), la desviación estándar (DS) y el error estándar (ES) como estadísticos descriptivos de tendencia central y dispersión de la muestra. Para calcular la similitud de la composición de especies de rapaces entre los hábitat y entre las temporadas se utilizó el Coeficiente de Comunidad de Whitakker (Whitakker, 1975) y la diversidad fue calculada por medio del índice de Shannon-Wiener (H'). El coeficiente de Whitakker relaciona el número de especies en común entre dos hábitat con el número de especies de cada uno de los hábitat. Mientras mayor sea el valor del coeficiente mayor similitud existirá entre dos hábitat en relación a la composición de las especies presentes.

La abundancia relativa (aves/h) en puntos de conteo fue comparada para cada especie entre las etapas reproductiva y no reproductiva, y entre sitios naturales y antropizados por etapa, usando la prueba U de Mann-Whitney (debido al incumplimiento del supuesto de normalidad de los datos de conteo).

El ensamble de rapaces fue agrupado en una matriz en relación con el gradiente de modificación humana del paisaje (natural, medio y completamente modificado) usando un Análisis de Correspondencia Canónica (CCA) en el paquete

XLStat (<http://www.xlstat.com>). Con este análisis se exploró si el ensamble de rapaces cambiaba en relación a la variación ambiental y se identificaron gradientes en el ensamble. El CCA es una técnica de ordenación de valores propios para el análisis de gradientes directos multivariados, apropiado para datos de presencia (terBraak, 1986).

7. RESULTADOS

7.1 Riqueza de especies, coeficiente de similitud, frecuencia de ocurrencia y relaciones con el gradiente ambiental (Anexo V)

La riqueza específica encontrada fue de 11 especies pertenecientes a cuatro familias (Accipitridae, Falconidae, Pandionidae y Cathartidae), de las cuales seis especies son residentes permanentes en Cuba, tres especies residentes de invierno y dos especies son residentes bimodales (cuando las poblaciones residentes permanentes se mezclan con individuos migratorios) (Tabla IV). El mayor número de especies se registró durante la etapa no reproductiva (11 especies) (Fig. 2) básicamente por la llegada de especies migratorias; sin embargo a inicios de la etapa reproductiva (abril) hubo registros, aunque escasos, de tres especies migratorias que aún permanecían en el área (Tabla IV). Estas tres especies no fueron incluidas en la etapa reproductiva para los análisis de comparación entre temporadas.

Tabla IV. Rapaces diurnas registradas en diferentes hábitat del norte de Ciego de Ávila, Cuba, y abundancia total estimada (%). RP: residente permanente, RI: residente de invierno, BR: bimodal residente, E: endémico. B: bosque, VC: vegetación costera, M: manglar, L: laguna, HC: herbazal de ciénaga, P: pastizal, A: zona agrícola, U: zona urbana. ^a especies migratorias presentes en el inicio de la etapa reproductiva.

Especies	Estado de Residencia	Abundancia total		Presencia/Ausencia por hábitat							
		Trayectos (506.2 km)	Puntos de conteo (229)	B	VC	M	L	HC	P	A	U
Familia Accipitridae											
<i>Accipiter gundlachi</i>	RP, E	2 (0.1)	3 (0.1)	X						X	
<i>Buteogallus gundlachii</i>	RP, E	69 (2.9)	21 (0.8)	X	X	X					
<i>Buteo jamaicensis</i>	RP	35 (1.5)	57 (2.1)	X	X	X		X	X	X	X
<i>Rostrhamus sociabilis</i>	RP	0 (0)	32 (1.2)	X			X	X			
<i>Circus cyaneus</i> ^a	RI	2 (0.1)	9 (0.3)	X			X	X	X	X	
Familia Falconidae											
<i>Falco sparverius</i>	BR	116 (4.9)	201 (7.4)	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Falco columbarius</i> ^a	RI	2 (0.1)	1 (0.04)	X	X				X	X	
<i>Falco peregrinus</i> ^a	RI	6 (0.3)	11 (0.4)		X	X			X	X	
<i>Caracara cheriway</i>	RP	61 (2.6)	17 (0.7)	X	X	X		X	X	X	
Familia Pandionidae											
<i>Pandion haliaetus</i>	BR	76 (3.2)	86 (3.2)	X	X	X	X	X	X	X	
Familia Cathartidae											
<i>Cathartes aura</i>	RP	2016 (84.5)	2262 (83.8)	X	X	X	X	X	X	X	X
Riqueza: etapa reproductiva/no reproductiva	7/11	2385	2700								
Total	11	5085		10	8	7	5	7	8	9	3

El mayor número de especies fue registrado en áreas naturales durante las dos temporadas (Fig. 2). Sin embargo, cuando se realizó el análisis por tipos de hábitat dentro de cada zona (natural o modificada), se observó igual número de especies para la vegetación costera (zona natural) y los pastizales (zona modificada), con un 72.7% (ocho especies) del total de especies avistadas en la región (Fig. 2; Tabla IV). La mayoría de las especies fueron registradas en los cultivos (zona modificada) y los

bosques (zona natural), representando el 82 y 91% del total respectivamente, y para la zona urbanizada se registraron únicamente tres especies. Sin embargo, la vegetación costera y las áreas de pastizales tuvieron diferente composición de especies, con el endémico y especialista de recursos *Buteogallus gundlachii* presente en la vegetación costera y las especies más generalistas en los pastizales (Tabla IV). Este mismo patrón se observó en los bosques y zonas agrícolas, con el 40% de las especies especialistas (dos de ellas endémicas) presentes en los bosques y las más generalistas en las zonas agrícolas (Tabla IV). De forma general, la diversidad de especies (H') fue mayor en los ambientes naturales tanto en puntos de conteo ($H' = 0.80$ vs 0.62 , etapa no reproductiva; $H' = 0.85$ vs 0.34 , etapa reproductiva) como en los conteos en trayectos ($H' = 1.24$ vs 0.68 , etapa no reproductiva; $H' = 1.16$ vs 0.61 , etapa reproductiva).

La similitud en la composición de aves rapaces entre hábitat durante la etapa no reproductiva fue de forma general homogénea y relativamente alta entre los hábitat, pero siendo más similares entre si la vegetación costera con los manglares y los pastizales con los cultivos, y más diferentes la zona urbana y las lagunas respecto al resto de los hábitat (Tabla V). Durante la etapa reproductiva la composición de rapaces fue similar entre hábitat, pero los cultivos fueron más similares a los manglares y los bosques (Tabla V). Los hábitat más utilizados por las especies migratorias fueron los pastizales y los cultivos. Estos dos hábitat tuvieron los coeficientes de similitud de Whitakker más bajos al compararlos entre las etapas reproductiva y no reproductiva ($CC = 0.55$ y 0.51 , respectivamente) (Fig. 2), lo que indica que no se comparten las especies que los usan.

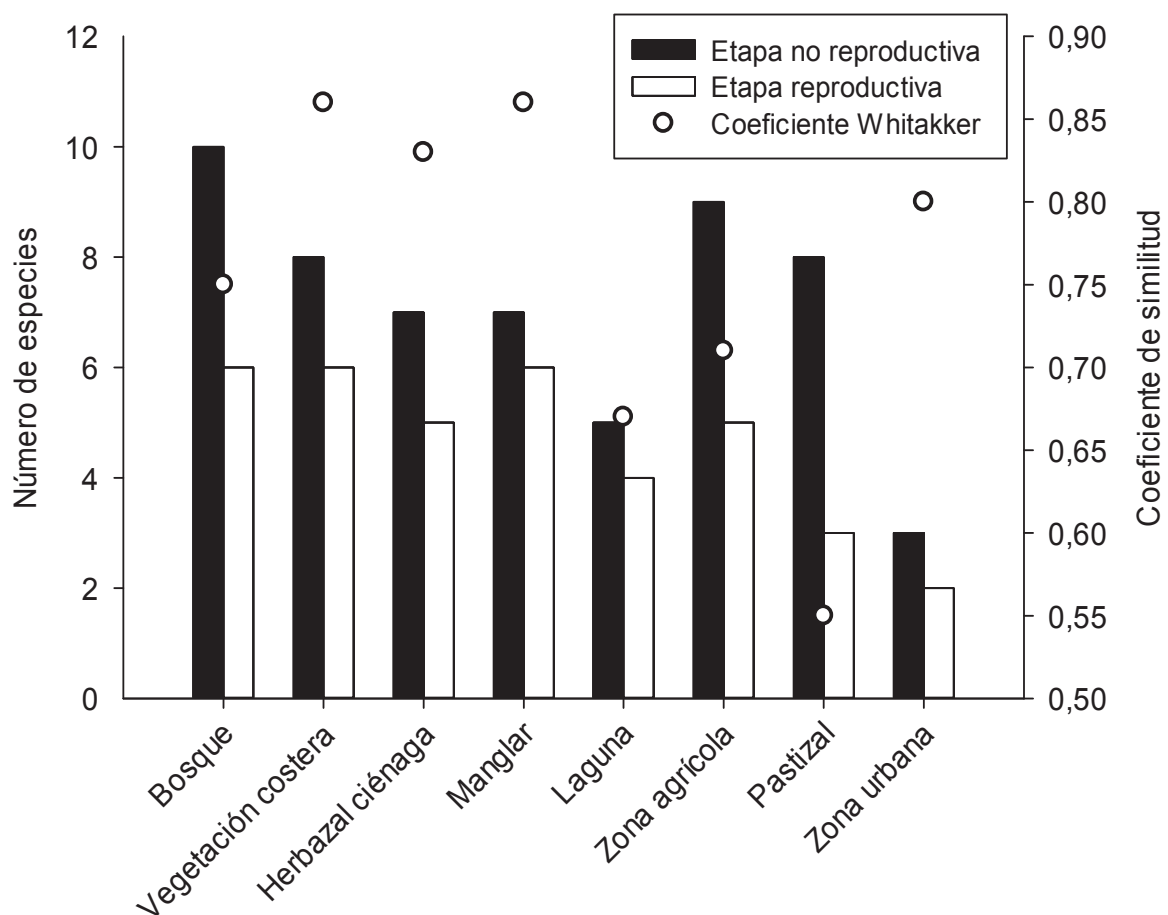


Figura 2. Riqueza de especies de rapaces diurnas en ambientes naturales y transformados del norte de Ciego de Ávila, Cuba. Coeficiente Comunitario de Whitakker denota la similitud en la composición de especies entre etapas por cada hábitat.

En cuanto a la relación de las especies con la modificación del hábitat, los datos de las especies estuvieron linealmente relacionados con el gradiente de modificación del hábitat (Pseudo F = 0.25; $p = 0.001$). Los dos primeros ejes del análisis de correspondencia canónica explican el 100% de la varianza restringida, 86.4% y 13.6% en la relación especies-ambiente (Fig. 3). Las especies especialistas y endémicas como *Rostrhamus sociabilis*, *Pandion haliaetus*, *Buteogallus gundlachi* y *Accipiter gundlachi* estuvieron asociadas con los ambientes naturales, mientras que *Falco sparverius* y *Cathartes aura* fueron asociados con los ambientes con modificación media y alta.

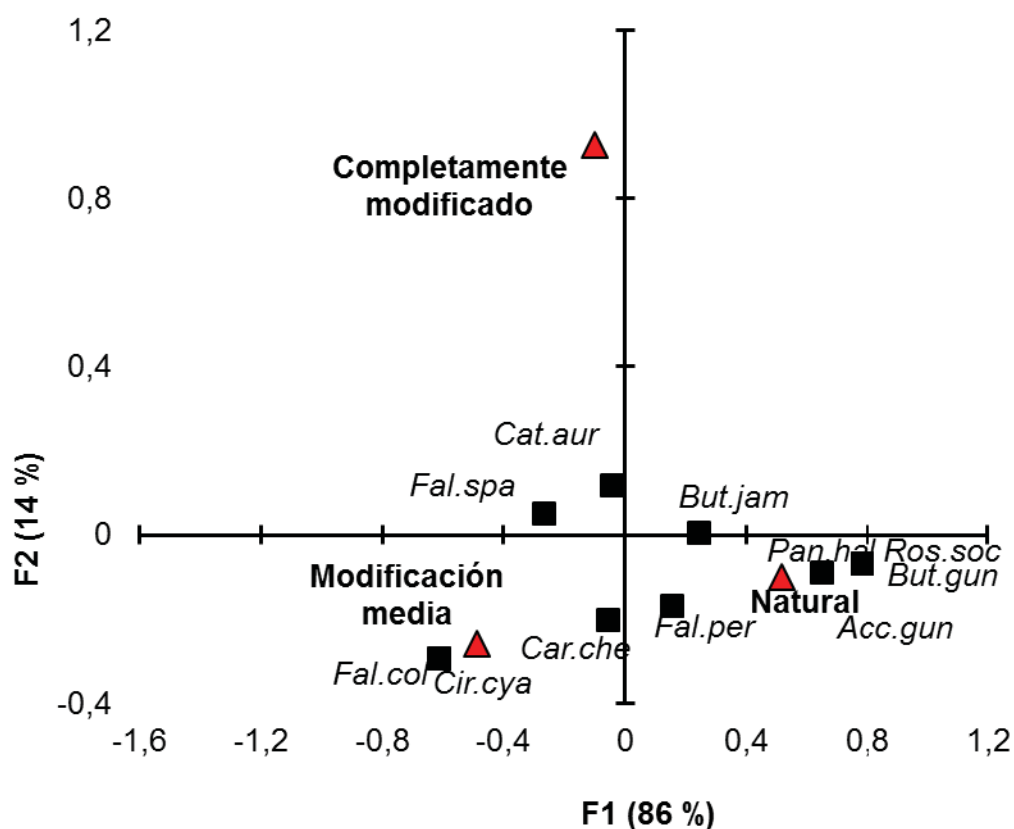


Figura 3. Efecto de los niveles de modificación del hábitat sobre la composición de especies de rapaces en la región norte de Ciego de Ávila, Cuba, usando un Análisis de Correspondencia Canónica. Cat.aur=*Cathartes aura*, Fal.spa=*Falco sparverius*, But.jam=*Buteo jamaicensis*, Ros.soc=*Rostrhamus sociabilis*, Pan.hal=*Pandion haliaetus*, But.gun=*Buteogallus gundlachi*, Acc.gun=*Accipiter gundlachi*, Fal.per=*Falco peregrinus*, Car.che=*Caracara cheriway*, Fal.col=*Falco columbarius*, Cir.cya=*Circus cyaneus*.

Especies como *Caracara cheriway*, *Circus cyaneus*, *Falco columbarius* y *Falco peregrinus* estuvieron relacionadas con modificaciones medias del ambiente. Las especies endémicas y especialistas solo usaron entre el 25 y el 37% de los hábitat, fundamentalmente los naturales, mientras que las generalistas fueron registradas en todos los hábitat (Fig. 4). Las especies intermedias fueron observadas en ambientes naturales y modificados y usaron entre el 50% y el 88% del total (Fig. 4). *Pandion haliaetus* fue observada en varios hábitat, que incluyen ambientes modificados (Tabla IV), pero fue más frecuente en ambientes naturales. Esta especie, independientemente del tipo de hábitat, tiene una asociación con ambientes acuáticos.

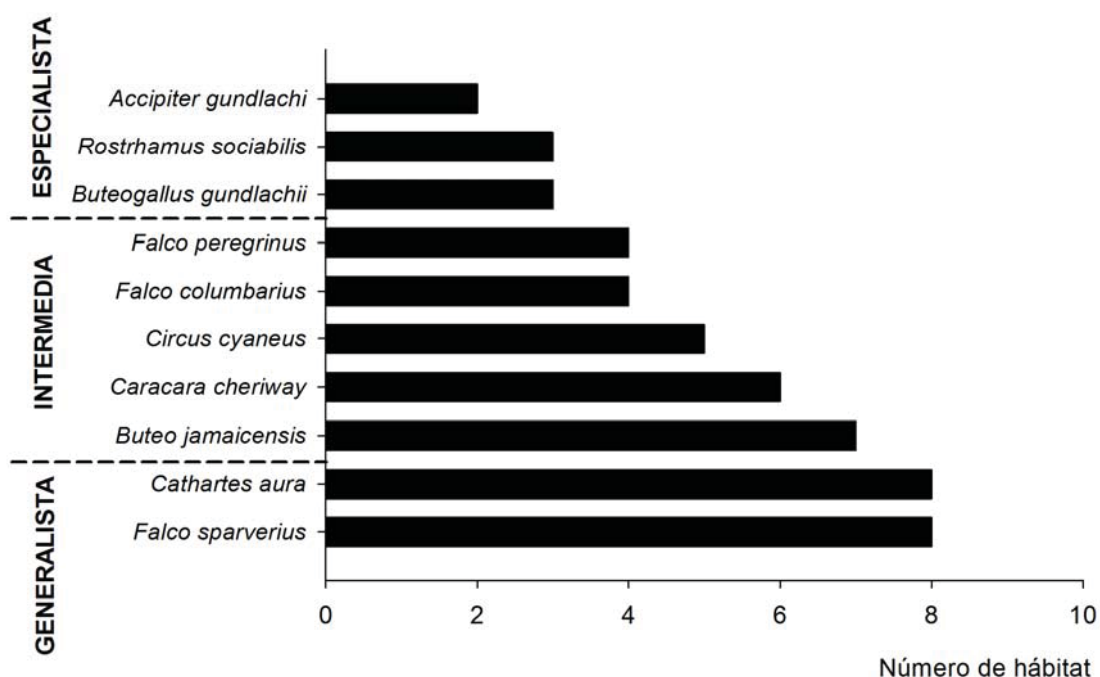


Figura 4. Número de hábitat usados por las rapaces diurnas en Ciego de Ávila, Cuba. Las especies fueron agrupadas en especialistas, intermedias y generalistas de acuerdo con el número y variedad de hábitat usados. *Pandion haliaetus* fue excluido del análisis porque tiene una asociación a los cuerpos de agua sin relación al tipo de hábitat.

La frecuencia de ocurrencia varió entre etapas para *Falco sparverius* ($Spt = 2.3$, g.l. = 233, $p = 0.02$), y *Buteo jamaicensis* ($Spt = 2.8$, g.l. = 233, $p = 0.01$). En ambas etapas la frecuencia fue mayor en áreas naturales para *B. gundlachii* ($Spt = 2.5$, g.l. = 118, $p = 0.01$; $Spt = 2.7$, g.l. = 113, $p = 0.01$), *P. haliaetus* ($Spt = 4.5$, g.l. = 118, $p = 0.0001$; $Spt = 3.4$, g.l. = 113, $p = 0.0001$) y *Caracara cheriway* ($Spt = 3.3$, g.l. = 118, $p = 0.0001$; $Spt = 2.6$, g.l. = 113, $p = 0.01$). *Buteogallus gundlachii* y *R. sociabilis* no fueron observados en ambientes modificados, mientras que *C. aura* fue observada siempre en esos ambientes. La frecuencia de *B. jamaicensis* en ambientes naturales fue ocho veces mayor respecto a los ambientes modificados durante la etapa no reproductiva ($Spt = 2.5$, g.l. = 113, $p = 0.01$). *Accipiter gundlachi* fue observado en < 5% de los puntos de conteo, pero la mayoría de las observaciones fueron en áreas naturales.

7.2 Abundancia

La abundancia relativa de las especies no tuvo variaciones estadísticamente significativas entre los años 2012 y 2013 ($p > 0.05$). *Cathartes aura* (54.1 ± 15.9 aves/100 km, 48.2 ± 8.9 aves/h) y *F. sparverius* (8.8 ± 6.6 aves/100 km, 1.8 ± 0.4 aves/h) tuvieron los mayores valores de abundancia y densidad, comparado con el resto de las especies. *Falco peregrinus* y *A. gundlachi* fueron las especies menos abundantes. El número de aves/100 km para *B. gundlachii*, *P. haliaetus* y *B. jamaicensis* durante la etapa no reproductiva fue, respectivamente, 7.0, 4.8 y 2.7 veces más alto que durante la etapa reproductiva (Anexo VI).

La abundancia de *C. cheriway*, *F. sparverius*, *Circus cyaneus* y *C. aura* fue mayor en áreas modificadas ($p < 0.0001$; Fig. 5; Anexo VII). *Pandion haliaetus* fue más abundante en ambientes naturales. *Buteo jamaicensis* fue tres veces más abundante en áreas modificadas durante la etapa no reproductiva respecto a la reproductiva ($U = 1259$, $p < 0.001$), mientras que *C. aura* fue 1.6 veces más abundante en sitios naturales durante la reproducción ($U = 1439$, $p = 0.01$).

7.3 Densidad

La densidad estimada a partir de datos de trayectos fue similar entre las etapas reproductiva y no reproductiva para el 83 % de las especies y entre los años 2012 y 2013. Sin embargo, *F. sparverius* tuvo mayor número de individuos / km² en la etapa no reproductiva (Fig. 5). Las densidades estimadas a partir de puntos fijos fueron superiores respecto a los trayectos. Las mayores variaciones entre etapas se observaron en *C. aura* (62.6 ± 3.9 vs 39.6 ± 2.3), *F. sparverius* (16.8 ± 1.4 vs 13.1 ± 1.2) y *P. haliaetus* (2.1 ± 0.4 vs 1.2 ± 0.4), con densidades superiores para las dos últimas especies durante la etapa no reproductiva (Fig. 5).

Las mayores variaciones de la densidad de individuos entre ambientes naturales y modificados se observaron en *F. sparverius* (0.8 y 1.3 aves/km²) durante la etapa reproductiva y en *C. aura* en ambas etapas (Fig. 5A, B). En las dos especies los mayores valores se obtuvieron en el ambiente modificado. En los puntos de conteo, *C. cheriway* y *B. jamaicensis* tuvieron grandes variaciones en los valores estimados de la densidad (Fig. 5C, D). Fue notable la diferencia de la densidad de *C. cheriway* en la zona natural (donde fue mucho mayor) respecto a la modificada, en ambas etapas (Anexo VII y VIII).

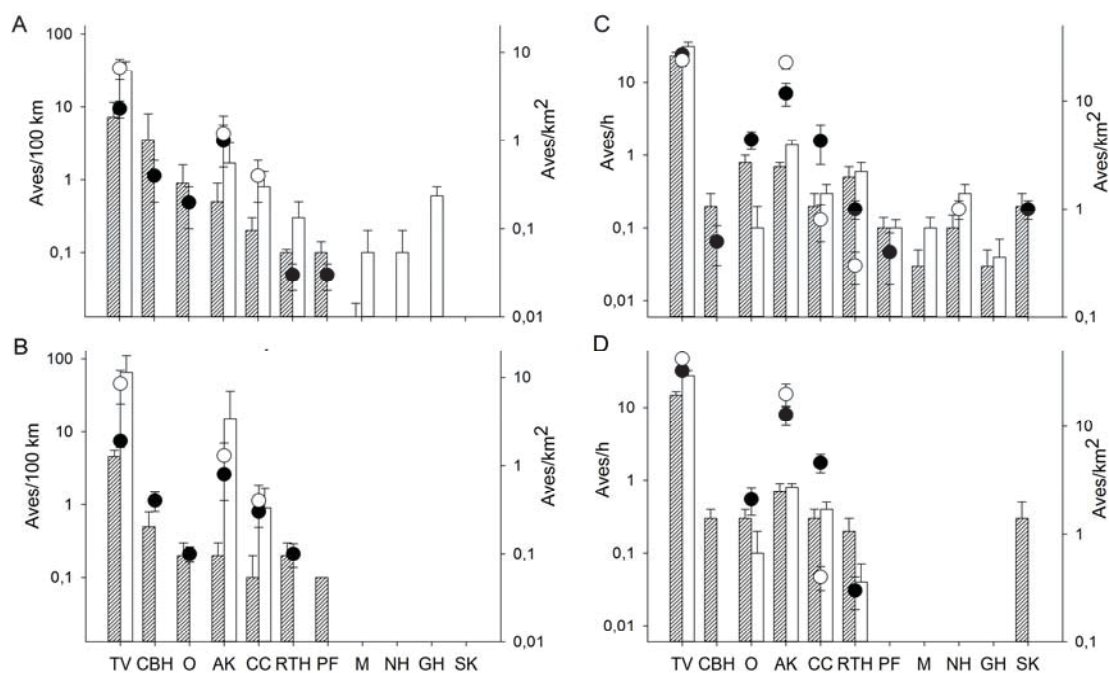


Figura 5. Abundancia relativa (barras) y densidad (puntos) de las rapaces diurnas registradas en ambientes naturales (barra achurada) y modificados (barra blanca) del norte de Ciego de Ávila, Cuba. Resultados de trayectos (aves/100 km) y puntos de conteo (aves/h), A y C: etapa no reproductiva, B y D: etapa reproductiva.

Los ejes de la derecha e izquierda están en escala logarítmica. TV: *Cathartes aura*; CBH: *Buteogallus gundlachi*; O: *Pandion haliaetus*; AK: *Falco sparverius*; CC: *Caracara cheriway*; RTH: *Buteo jamaicensis*; PF: *Falco peregrinus*; M: *Falco columbarius*; NH: *Circus cyaneus*; GH: *Accipiter gundlachi*; SK: *Rosthramus sociabilis*.

7.4 Beneficio/Afectación de las especies

Según los datos analizados durante el periodo de estudio, *B. jamaicensis*, *C. cheriway*, *F. columbarius* y *F. peregrinus* no fueron afectadas por el cambio de uso de suelo. El 45% de las especies registradas parecen ser afectadas por la modificación del hábitat, al presentar una baja abundancia o ausencia en estas zonas. De relevancia es el caso de los especialistas de hábitat y endémicos *B. gundlachi*, *A. gundlachi* y los especialistas de dieta *P. haliaetus* y *R. sociabilis*. En menor porcentaje (27.3%) estuvieron las especies que se ven beneficiadas con las modificaciones humanas, como son *F. sparverius*, *C. aura* y *C. cyaneus*. El cambio de uso de suelo que tuvo mayor impacto negativo sobre las especies fue la urbanización, ya que solo se registraron tres especies en este tipo de ambiente.

7.5 Modelos de distribución y abundancia

7.5.1 Modelos de Nicho Ecológico

La distribución geográfica potencial de los endémicos *A. gundlachi* y *B. gundlachii* cubrieron un área aproximada de 896 km² y 703 km² respectivamente, lo que representa el 15 y 21% del área total con buenas condiciones (Fig. 6A, B). *Rostrhamus sociabilis* y *Falco columbarius* tuvieron amplitudes de distribución extrema, con la menor extensión para la primera especie (236 km²) y la mayor para la segunda (3629.2 km²) (Fig. 6D, E). *Falco peregrinus* y *F. columbarius* fueron las especies con mayor extensión en la distribución. Los valores resultantes del AUC indicaron que el modelo de Maxent tuvo buen rendimiento para los modelos de las especies con distribución más restringida como *A. gundlachi* (media valores entrenamiento = 0.97; SD = 0.02), *B. gundlachii* (media valores entrenamiento = 0.99; SD = 0.002; media valores prueba = 0.8; SD = 0.01) y *R. sociabilis* (media valores entrenamiento = 0.99; SD = 0.002; media valores prueba = 0.98; SD = 0.03). Sin embargo, los valores más bajos del AUC se obtuvieron en los modelos de las especies de distribución más amplia como *F. peregrinus* (media valores entrenamiento = 0.89; SD = 0.02; media valores prueba = 0.69; SD = 0.09) y *F. columbarius* (media valores entrenamiento = 0.89; SD = 0.3; media valores prueba = 0.74; SD = 0.1).

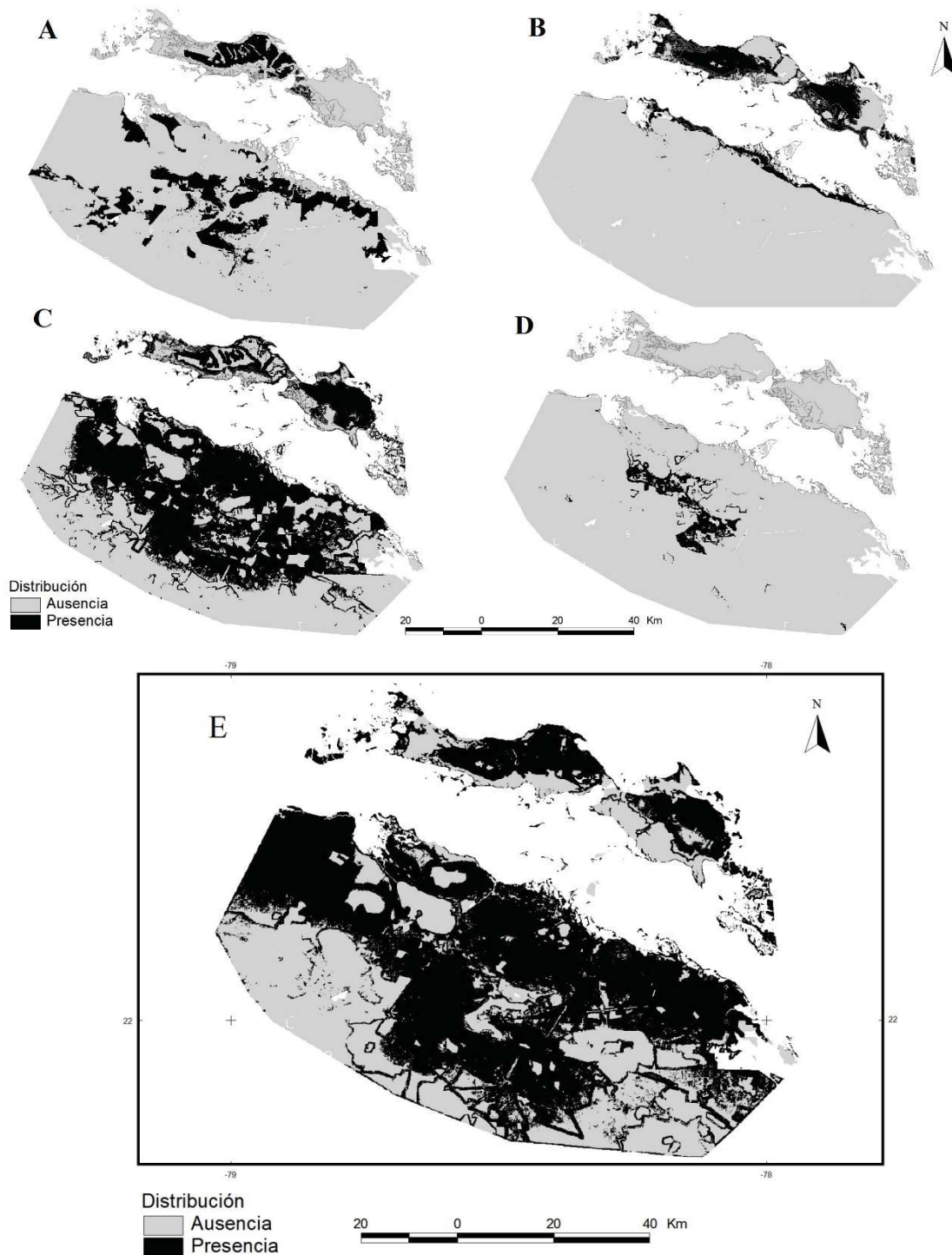


Figura 6. Distribución geográfica potencial de cuatro especies de rapaces diurnas en el norte de Ciego de Ávila, Cuba. A: *Accipiter gundlachi*; B: *Buteogallus gundlachi*; C: *Falco peregrinus*; D: *Rostrhamus sociabilis*; E: *Falco columbarius*.

No hubo errores de omisión con los datos de entrenamiento en los modelos de todas las especies. Asimismo, los errores de omisión para los datos de prueba fueron bajos: 0.02, 0.02, 0.08, 0.3, 0.2 respectivamente. Además, una validación externa del modelo de distribución potencial de *B. gundlachii* con 33 nuevas localidades indicó una alta capacidad predictiva del mismo (Kappa = 0.88; TSS = 0.88), con una sensibilidad del 91% y una especificidad del 97%.

Las distribuciones potenciales de estas especies reflejan las características ecológicas de las mismas. Las especies especialistas de recursos con distribuciones restringidas y/o fragmentadas y las generalistas con amplia distribución. Por ejemplo, la distribución potencial de *A. gundlachi* está fragmentada en el área de estudio, y depende fundamentalmente de la distribución de los bosques (Fig. 6A). Según el modelo no existen condiciones favorables para su presencia hacia la región sureste y noreste del humedal. En el caso de *B. gundlachii*, la distribución es cercana a la costa, concentrada fundamentalmente hacia los cayos del archipiélago. La distribución predicha para esta especie es reducida y estrecha, orientada hacia las áreas de manglar (Fig. 6B). Para *R. sociabilis* las áreas con condiciones favorables para su presencia potencial están concentradas en el centro de la región de estudio, hacia los herbazales de ciénaga y lagunas interiores (Fig. 6D), siendo esta especie la de mayor restricción en su distribución. Los casos contrarios están representados por *F. peregrinus* (Fig. 6C) y *F. columbarius* (Fig. 6E) con una distribución extensa que cubre más del 50% del área.

Dos variables tienen una contribución relativa de alrededor del 50% al modelo de *A. gundlachi* (índice de forma de los bosques; uso de suelo) y del 60% al modelo de *B. gundlachii* (distancia a la costa; distancia a la zona urbana) (Tabla VI). Además, dichas variables tienen los mayores valores de ganancia regularizada de los modelos, obtenidos con el algoritmo de jackknife. Para las tres especies restantes tres variables alcanzan en conjunto el 50% de contribución a los modelos, repitiéndose la distancia a la costa como variable importante en estos modelos de nicho ecológico para las rapaces diurnas (Tabla VI).

Tabla VI. Contribución relativa (%) de las variables ambientales a los modelos de Maxent de distribución potencial de rapaces diurnas en la región norte de Ciego de Ávila, Cuba. Se representa entre paréntesis la ganancia de entrenamiento del modelo sin la variable y solamente con la variable que tuvo mayor contribución.

Variables	<i>Accipiter gundlachi</i>	<i>Buteogallus gundlachii</i>	<i>Rostrhamus sociabilis</i>	<i>Falco peregrinus</i>	<i>Falco columbarius</i>
MSI_bosque	44.1 (2.2; 1.7)	0.1	-	-	3.9
UsoSuelo	14.4 (2.3; 1.3)	1	5.6	17.1 (0.9; 0.2)	5.7
Cantidad hábitat modificado	8.9	-	8.5	0.8	
NDVI	6.6	7.1	4	14.8 (0.8; 0.2)	9.6
Área_hábitat_Ag	6.1	-	-	-	-
Dist_urbano	5.5	12.1 (2.6; 0.6)	1.5	9.8	-
Dist_pastizal	3	-	0.4	0.6	27.2
Diversidad	2.9	1.3	9.1	28.5 (0.9; 0.3)	4
Área_mangle	2.9	6.4	-	0.6	3.2
Área_bosque	2.8	1.6	3	-	-
Dist_cultivos	1.4	-	2.5	1.6	6.9
Dist_costa	1.2	60.1 (2.6; 1.7)	19.4 (3.7; 1.0)	4.9	13.2
Riqueza	0.2	2.9	1.4	2.2	5.4
Área_Vegetación costera	0	3.4	-	0.6	1.5
MSI_mangle	0	2.2	-	-	1.8
MSI_Vegetación costera	-	0.9	-	-	-
Área_urbana	-	0.7	-	1.3	-
Área_laguna	-	-	14.6 (3.7; 1.8)	7.9	9.3
Área_hábitat_Fp	-	-	-	4.5	-
Área_pastizal	-	-	-	2.3	4.8
Área_Herbazal ciénaga	-	-	0.2	1	2
Perímetro_laguna	-	-	2.8	0.5	-
Área_hábitat_Rs	-	-	25.9 (3.6; 1.9)	-	-
Área_cultivos	-	-	-	-	1.6

Estos resultados permiten entender cómo las variables usadas para construir los modelos de nicho afectaron la distribución de las especies. Por ejemplo, se conoce que *A. gundlachi* tiene preferencias por las zonas boscosas. En el área de

estudio, dentro de estos hábitat boscosos la especie tiene alta probabilidad de presencia en los parches de bosque un poco irregulares con una forma menos compacta que permite un efecto de borde ligero (Fig. 7A). En el caso de *B. gundlachii*, la presencia potencial es más probable cerca de la costa y alejado de zonas urbanas (Fig. 7B). La probabilidad de presencia de *R. sociabilis* es afectada por la cantidad de hábitat adecuado para la especie, el área de lagunas disponible y la distancia a la costa. Es decir, esta especie se puede encontrar con mayor probabilidad en lagunas interiores y herbazales de ciénaga (hábitat adecuados) no muy alejadas de la costa donde exista disponibilidad de caracoles del género *Pomacea*. Esta última variable tiene una relación no lineal, con un valor óptimo de distancia (~ 40 km) a partir del cual cambia la tendencia de la relación (Fig. 8). La diversidad del paisaje y los hábitat de vegetación costera y herbazal de ciénaga tienen una relación positiva con la probabilidad de presencia de *F. peregrinus* según el comportamiento de estas variables en el modelo (Fig. 9). Según estos resultados, en los paisajes más diversos con predominio de poca vegetación abierta como la vegetación costera y los herbazales de ciénaga se encontrará con mayor probabilidad *F. peregrinus*. Finalmente, el modelo de *F. columbarius* es afectado por la distancia a pastizales, a la costa y por el NDVI y ninguna de estas relaciones con la probabilidad de presencia es completamente lineal (Fig. 10). Esto significaría que para la distancia a pastizal, a mayor distancia, mayor factibilidad de encontrarlo y en el NDVI hay un valor óptimo, pero cuando la cobertura vegetal es grande, la probabilidad de encontrar a la especie disminuye.

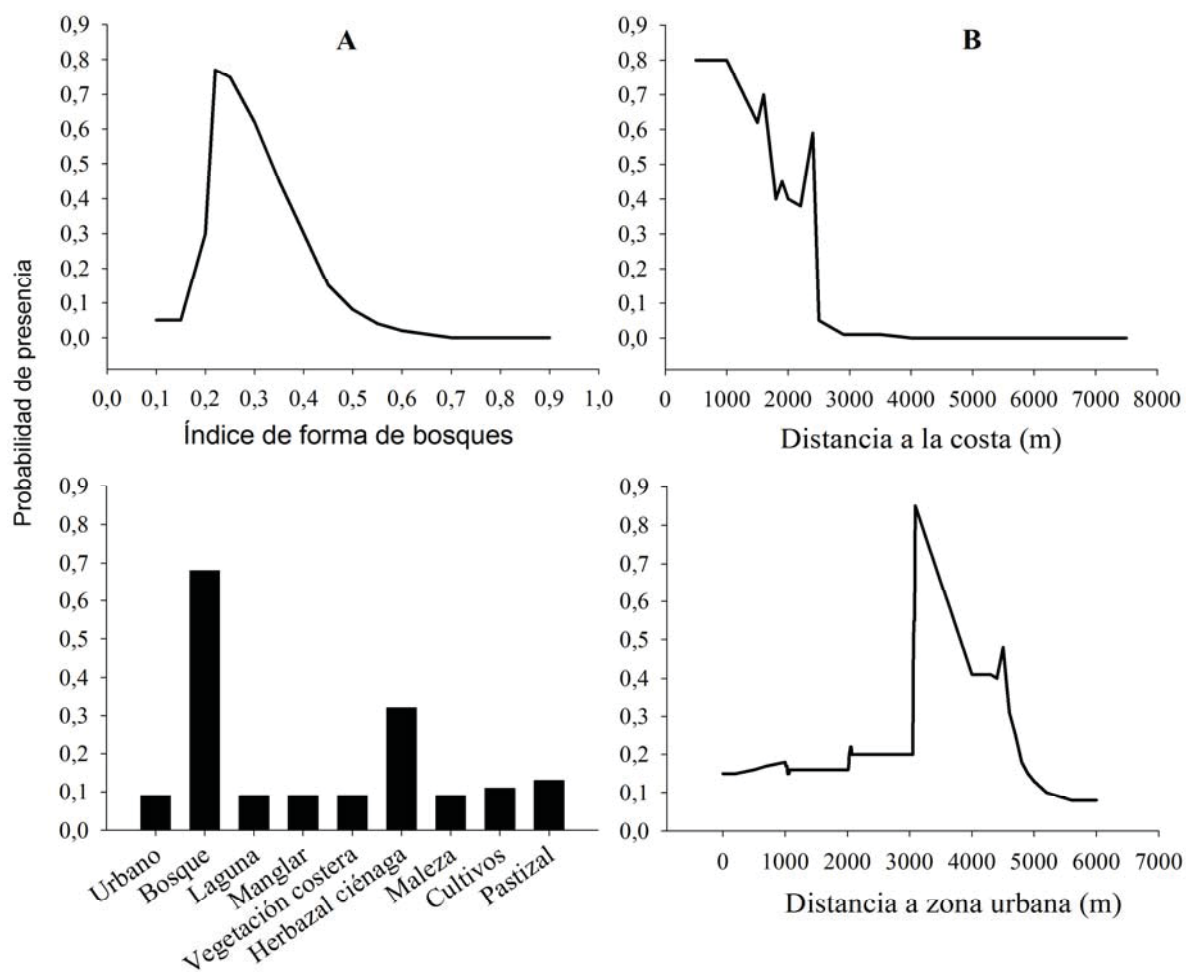


Figura 7. Representación de las variables ambientales más importantes que afectan la predicción de Maxent de probabilidad de presencia de A. *Accipiter gundlachi* y B. *Buteogallus gundlachii* en la región norte de Ciego de Ávila. Las curvas muestran cómo la predicción logística cambia en la medida que las variables ambientales predictoras varían.

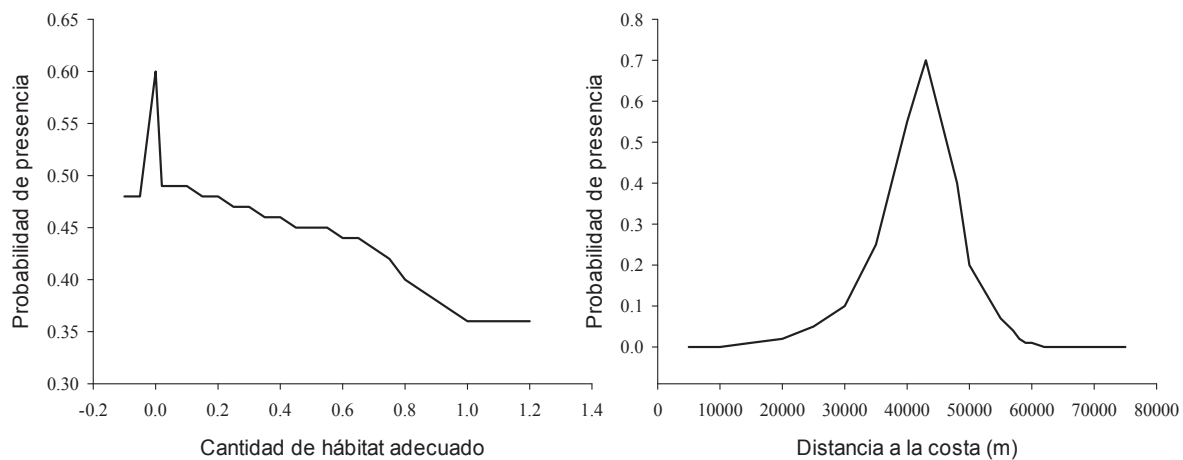


Figura 8. Representación de las variables ambientales más importantes que afectan la predicción de Maxent de probabilidad de presencia de *Rostrhamus sociabilis* en la región norte de Ciego de Ávila. Las curvas muestran cómo la predicción logística cambia en la medida que las variables ambientales predictoras varían. La variable *Cantidad de hábitat adecuado* se multiplica por 10^{10} .

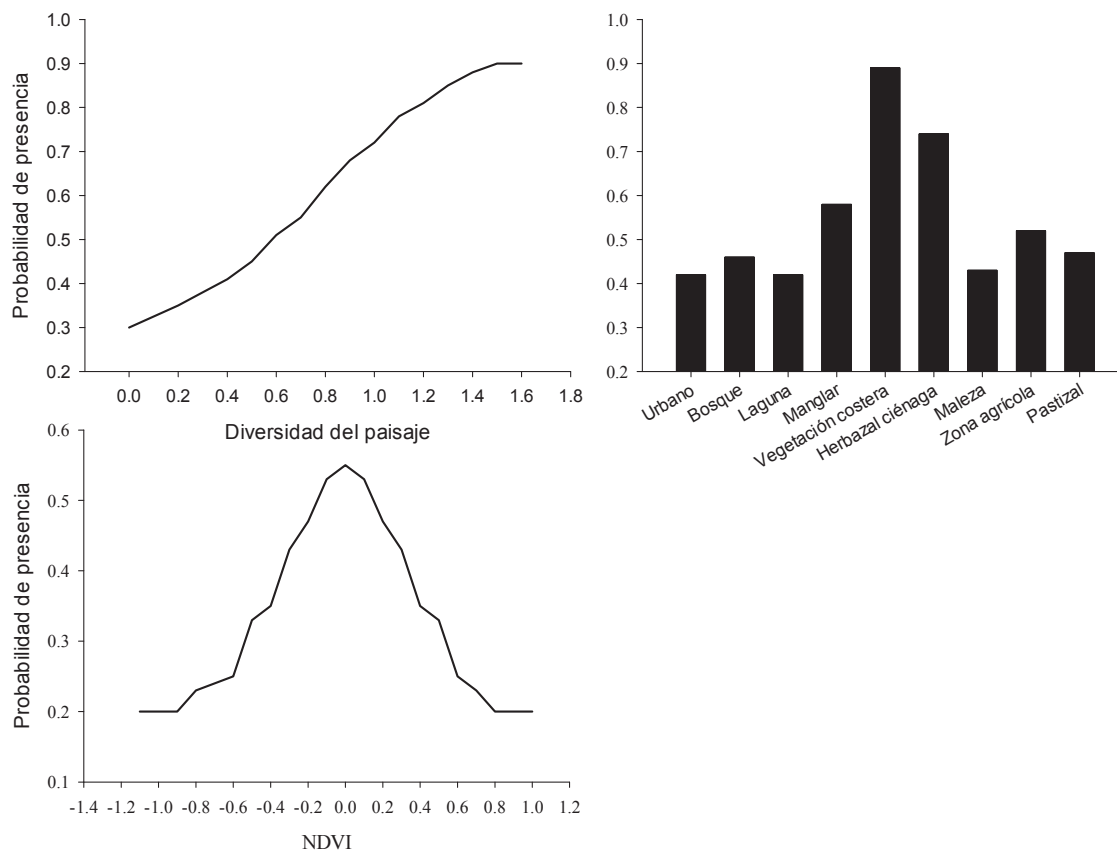


Figura 9. Representación de las variables ambientales más importantes que afectan la predicción de Maxent de probabilidad de presencia de *Falco peregrinus* en la región norte de Ciego de Ávila. Las curvas muestran cómo la predicción logística cambia en la medida que las variables ambientales predictoras varían.

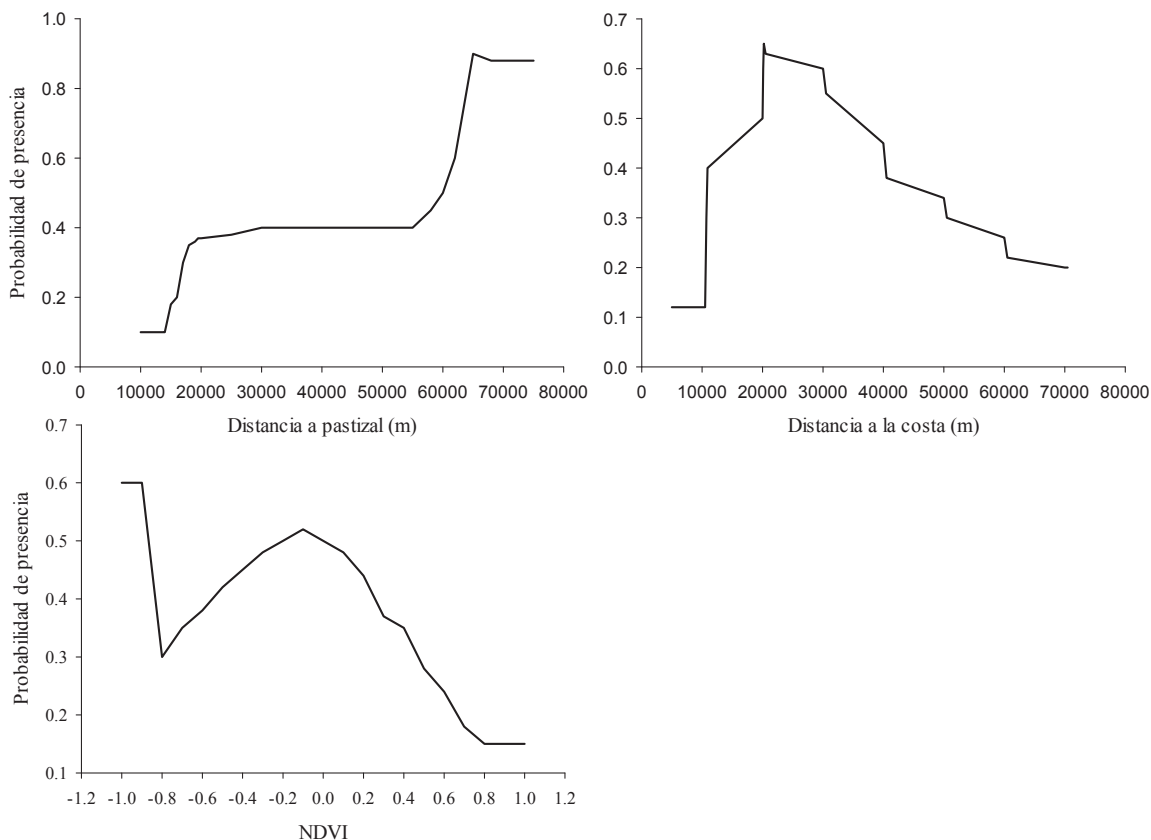


Figura 10. Representación de las variables ambientales más importantes que afectan la predicción de Maxent de probabilidad de presencia de *Falco columbarius* en la región norte de Ciego de Ávila. Las curvas muestran cómo la predicción logística cambia en la media que las variables ambientales predictoras varían.

El análisis de los usos de suelo y vegetación presentes dentro de las distribuciones potenciales de las especies de rapaces informó que para los endémicos *A. gundlachi* y *B. gundlachii* los bosques y los manglares representan el 62% y 49% de las predicciones respectivamente. El 71% de las áreas de bosque en la región están representadas en la distribución potencial de *A. gundlachi* y el 13% en el modelo de *B. gundlachii* (Tabla VII). El 45% de los manglares ocupan el 49% de la distribución geográfica potencial de *B. gundlachii*. El tipo de bosque mejor representado en ambas distribuciones fue el bosque semidecíduo mesófilo (Fig. 11) y más del 95% de su extensión se incluye en la distribución de *A. gundlachi*. La vegetación costera es un hábitat importante para la ocurrencia de *B. gundlachii* con

el 59% de su extensión representada espacialmente en la distribución potencial de la especie. Este mismo patrón fue observado en el herbazal de ciénaga que incluye 67% de su extensión dentro de la distribución geográfica potencial de *A. gundlachi*. A la vez, este hábitat ocupa el 45.8% de la distribución de *R. sociabilis* y las lagunas representan el 9% (Tabla VII). *Falco peregrinus* incluye altos porcentajes de ambientes modificados en su distribución. Alrededor del 50% de la extensión de las áreas agrícolas y los pastizales se incluyen en la distribución de *F. peregrinus*, y el 95% de las áreas urbanizadas (Tabla VII). La mejor representación de hábitat dentro de la distribución potencial de *F. columbarius* estuvo dada por el manglar, el herbazal de ciénaga y las zonas agrícolas. Para esta última especie, los bosques secundarios y los semidecíduos mesófilos abarcaron la mayor proporción de área respecto a la extensión total de bosques representada en la distribución potencial (Fig.11).

Tabla VII. Área (km²) que ocupan los diferentes usos de suelo y tipos de vegetación dentro del área de distribución geográfica potencial de rapaces diurnas en la región norte de Ciego de Ávila, Cuba. Área total se refiere a la extensión total ocupada por cada uno de los usos de suelo en el área de estudio. Porcentaje (%) representa el porcentaje del uso de suelo o tipo de vegetación contenido en la distribución potencial de cada especie en relación a la extensión total en el área de estudio.

Usos de suelo/tipos de vegetación	Accipiter gundlachi		Buteogallus gundlachii		Rostrhamus sociabilis		Falco peregrinus		Falco columbarius		Área Total
	Área	%	Área	%	Área	%	Área	%	Área	%	
Urbano	75.9	38.0	44.9	22.5	18	9	190.3	95.2	27.4	13.7	200.0
Bosque	513.1	70.5	92.1	12.6	5.1	0.7	220.8	30.3	429.9	59	728.3
Laguna	25.9	7.5	176.6	51.0	31.9	9.2	107.0	30.9	0.04	0.01	346.0
Manglar	5.5	0.8	317.0	45.3	21.5	3.1	624.4	89.2	689.2	98.5	699.8
Vegetación costera	0.3	0.7	25.2	58.6	0	0	40.0	93.0	43.0	100	43.0
Herbazal de ciénaga	189.6	66.9	24.0	8.5	129.6	45.8	273.9	96.7	244.0	86.2	283.2
Maleza	0.1	0	0	0	10.0	2.4	86.7	21.1	223.4	54.3	411.1
Zona agrícola	33.4	1.8	0.3	0	6.1	0.3	935.4	49.8	1562.7	83.1	1879.4
Pastizal	50.0	4.9	1.2	0.1	11.0	1.1	520.8	51.3	409.4	40.3	1014.8

Entre los usos de suelo, las zonas urbanas fueron los ambientes modificados mejor representados en las distribuciones potenciales (Tabla VII). Sin embargo, 4% de la distribución modelada para *A. gundlachi* estuvo ocupada por tierras de cultivos como arrozceras, cañaverales y cultivos varios.

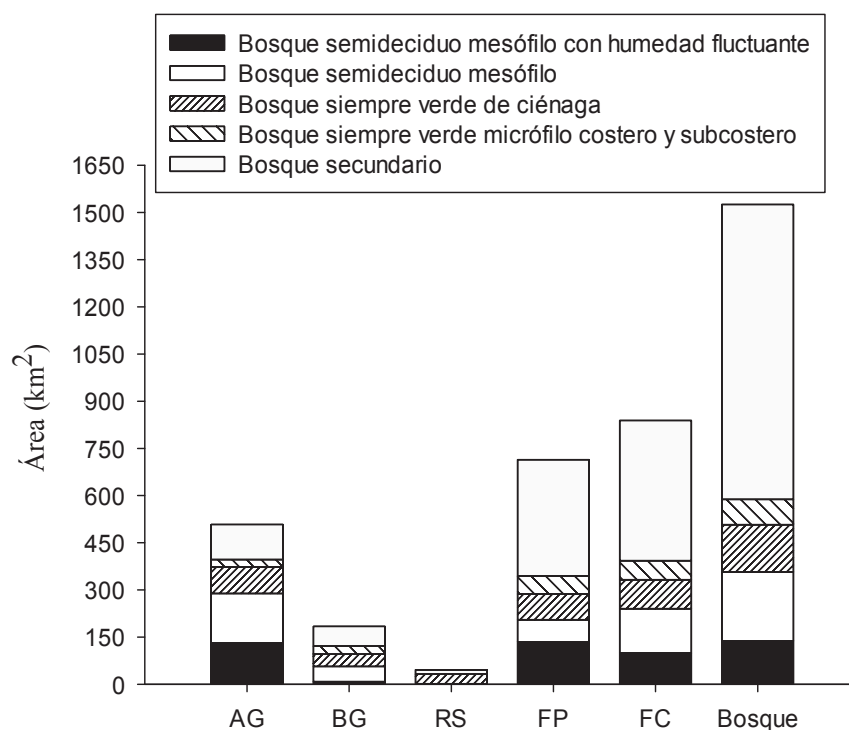


Figura 11. Extensión de diferentes tipos de bosque representados en la distribución geográfica potencial de especies de rapaces diurnas en la región norte de Ciego de Ávila, Cuba, respecto al área total de bosques. AG: *Accipiter gundlachi*; BG: *Buteogallus gundlachii*; RS: *Rosthramus sociabilis*; FP: *Falco peregrinus*; FC: *Falco columbarius*.

(ver Anexo II como un resultado de Modelación de Nicho Ecológico para publicación).

7.5.1.1 Patrón espacial de abundancia

Las regresiones lineales y de tercer orden entre la abundancia de *B. gundlachii* y la distancia al centroide del nicho ecológico fueron significativas ($p < 0.0003$; Tabla VIII). Los valores medios de la abundancia y la distancia fueron de 2.0 ± 0.9 y 3.5 ± 1.8 ($N = 51$, 1.0–5.0; 1.4–9.7) respectivamente. Como se esperaba, los coeficientes

de regresión mostraron una relación negativa y significativa entre la abundancia y la distancia al centroide (Fig. 12; Tabla IX). La relación lineal es ligeramente mejor explicada ($R^2 = 0.34$) respecto a la no lineal ($R^2 = 0.28$). En el modelo no lineal los términos cuadrático y lineal de la distancia al centroide tuvieron coeficientes con mayor peso y significación, que el término cúbico (Tabla IX).

Tabla VIII. Coeficientes de determinación ajustados para cada modelo de regresión de la abundancia de *Buteogallus gundlachii* en la región norte de Ciego de Ávila, Cuba.

Modelo	R ²	R ² ajustado	AIC de Akaike	Estadístico F	p
Lineal	0.37	0.34	-23.6	28.6	< 0.0001
Polinomio tercer orden	0.33	0.28		7.6	0.0003

Tabla IX. Parámetros de los modelos de regresión lineal y no lineal de *Buteogallus gundlachii* en la región norte de Ciego de Ávila, Cuba.

Modelo	Fuente	Valor	Desviación estándar	t	Pr > t	Ecuación
Lineal	Intersección	3.1	0.2	13.4	< 0.0001	Abundancia = 3.1 - 0.32 * Distancia_centroide
	Distancia_centroide	-0.3	0.06	-5.3	< 0.0001	
Polinomio tercer orden	Intersección	5.9	1.3	4.7	0.00005	Abundancia = 5.9 - 2.3*Distancia_centroide + 0.4*Distancia_centroide ² - 0.02*Distancia_centroide ³
	Distancia_centroide ²	0.4	0.2	2.0	0.05	
	Distancia_centroide ³	-0.02	0.01	-1.8	0.08	
	Distancia_centroide	-2.3	0.9	-2.5	0.02	

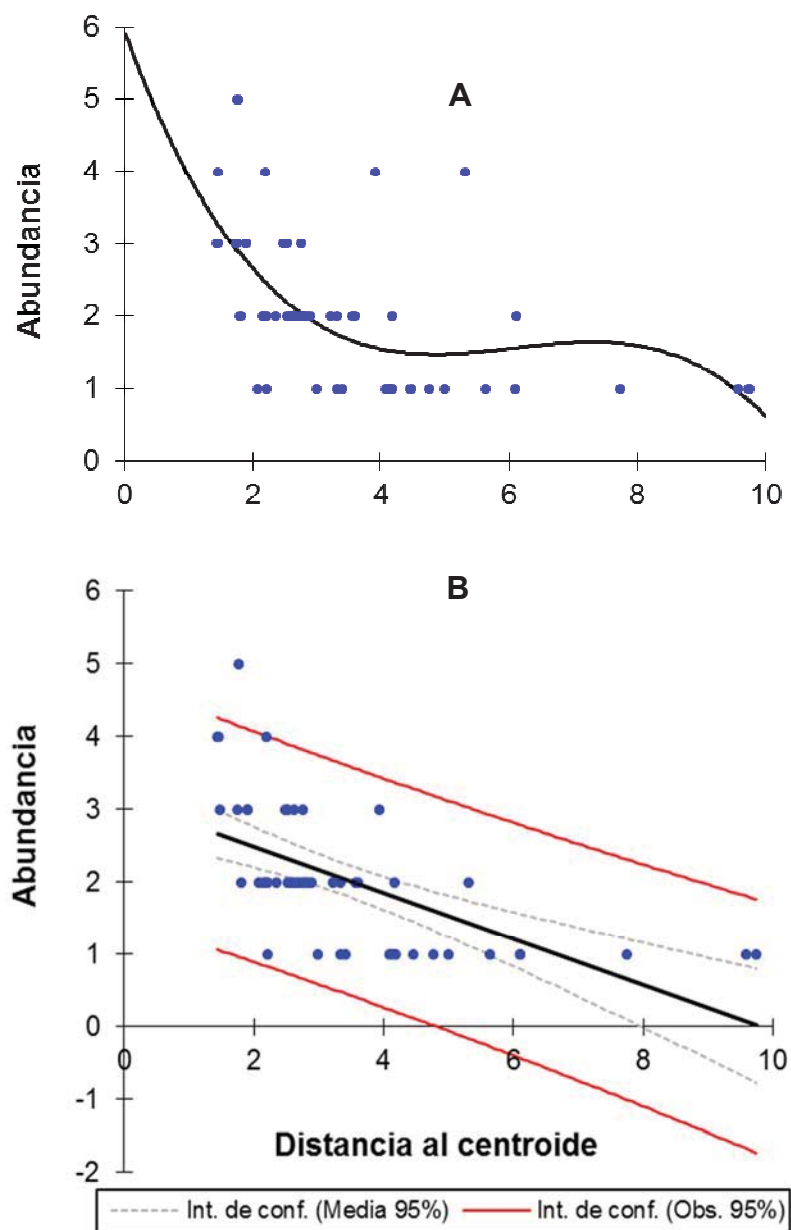


Figura 12. Relación entre la abundancia y la distancia al centroide del nicho ambiental de *Buteogallus gundlachii* en la región norte de Ciego de Ávila, Cuba. A: modelo polinomial; B: modelo lineal.

La predicción espacial fue estimada con los coeficientes de regresión de ambos modelos pero se representó en la Figura 13 solamente el modelo lineal, que explica un mayor porcentaje de la variación de la abundancia respecto al modelo no lineal. La validación de los modelos con datos externos indicó que el 33.3% de los puntos con valores de abundancia observados coincidieron exactamente con los valores de abundancia predichos espacialmente. El error de predicción para el modelo lineal fue de 22.2% y de 17.8% para el modelo no lineal. El 44% de los puntos con abundancia observada tuvieron una unidad por encima de la abundancia predicha en el modelo lineal y el 48% en el modelo no lineal, lo que indica buenos resultados del modelo.

La distribución de los valores intermedios de abundancia de la especie se encuentra bien representada en el área de estudio (Fig. 13), cubriendo aproximadamente más del 50% de la extensión de la predicción de presencia. Sin embargo, son pocos los sitios con valores máximos de abundancia, representados hacia el extremo suroeste de los cayos Coco y Guillermo.

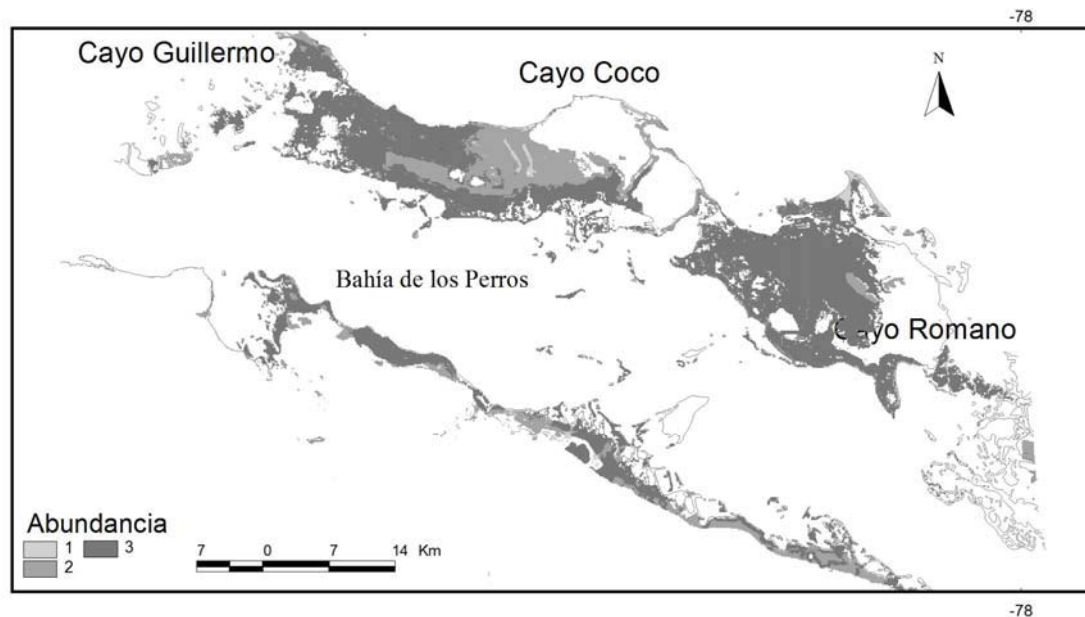


Figura 13. Mapa de predicciones de los patrones geográficos de la abundancia de *Buteogallus gundlachi* en la región norte de Ciego de Ávila, Cuba.

7.5.2 Modelos lineales generalizados

A partir de las variables ambientales y antropogénicas se derivaron los modelos probabilísticos finales de presencia y abundancia para cada especie. Para la escala local solo se ajustó un modelo significativo de presencia y uno de abundancia por especie. Para el resto de las escalas (1, 2 y 5 km) se presentaron varios modelos significativos por especie y se seleccionó como modelo final el de menor AIC y/o que tuviera una explicación ecológica plausible.

A continuación se presentan los modelos probabilísticos finales de presencia y abundancia por especie y para cada escala de análisis. Se siguió un orden alfabético para la presentación de estos resultados. Para cada modelo se muestran los valores de la devianza nula, la devianza residual y el AIC.

7.5.2.1 Modelos de probabilidad de presencia

Buteo jamaicensis

Para la escala local, el modelo de *B. jamaicensis* indica que la probabilidad de presencia en un sitio disminuye en zonas de lagunas, cultivos y pastizales. En la medida que se fue aumentando la escala del análisis, por ejemplo para 1 km de radio alrededor del punto de observación, la probabilidad de presencia se relacionó con otras variables. El análisis para esta escala indica que la probabilidad de presencia aumenta en zonas próximas a las áreas agrícolas y en la medida que aumente el área total de bosques, el área total de herbazal de ciénaga, el tamaño medio de los parches de mangle y el número de parches de cultivos en la zona. Sin embargo, en sitios con alta riqueza de parches de hábitat de todo tipo la probabilidad de presencia disminuirá (Tabla X).

En un radio de 2 km la probabilidad de presencia aumenta lejos de las zonas urbanizadas y en sitios con alta cobertura vegetal predominante según los valores del índice de vegetación NDVI. En la escala de 5 km el modelo indicó que en los sitios con poca área total de pastizales en el paisaje, parches de cultivos pequeños y pocos parches de todos los tipos de hábitat se encontrará con mayor probabilidad a la especie (Tabla X).

El modelo de mejor ajuste se obtuvo para la escala de 5 km, donde la devianza residual es menor a la mitad de la devianza nula. La prevalencia usada para la línea de corte entre las presencias y las ausencias fue de 0.24 en la escala de 5 km. Con este valor el modelo para esta escala clasificó correctamente el 50% de las presencias y el 76% de las ausencias.

La variable riqueza de parches fue la única que tuvo influencia significativa en varias escalas (1 y 5 km) con una relación negativa con la probabilidad de presencia de *B. jamaicensis* en ambos casos. Esto significa que la especie se asocia a paisajes más homogéneos de vegetación densa pero también admite áreas abiertas. Para esta variable la especie responde a múltiples escalas. De forma general, igual número de variables de ambientes naturales y de las que determinan modificación del paisaje fueron significativas en los ajustes de modelos de presencia. En los modelos ajustados para 1 km y 5 km, el 15% de las variables fueron significativas, mientras que para la escala de 2 km solamente tuvieron significancia la distancia a zonas urbanas (positivo) y el NDVI (menor). Las variables que definen cantidad de hábitat fueron significativas a escalas pequeñas mientras que las relacionadas a la fragmentación de hábitat tienen efecto a los 5 km de radio. Estos últimos predictores fueron los que más estuvieron relacionados con la probabilidad de presencia de la especie; es decir los de fragmentación de hábitat.

Tabla X. Modelo GLM de probabilidad de presencia de *Buteo jamaicensis*.

Escala	Variable	Parámetro	Error estándar	z	Pr(> z)
Local	Latitud	-4.3	1.3	-3.4	0.0007
	Cultivo	-1.9	0.5	-3.6	0.0003
	Laguna	-2.2	1.1	-1.9	0.05
	Pastizal	-1.2	0.6	-2.0	0.04
	PL= 95.4 - 4.3*Latitud-1.9*Cultivo-2.2* Laguna -1.2* Pastizal				
	Null deviance: 261.83, 241 g.l. Residual deviance: 227.15, 233 g.l. AIC: 245.15				
1 km	CA_Bosq	0.008	0.003	3.2	0.002
	CA_HC	0.009	0.004	2.6	0.01
	Dist_área agric	-0.00009	0.00004	-0.3	0.02
	MPS_Mangl	0.008	0.004	2.2	0.03
	NUMP_cult	1.9	0.7	2.8	0.005
	PR	-0.7	0.3	-2.5	0.01
	PL= -0.6 + 0.008*CA_Bosq + 0.009* CA_HC -0.00009* Dist_área agric+0.008* MPS_Mangl+1.9* NUMP_cult - 0.7*PR				
Null deviance: 261.83, 241 g.l. Residual deviance: 209.38, 230 g.l. AIC: 233.38					
2 km	Dist_urbano	0.0001	0.00005	1.9	0.05
	NDVI	-3.7	1.1	-3.6	0.0003
	PL= -1.8+0.0001*Dist_urbano-3.7*NDVI				
	Null deviance: 261.83, 241 g.l. Residual deviance: 229.03, 222 g.l. AIC: 269.03				
5 km	CA_Past	-0.01	0.002	-2.6	0.009
	MPS_cult	-0.003	0.001	-2.1	0.03
	MPS_Past	0.007	0.003	2.6	0.01
	NUMP_HC	1.7	0.7	2.6	0.009
	NUMP_Past	3.5	1.4	2.5	0.01
	PR	-1.1	0.6	-2.0	0.04
	PL= -0.9 - 0.01*CA_past - 0.003*MPS_cult + 0.007*MPS_past + 1.7*Nump_HC + 3.5*Nump_past - 1.1*PR				
Null deviance: 68.609, 61 g.l. Residual deviance: 29.543, 51 g.l. AIC: 51.543					

Caracara cheriway

Para la escala local, el modelo de *C. cheriway* indica que la probabilidad de presencia en un sitio disminuye si se encuentra alejado de áreas agrícolas y fuentes de agua. Además, existe una relación positiva con los hábitat abiertos como los herbazales de ciénaga, las lagunas y la vegetación costera. Para la escala de 1 km, las probabilidades de encontrar un Caracara aumentan en la medida que aumente el área total de herbazal de ciénaga en el paisaje, el área total ocupada por lagunas y la distancia a las zonas urbanizadas. Estas probabilidades disminuyen si un sitio

dado se encuentra lejos de la costa, si tiene muchos parches grandes de herbazal de ciénaga y si hay muchos parches de manglar y pastizal (Tabla XI).

En la escala de 2 km el modelo indicó que similar a la escala anterior, las probabilidades de encontrar a *C. cheriway* aumentan si la distancia a la costa es corta y el área total de herbazal de ciénaga es grande. Igualmente, la probabilidad será alta en aquellos sitios con un área de vegetación costera grande y una alta riqueza de parches de todo tipo de hábitat. Las probabilidades de presencia disminuyen en sitios con un área total de mangle grande y parches grandes de vegetación costera. Finalmente, en un radio de 5 km el modelo indicó que las probabilidades de presencia son altas en un paisaje en la medida que aumente el área total de cultivos y disminuya el área cubierta por zonas urbanas en el mismo (Tabla XI).

El modelo de mejor ajuste se obtuvo para la escala de 5 km, con dos variables que explicaron 57% de la devianza nula. Sin embargo, solamente se pudo validar el modelo ajustado para la escala de 1 km. La prevalencia usada para la línea de corte entre las presencias y las ausencias fue de 0.37. Con este valor el modelo para esta escala clasificó correctamente el 63% de las presencias y el 56% de las ausencias.

La escala con mayor número de variables significativas (8) en el ajuste de los modelos fue la de 1 km, y la de 5 km explicó mayor devianza de los datos con dos variables significativas solamente. Las variables cantidad total de área de herbazal de ciénaga y distancia a la costa estuvieron relacionadas directa y significativamente con la probabilidad de presencia de *C. cheriway* para las escalas de 1 km y 2 km. Al parecer entre estas distancias hay una escala común, o son escalas similares a las que responde la especie para estas variables. El resto de las variables que tuvieron alguna influencia en los modelos solo fueron significativas en alguna de las cuatro escalas de análisis. Tanto las variables de cantidad de hábitat como las de fragmentación estuvieron relacionadas con la probabilidad de presencia de la especie.

Tabla XI. Modelo GLM de probabilidad de presencia de *Caracara cheriway*.

Escala	Variable	Parámetro	Error estándar	z	Pr(> z)
Local	Dist_área agrícola	-0.0001	0.00005	-2.1	0.04
	Dist_hidro	-0.0002	0.00006	-2.7	0.006
	Latitud	5.2	2.3	2.3	0.02
	Longitud	3.5	1.0	3.3	0.0009
	Herbazal ciénaga	1.6	0.6	2.6	0.01
	Laguna	1.6	0.7	2.1	0.04
	Vegetación costera	2.1	0.9	2.4	0.01
	PL = 161.7 -0.0001 * Dist_área agrícola -0.0002* Dist_hidro +5.2* Latitud +3.5* Longitud +1.6*Herbazal ciénaga +1.6* Laguna +2.1* Vegetación costera				
Null deviance: 319.42, 241 g.l. Residual deviance: 273.26, 229 g.l. AIC: 299.26					
1 km	CA_HC	0.05	0.02	2.7	0.008
	CA_lag	0.01	0.006	2.5	0.01
	Dist_costa	-0.00007	0.00002	-3.5	0.0005
	Dist_urbano	0.0001	0.00006	2.0	0.05
	MPS_HC	-0.04	0.02	-2.4	0.02
	NUMP_HC	-1.1	0.5	-2.1	0.04
	NUMP_Mangl	-0.4	0.2	-2.0	0.05
	NUMP_past	-1.3	0.5	-2.2	0.03
PL= 0.1+0.05*CA_HC+0.01*CA_lag-0.00007*Dist_costa+0.0001*Dist_urbano-0.04*MPS_HC-1.1* NUMP_HC-0.4* NUMP_Mangl-1.3* NUMP_past					
Null deviance: 319.42, 241 g.l. Residual deviance: 267.16, 227 g.l. AIC: 297.16					
2 km	CA_HC	0.002	0.0007	2.5	0.01
	CA_Mangl	-0.006	0.003	-2.3	0.03
	CA_VC	0.02	0.007	2.373	0.02
	Dist_costa	-0.00004	0.00002	-2.5	0.01
	Longitud	1.9	1.0	1.9	0.05
	MPS_Mangl	0.006	0.003	2.2	0.03
	MPS_VC	-0.03	0.01	-2.3	0.02
	PR	0.5	0.2	2.173	0.03
PL=153.4+0.002* CA_HC - 0.006* CA_Mangl + 0.02* CA_VC - 0.00004* Dist_costa + 1.9* Longitud +0.006* MPS_Mangl - 0.03* MPS_VC+0.5*PR					
Null deviance: 319.42, 241 g.l. Residual deviance: 270.06, 225 g.l. AIC: 304.06					
5 km	CA_cult	0.001	0.0004	2.8	0.005
	CA_urb	-0.02	0.009	-2.2	0.03
	PL=358.5+0.001* CA_cult-0.02* CA_urb				
Null deviance: 82.762, 61 g.l. Residual deviance: 46.953, 50 g.l. AIC: 70.953					

Circus cyaneus

Las probabilidades de encontrar al Gavilán Sabanero aumentan localmente en zonas abiertas como los cultivos, pastizales y herbazales de ciénaga. En la escala de 1 km la probabilidad de presencia de la especie aumenta en sitios próximos a pastizales y a la costa, con poca área total de bosques en sus alrededores (Tabla XII).

En la escala de 2 km se repite la relación con la cercanía a los pastizales. Además, esta probabilidad aumenta en áreas con extensiones grandes de pastizales y de lagunas, lejos de zonas urbanizadas, donde existan parches grandes de pastizales y de herbazales de ciénaga y que estos últimos sean numerosos y poco irregulares en su forma. En la escala de 5 km se observó la misma tendencia en los modelos, que indica que las probabilidades de presencia de la especie aumentan en paisajes con extensas áreas de cultivos, de lagunas, de herbazales de ciénaga y con parches grandes de pastizal (Tabla XII).

El modelo de mejor ajuste se obtuvo para la escala de 5 km, con una devianza residual que representa el 57% de la devianza nula. La prevalencia usada para la línea de corte entre las presencias y las ausencias fue de 0.11 en la escala de 5 km. Con este valor el modelo para esta escala clasificó correctamente el 62% de las presencias y el 94% de las ausencias.

La mayor cantidad de variables significativas se obtuvieron en la escala de 2 km, mientras que en la escala de 5 km se explicó mayor devianza con solo cuatro variables. Cuatro variables tuvieron una relación significativa con la probabilidad de presencia de *C. cyaneus* en dos escalas. El área total de lagunas, de cultivos y el tamaño medio de los parches de pastizal influyen positivamente la presencia de la especie en las escalas de 2 km y 5 km. Sin embargo, la distancia a pastizales se relaciona negativamente en las escalas de 1 km y 2 km, que son comunes para la respuesta de la especie ante este predictor. Tanto las variables de cantidad de hábitat como las de fragmentación estuvieron relacionadas con la probabilidad de presencia de la especie.

Tabla XII. Modelo GLM de probabilidad de presencia de *Circus cyaneus*.

Escala	Variable	Parámetro	Error estándar	z	Pr(> z)
Local	Cultivo	2.1	1.1	1.956	0.05
	Herbazal ciénaga	3.0	1.1	2.7	0.007
	Pastizal	2.1	1.1	1.9	0.05
	PL = -3.0 +2.1* Cultivo +3.0* Herbazal ciénaga +2.1* Pastizal				
Null deviance: 196.44, 241 g.l. Residual deviance: 151.64, 233 g.l. AIC: 169.64					
1 km	CA_Bosq	-0.02	0.007	-2.8	0.005
	Dist_costa	-0.00009	0.00004	-2.2	0.02
	Dist_pastizal	-0.0003	0.0001	-2.5	0.01
	Latitud	-7.3	3.6	-2.0	0.04
	PL = 161.8 -0.02* CA_Bosq -0.00009* Dist_costa -0.0003* Dist_pastizal -7.3* Latitud				
Null deviance: 196.44, 241 g.l. Residual deviance: 144.92, 234 g.l. AIC: 160.92					
2 km	CA_cult	0.004	0.001	3.2	0.001
	CA_lagun	0.008	0.004	2.1	0.04
	Dist_pastizal	-0.0004	0.0001	-2.7	0.007
	Dist_urbano	0.0003	0.0001	2.4	0.01
	MPS_HC	0.007	0.002	3.3	0.001
	MPS_past	0.004	0.001	2.7	0.006
	MSI_HC	-1.4	0.7	-2.0	0.04
	NUMP_HC	1.4	0.5	2.7	0.008
	PL= -6.5+0.004*CA_cult + 0.008* CA_lagun - 0.0004*Dist_pastizal + 0.0003* Dist_urbano + 0.007* MPS_HC+0.004*MPS_past -1.4 * MSI_HC + 1.4* NUMP_HC				
Null deviance: 196.44, 241 g.l. Residual deviance: 125.14, 227 g.l. AIC: 155.14					
5 km	CA_cult	0.002	0.001	2.0	0.04
	CA_HC	0.004	0.002	2.0	0.05
	CA_lag	0.003	0.001	1.9	0.05
	MPS_Past	0.002	0.001	2.0	0.04
	PL= -16.1+0.002* CA_cult + 0.004* CA_HC + 0.003*CA_lag + 0.002*MPS_past				
Null deviance: 43.715, 61 g.l. Residual deviance: 25.148, 55 g.l. AIC: 39.148					

Falco sparverius

La probabilidad de presencia del Cernícalo aumenta localmente en la medida que sea más corta la distancia de un sitio a las zonas agrícolas y a la costa. Los hábitat abiertos como el herbazal de ciénaga aumentan la probabilidad de presencia de la especie, al igual que los hábitat abiertos y modificados como los cultivos, pastizales y la zona urbana. En un radio de 1 km, la distancia a zonas agrícolas y a la costa tiene el mismo patrón de relación. Además, mientras mayor sea el área total de pastizales y cultivos, así como el tamaño medio de los parches de herbazal de ciénaga y existan numerosos parches de mangle, evitando las zonas de vegetación cerrada y continúa, la probabilidad de presencia de los cernícalos en un sitio será mayor (Tabla XIII).

En la escala de 2 km las variables área total de cultivos y de pastizales continúan siendo significativas y con la misma tendencia en la relación con la probabilidad de presencia. El área total de herbazal de ciénaga y el índice medio de forma de los parches de bosque tuvieron una relación positiva con la presencia de cernícalos. Por su parte, las probabilidades de presencia disminuyen en sitios con numerosos parches grandes de pastizal y numerosos parches de cultivo (Tabla XIII). Esto indica que en escalas intermedias la especie también prefiere zonas abiertas y bordes de bosques, donde exista una combinación de vegetación en parches más que zonas completamente abiertas.

Para la escala de 5 km el área total de herbazal de ciénaga sigue favoreciendo la probabilidad de presencia de los cernícalos. El número de parches de pastizal cambió el sentido de la relación, en esta escala aumenta la probabilidad de presencia en la medida que existan más parches de pastizal en el paisaje. Este modelo indicó que todas las variables significativas tienen una relación positiva con la probabilidad de presencia de la especie. En este caso a mayor área total de manglares, con parches más grandes de bosques y de vegetación costera la probabilidad de ocurrencia de *F. sparverius* será mayor (Tabla XIII).

El modelo de mejor ajuste se obtuvo para la escala de 5 km, con una devianza residual de 46.4 que representa el 54% de la devianza nula. La prevalencia usada para la línea de corte entre las presencias y las ausencias fue de 0.5 en la escala de 2 km. Con este valor el modelo para esta escala clasificó correctamente el 94% de las presencias y el 95% de las ausencias.

Entre todas las escalas de análisis, la de 2 km tuvo la mayor cantidad de variables significativas (8), pero con la mitad de estas variables se explicó más devianza de los datos a los 5 km (principio de parsimonia). Solamente el número de parches de mangle fue significativo en dos escalas, la de 1 km y 2 km, con una relación positiva con la probabilidad de presencia de *F. sparverius*. Estas escalas son similares para el efecto de este predictor sobre la respuesta de la especie. De forma general, hubo mayor cantidad de variables de fragmentación de hábitat

relacionadas con la probabilidad de presencia de la especie respecto a las que determinan cantidad de hábitat.

Tabla XIII. Modelo GLM de probabilidad de presencia de *Falco sparverius*.

Escala	Variable	Parámetro	Error estándar	z	Pr(> z)
Local	Dist_área agrícola	-0.00009	0.00003	-3.2	0.001
	Dist_costa	-0.00006	0.00002	-3.1	0.002
	Cultivo	1.0	0.5	2.0	0.05
	Herbazal ciénaga	1.7	0.6	2.9	0.004
	Pastizal	1.5	0.6	2.6	0.01
	Urbano	1.5	0.7	2.2	0.03
	PL = 0.5 -0.00009* Dist_área agrícola -0.00006* Dist_costa + 1.0*Cultivo+ 1.7* Herbazal ciénaga +1.5* Pastizal +1.5* Urbano				
Null deviance: 335.47, 241 g.l. Residual deviance: 285.35, 232 g.l. AIC: 305.35					
1 km	CA_Cult	0.005	0.002	2.6	0.008
	CA_past	0.006	0.002	2.7	0.008
	Dist_área agrícola	-0.00008	0.00003	-2.4	0.02
	Dist_costa	-0.00005	0.00002	-2.5	0.01
	MPS_HC	0.009	0.002	3.6	0.0003
	NUMP_Mangl	0.3	0.2	2.1	0.04
	PL = 0.1 + 0.005*CA_cult + 0.006*CA_past - 0.00008* Dist_área agrícola - 0.00005*Dist_costa + 0.009*MPS_HC + 0.3*NUMP_Mangl				
Null deviance: 335.47, 241, g.l. Residual deviance: 277.50, 232 g.l. AIC: 297.5					
2 km	CA_cult	0.002	0.0006	3.5	0.0004
	CA_HC	0.002	0.0008	1.9	0.05
	CA_past	0.008	0.003	3.2	0.001
	Dist_pastizal	-0.0001	0.00004	-3.5	0.0004
	Latitud	3.3	1.5	2.2	0.03
	MPS_past	-0.006	0.002	-2.5	0.01
	MSI_Bosq	0.7	0.2	3.0	0.003
	NUMP_cult	-0.3	0.2	-2.0	0.04
	NUMP_past	-0.8	0.3	-3.0	0.003
PL= -74.5 + 0.002*Ca_cult + 0.002*CA_HC + 0.008*CA_past - 0.0001*Dist_pastizal + 3.3*Latitud -0.006*MPS_past + 0.7*MSI_bosque -0.3*NUMP_cult - 0.8*NUMP_past					
Null deviance: 335.47, 241 g.l. Residual deviance: 270.20, 230 g.l. AIC: 294.2					
5 km	CA_HC	0.002	0.0006	2.5	0.01
	CA_M	0.001	0.0007	2.0	0.04
	MPS_bosq	0.004	0.002	2.1	0.03
	MPS_VC	0.03	0.01	2.1	0.04
	NUMP_Past	1.1	0.4	2.6	0.01
	PL= -138.7 + 0.002*CA_HC + 0.001*CA_M + 0.004*MPS_bosq + 0.03*MPS_VC + 1.1*NUMP_Past				
Null deviance: 85.886, 61 g.l. Residual deviance: 46.400, 49 g.l. AIC: 72.4					

Pandion haliaetus

Para el águila pescadora, especie especialista de recursos, el número de variables que ajustaron los modelos de probabilidad de presencia fue menor que el resto de las especies intermedias y generalistas analizadas. En la escala local, la

probabilidad de presencia aumenta en las lagunas y manglares. En la escala de 1 km el modelo indicó una relación positiva con el número de parches de mangle y negativa con el área de cultivos. Esta especie tiene una asociación positiva a los cuerpos de agua (Tabla XIV).

Para la escala de 2 km la probabilidad de presencia aumentaría en sitios con numerosos parches grandes de mangle y numerosos parches de bosques costeros. Por último, en la escala de 5 km las variables área total de vegetación costera y diversidad del paisaje tuvieron una relación positiva con la probabilidad de presencia de *P. haliaetus*. Sin embargo, el tamaño medio de los parches de pastizal y la riqueza de parches de todo tipo se relacionan negativamente con la presencia de la especie. Es decir, paisajes con parches grandes de pastizal y con numerosos parches de todo tipo de hábitat tendrán menor probabilidad de presencia de *P. haliaetus*, especie que se asocia a paisajes más homogéneos y acuáticos.

El modelo de mejor ajuste se obtuvo para la escala de 5 km, con una devianza residual que representa el 46.7% de la devianza nula. La prevalencia usada para la línea de corte entre las presencias y las ausencias fue de 0.23 en la escala de 5 km. Con este valor el modelo para esta escala clasificó correctamente el 57% de las presencias y el 88% de las ausencias.

Contrario al resto de las especies, la escala de 5 km para el modelo de probabilidad de presencia de *P. haliaetus* tuvo mayor cantidad de variables significativas en comparación con el resto de las escalas. A las escala local y de 1 km solamente dos variables estuvieron relacionadas con la presencia de la especie. La única variable que tuvo una relación significativa en más de una escala (1 km y 2 km) fue el número de parches de mangle. Estas escalas son comunes para la respuesta de la especie ante este predictor. De forma general, hubo mayor cantidad de variables de fragmentación de hábitat relacionadas con la probabilidad de presencia de la especie (como el tamaño y el número de parches), respecto a las variables que definen cantidad de hábitat.

Tabla XIV. Modelo GLM de probabilidad de presencia de *Pandion haliaetus*.

Escala	Variable	Parámetro	Error estándar	z	Pr(> z)
Local	Laguna	4.4	1.2	3.7	0.0002
	Manglar	1.1	0.6	1.9	0.05
	PL = -1.2 + 4.4*Laguna + 1.1*Manglar				
	Null deviance: 251.85, 241 g.l. Residual deviance: 196.16, 233 g.l. AIC: 214.16				
1 km	CA_cult	-0.004	0.002	-2.3	0.02
	NUMP_Mangl	0.6	0.2	3.4	0.001
	PL= -1.0 - 0.004*CA_cult + 0.6*NUMP_mangle				
	Null deviance: 251.85, 241 g.l. Residual deviance: 200.10, 236 g.l. AIC: 212.1				
2 km	MPS_Mangl	0.003	0.0009	2.8	0.005
	NUMP_Mangl	0.3	0.08	4.6	0.00001
	NUMP_Bosq	0.4	0.1	2.6	0.008
	PL= -2.4 + 0.003*MPS_Mangl + 0.3*NUMP_Mangl + 0.4*NUMP_bosq				
Null deviance: 251.85, 241 g.l. Residual deviance: 193.94, 237 g.l. AIC: 203.94					
5 km	CA_VC	0.005	0.002	2.2	0.03
	MPS_Past	-0.01	0.007	-2.2	0.03
	PR	-1.5	0.7	-2.1	0.04
	SDI	7.6	3.4	2.3	0.02
	PL= -1.2 + 0.005*CA_VC -0.01*MPS_past -1.5*PR + 7.6*SDI				
Null deviance: 66.236, 61 g.l. Residual deviance: 30.958, 54 g.l. AIC: 46.958					

7.5.2.2 Evaluación de los modelos de probabilidad de presencia

Los modelos de probabilidad de presencia pronosticaron la presencia de las rapaces mejor que modelos construidos al azar con un valor promedio de Kappa de 0.56 ± 0.2 . Los valores extremos de este estadístico se obtuvieron para *C. cheriway* (0.13) y *F. sparverius* (0.87), en la escala de 1 km y 2 km respectivamente (Tabla XV). La capacidad predictiva de los modelos con respecto a los valores de Kappa fue aceptable en promedio y en algunos casos se consideró buena (> 0.7). El modelo de *C. cheriway* tuvo insuficiente capacidad predictiva.

De forma general el desempeño promedio de los modelos fue bueno ($J = 0.55 \pm 0.2$), observándose los valores más bajos para el único modelo ajustado de *C. cheriway* (Tabla XV). El modelo de *F. sparverius* para la escala de 2 km tuvo el mayor porcentaje de clasificación correcta respecto al resto de los modelos y al promedio de clasificaciones (79.9 ± 9.8). En promedio la sensibilidad de los modelos fue menor que la especificidad (0.76 ± 0.19 ; 0.79 ± 0.13) pero estas diferencias no fueron significativas ($p = 0.57$). Es decir, que los modelos obtenidos clasifican con

una capacidad similar las presencias reales y las ausencias reales. Las matrices de confusión construidas para los modelos de cada especie por escala se muestran en anexos (Anexo X).

Tabla XV. Medidas de la calidad y poder predictivo de los modelos de probabilidad de presencia construidos para cinco especies de rapaces diurnas en la región norte de Ciego de Ávila, Cuba. TFN: tasa de falsos negativos; TFP: tasa de falsos positivos; PPP: poder predictivo positivo.

Especie	Escala	Sensibilidad	Especificidad	% clasificación correcta	TFN	TFP	PPP	Índice de desempeño de Youden	Kappa	No. de presencias	No. de ausencias
<i>Buteo jamaicensis</i>	1 km	0.22	0.85	53.1	0.52	0.15	0.63	0.33	0.35	25	47
	2 km	1	0.68	91.1	0	0.32	0.89	0.68	0.76	49	19
	5 km	0.5	0.76	64.0	0.5	0.24	0.63	0.26	0.37	20	25
<i>Caracara cheriway</i>	1 km	0.63	0.56	62	0.37	0.44	0.85	0.19	0.13	73	17
	2 km										
	5 km										
<i>Circus cyaneus</i>	1 km	0.87	0.85	85	0.13	0.15	0.76	0.72	0.69	15	26
	2 km	0.8	0.81	81	0.2	0.19	0.67	0.61	0.59	10	22
	5 km	0.62	0.94	81	0.38	0.06	0.89	0.56	0.58	13	18
<i>Falco sparverius</i>	1 km	0.76	0.89	81	0.24	0.11	0.91	0.65	0.62	95	64
	2 km	0.94	0.95	94	0.06	0.05	0.98	0.89	0.87	47	22
	5 km										
<i>Pandion haliaetus</i>	1 km	1	0.63	88	0	0.37	0.85	0.63	0.69	50	24
	2 km	0.93	0.65	81	0.07	0.35	0.77	0.58	0.6	29	23
	5 km	0.57	0.88	78	0.43	0.12	0.73	0.45	0.48	14	26

7.5.2.3 Modelos de abundancia para la comunidad de rapaces

Se construyeron modelos para la comunidad de rapaces con el objetivo de obtener información relevante sobre los factores que inciden en que exista más o menos biodiversidad y para proponer estrategias de manejo óptimas. Los modelos de abundancia de la comunidad, con la exclusión de *C. aura* que estuvo presente en todos los puntos de conteo, fueron ajustados solamente para tres escalas (local, 1 km, 5 km). Para la escala local la abundancia de la comunidad de rapaces estuvo relacionada positivamente con los usos de suelo herbazal de ciénaga, laguna, manglar y vegetación costera, y negativamente con la zona urbana. Además, el modelo indicó relaciones no lineales positivas y negativas con varias variables. La relación cuadrática positiva fue con la distancia a pastizales y la negativa con la distancia a la costa y a fuentes de agua (Tabla XVI). Los pequeños valores de los parámetros en esta escala pueden indicar sobredispersión de los datos.

Para la escala de 1 km, el modelo indicó que a distancias cortas a la costa y a pastizales la abundancia sigue siendo alta, también en sitios con parches grandes de mangle. Por el contrario, en sitios con gran extensión de pastizales, de manglares, de zonas urbanas, con parches grandes de bosque y de pastizal, así como numerosos parches de herbazal de ciénaga el modelo predijo bajas abundancias. Además de estas relaciones se observó una relación cuadrática negativa con el área total de lagunas. Según esta relación existe un mínimo valor a partir del cual la tendencia de la relación con la abundancia cambia, aumentando esta última en la medida que aumente la extensión de lagunas (Tabla XVI).

Por último, en la escala de 5 km el modelo indicó que la abundancia será alta en los paisajes con grandes extensiones de cultivos, de herbazales de ciénaga, donde existan numerosos parches de bosque de gran tamaño, numerosos parches de herbazal de ciénaga, de pastizal y de zonas urbanas y numerosas lagunas en una matriz con predominio de la vegetación natural (Tabla XVI). Por el contrario, la abundancia será baja en paisajes con grandes extensiones de bosque continuo, de lagunas y de zonas urbanas, con muchos parches de todo tipo de hábitat y de vegetación costera.

De todos los modelos obtenidos para la abundancia de la comunidad, el de mejor ajuste fue estimado para la escala de 5 km. En este modelo la devianza residual representa el 39% de la devianza nula, explicándose más del 50% de la devianza con las variables analizadas.

La variable cantidad de área urbana tiene un efecto negativo sobre la abundancia de la comunidad independiente de las escalas en las que se analizó (1 km y 5 km). El área de lagunas, de cultivos, el tamaño medio de los parches de bosque y el número de parches de herbazal de ciénaga tuvieron efecto sobre la abundancia en dos escalas, pero el sentido de las relaciones fue diferente entre escalas.

Tabla XVI. Modelo de abundancia para la comunidad de aves rapaces. Se excluyó a *Cathartes aura*.

Escala	Variable	Parámetro	Error estándar	z	Pr(> z)
Local	Dist_costa ²	-4.835e-10	1.497e-10	-3.2	0.001
	Dist_hidro ²	-5.198e-09	1.442e-09	-3.6	0.0003
	Dist_pastizal	-7.281e-05	2.06e-05	-3.5	0.0004
	Dist_pastizal ²	3.425e-09	9.074e-10	3.8	0.0002
	Latitud	-1.7	0.5	-3.4	0.0008
	Herbazal ciénaga	0.5	0.1	3.9	0.00008
	Laguna	1.5	0.1	12.7	< 2e-16
	Manglar	0.3	0.1	2.4	0.02
	Urbano	-0.6	0.2	-2.8	0.006
	Vegetación costera	0.4	0.2	2.2	0.02
Null deviance: 985.41, 240 g.l. Residual deviance: 667.24, 228 g.l. AIC: 1360.6					
1 km	CA_Cultivos	-0.002	0.0005	-3.8	0.0001
	CA_Lagunas	0.007	0.002	3.4	0.0006
	CA_Lagunas ²	-0.00002	0.00001	-2.1	0.04
	CA_Mangle	-0.009	0.002	-4.02	0.00006
	CA_Urbano	-0.001	0.003	-3.8	0.0001
	Dist_costa	-0.00001	0.000005	-2.7	0.008
	Dist_pastizal	-0.00003	0.000009	-3.6	0.0002
	MPS_Bosque	-0.005	0.002	-2.6	0.01
	MPS_Mangle	0.008	0.002	3.4	0.0005
	MPS_Pastizal	-0.005	0.002	-2.9	0.003
	NUMP_Herbazal ciénaga	-0.1	0.06	-2.0	0.05
	NUMP_Mangle	0.1	0.04	3.8	0.0001
	Null deviance: 985.41, 240 g.l. Residual deviance: 706.63, 222 g.l. AIC: 1412				
5 km	CA_Bosque	-0.0009	0.0002	-4.8	0.000001
	CA_Cultivos	0.0002	0.00005	3.7	0.0002
	CA_Herbazal ciénaga	0.0002	0.00008	2.5	0.01
	CA_Lagunas	-0.0003	0.0001	-2.2	0.03
	CA_Urbano	-0.007	0.002	-4.1	0.00004
	Grad.Transf.matriz[Natural]	1.3	0.3	3.9	0.00009

MPS_Bosque	0.001	0.0002	4.1	0.00004
NUMP_Bosque	0.1	0.05	2.1	0.03
NUMP_Herbazal ciénaga	0.3	0.07	4.1	0.00003
NUMP_Laguna	0.1	0.03	4.2	0.00002
NUMP_Pastizal	0.2	0.05	3.4	0.0005
NUMP_Urbano	0.5	0.08	5.9	2.5e-09
NUMP_Vegetación costera	-0.7	0.2	-3.4	0.001
PR	-0.3	0.07	-3.8	0.0001
Null deviance: 212.558, 58 g.l.				
Residual deviance: 83.933, 43 g.l. AIC: 278.38				

Buteo jamaicensis

La abundancia local de *B. jamaicensis* estuvo relacionada negativamente con el uso de suelo dado por las zonas de cultivo, herbazal de ciénaga, lagunas y pastizal. La predicción de la abundancia para estos sitios es baja. En la escala de 1 km el modelo indicó una relación negativa con el área total de bosques, de cultivos y de manglar. Además, este tipo de relación se observó con la distancia a la costa, el NDVI y el número de parches de herbazal de ciénaga. Los sitios más cercanos a la costa (menor distancia) y lejanos a las áreas de pastizal tendrán mayor abundancia de la especie, así como aquellas áreas con numerosos parches de cultivos y pastizal (Tabla XVII).

En la escala de 2 km coincide la relación negativa y positiva de las variables distancia a la costa y a pastizales respectivamente con la abundancia de *B. jamaicensis*. También se relacionó positivamente con el tamaño medio de los parches de vegetación costera y se denotó una relación cuadrática con el NDVI. Según la función cuadrática existe un valor óptimo del NDVI a partir del cual valores superiores implicarán un descenso en la abundancia de la especie (Tabla XVII). Lo que quiere decir que a medida que la cobertura vegetal se hace más densa, la abundancia de *B. jamaicensis* disminuye.

Finalmente, en la escala de 5 km al igual que a 1 km del punto de conteo las variables área total de bosque y de manglar tienen una relación negativa con la abundancia. También se observó esta repetición de variables con el número de parches de cultivos, de herbazal de ciénaga y de pastizal. Las dos primeras tuvieron en esta escala una relación inversa a la relación previa. En paisajes con numerosos

parches de herbazal de ciénaga y pocos parches de cultivos la abundancia de la especie será mayor. Además, los paisajes con parches grandes de pastizales pero con baja riqueza de parches de todos los tipos de hábitat tendrán una abundancia alta de la especie según indica el modelo (Tabla XVII). O sea, que predominen los pastizales en el paisaje.

Las escalas de 1 km y 5 km tuvieron mayor cantidad de variables significativas (8) en los modelos y compartieron muchas de ellas. El área total de bosques y manglares tuvieron una relación negativa significativa con la abundancia de *B. jamaicensis* en estas escalas. Otras tres variables tuvieron significación en las escalas 1 km y 2 km, la distancia a pastizales, a la costa y el NDVI. El efecto de estos predictores sobre la especie es dependiente de la escala. Sin embargo, entre las escalas extremas local y de paisaje (5 km) ninguna de las variables significativas se comparte. Los predictores de fragmentación relacionados significativamente con la abundancia de la especie fueron más numerosos que los que definen cantidad de hábitat.

Tabla XVII. Modelo GLM de abundancia para *Buteo jamaicensis*.

Escala	Variable	Parámetro	Error estándar	z	Pr(> z)
Local	Latitud	0.8	-3.1	-3.8	0.0001
	Longitud	-1.8	0.7	-2.5	0.01
	Cultivo	-1.9	0.3	-5.7	0.0000
	Herbazal ciénaga	-0.8	0.3	-2.4	0.01
	Laguna	-1.7	0.7	-2.4	0.02
	Pastizal	-1.4	0.4	-3.3	0.001
	PL = -74.8 + 0.8*Latitud - 1.8*Longitud -1.9*Cultivo -0.8* Herbazal ciénaga -1.7* Laguna - 1.4*Pastizal				
Null deviance: 287.11, 241 g.l. Residual deviance: 232.65, 232 g.l. AIC: 381.51					
1 km	CA_Bosq	-0.006	0.003	2.2	0.03
	CA_Cult	-0.04	0.02	2.4	0.02
	CA_Mangl	-0.007	0.003	2.3	0.02
	Dist_costa	-0.00009	0.00004	-2.6	0.01
	Dist_pastizal	0.00008	0.00004	1.9	0.05
	Latitud	-9.8	3.6	-2.7	0.007
	Longitud	-3.6	1.4	-2.5	0.01
	NDVI	-2.9	1.0	-2.7	0.006
	NUMP_cult	1.3	0.4	3.4	0.0007
	NUMP_HC	-0.9	0.3	-2.6	0.009
	NUMP_past	0.9	0.5	1.9	0.05
	PL= -6.5 -0.006* CA_Bosq -0.04* CA_Cult -0.007* CA_Mangl -0.00009* Dist_costa +0.00008* Dist_pastizal -9.8 * Latitud -3.6 * Longitud -2.9 * NDVI +1.3* NUMP_cult -0.9* NUMP_HC+0.9* NUMP_past				
Null deviance: 287.11, 241 g.l.					

	Residual deviance: 201.45, 221 g.l. AIC: 372.31				
2 km	Dist_costa	-0.00006	0.00003	-2.1	0.04
	Dist_pastizal	0.00007	0.00004	1.9	0.05
	Latitud	-8.2	3.1	-2.6	0.009
	Longitud	-2.8	1.2	-2.3	0.02
	MPS_VC	0.01	0.005	2.4	0.002
	NDVI ²	3.6	1.3	2.7	0.006
	PL = -42.5 -0.00006* Dist_costa + 0.00007* Dist_pastizal -8.2* Latitud -2.8* Longitud + 0.01* MPS_VC + 3.6* NDVI ²				
	Null deviance: 287.11, 241 g.l. Residual deviance: 231.74, 231 g.l. AIC: 382.6				
5 km	CA_bosq	-0.002	0.0007	-2.8	0.005
	CA_Mangl	-0.0006	0.0002	-2.7	0.008
	CA_Past	-0.002	0.0006	-3.1	0.002
	Longitud	-3.2	1.4	-2.3	0.02
	MPS_past	0.001	0.0007	2.0	0.04
	NUMP_cult	-0.4	0.2	-1.9	0.05
	NUMP_HC	1.1	0.4	3.0	0.002
	NUMP_Past	1.1	0.3	3.7	0.0003
	PR	-0.6	0.3	-2.4	0.01
		PL = -248.6 -0.002* CA_bosq -0.0006* CA_Mangl -0.002* CA_Past -3.2 * Longitud +0.001* MPS_past -0.4* NUMP_cult +1.1* NUMP_HC+1.1* NUMP_Past -0.6* PR			
	Null deviance: 94.541, 61 g.l. Residual deviance: 43.988, 51 g.l. AIC: 102.47				

Caracara cheriway

En la escala local la abundancia de Caracaras se relacionó positivamente con la distancia a zonas urbanas y agrícolas (o sea, a mayor distancia mayor abundancia) y negativamente con la distancia a fuentes de agua (a menor distancia a fuentes de agua mayor abundancia). Por otra parte, los usos de suelo de cultivos, herbazales de ciénaga, manglares, pastizales y vegetación costera favorecen la abundancia de estas aves. Al aumentar la escala de análisis a 1 km se mantienen las distancias a zonas agrícolas y urbanas relacionadas significativamente con la abundancia, pero en este caso la primera distancia tiene una relación inversa. Es decir, mientras más próximo estén los sitios de las áreas agrícolas mayor será la abundancia de Caracaras. Esto mismo sucede con la distancia a pastizales, que distancias cortas favorecen la abundancia, resultados ecológicamente más plausible. Otras variables como el área total de herbazales de ciénaga y el tamaño medio de los parches de vegetación costera tuvieron una relación positiva con la abundancia. Sin embargo, extensas áreas de bosques, de zonas urbanizadas, y

muchos parches grandes de herbazal de ciénaga tuvieron una relación negativa con la abundancia del caracara (Tabla XVIII).

En la escala de 2 km las variables área total de herbazales de ciénaga y de zonas urbanizadas, así como la distancia a pastizales tuvieron el mismo patrón en las relaciones con la abundancia. La relación con otras variables como el área total de manglares y el tamaño medio de los parches de vegetación costera indicó que la abundancia sería mayor a menores valores de estas variables. Esta última variable estuvo relacionada positivamente con la abundancia en la escala anterior. Se encontraron relaciones positivas con variables como el tamaño medio de los parches de cultivo, el número de parches bosques y de vegetación costera. Además, una relación cuadrática con el tamaño medio de los parches de pastizal indica que existe un valor óptimo a partir del cual la tendencia de la relación cambia (Tabla XVIII). Es decir, la abundancia de caracaras aumenta en la medida que aumenta el tamaño de los parches de pastizal en un paisaje, hasta un valor máximo (óptimo para la especie) a partir del cual la abundancia disminuye mientras se sigue incrementando el tamaño de los parches de pastizal.

Para la última escala a nivel de paisaje (5 km) se mantiene la tendencia en la relación con el área total de herbazales de ciénaga y zonas urbanizadas. Sin embargo, la relación con el área total de manglares en esta escala fue positiva, favoreciendo la abundancia de *C. cheriway*. Otras variables como el área total de cultivos, el tamaño medio de los parches de bosques y de pastizales así como la riqueza de parches de todo tipo de hábitat también favorecen la abundancia. Esto indica que los paisajes heterogéneos con parches grandes de bosque y de pastizales, extensas áreas de cultivos tendrán mayor número de individuos de *C. cheriway* a diferencia de los paisajes homogéneos.

Las escalas de 1 km y 2 km tuvieron la mayor cantidad de variables significativas (9) y compartieron cuatro de ellas (área total de herbazal de ciénaga, área total urbana, distancia a pastizales y tamaño medio de los parches de vegetación costera). De forma general ocho variables fueron significativas en dos o tres de las cuatro escalas analizadas. El área total de herbazal de ciénaga y de zona

urbana tuvieron influencia sobre la abundancia de *C. cheriway* en las escalas 1 km, 2 km y 5 km. Es decir, estas variables tienen efecto sobre la respuesta de la especie independientemente de la escala de análisis, no dependen de esta. Entre las escalas extremas local y de paisaje ninguna de las variables significativas se comparte. Los predictores de fragmentación relacionados significativamente con la abundancia de la especie fueron más numerosos que los que definen cantidad de hábitat.

Tabla XVIII. Modelo GLM de abundancia para *Caracara cheriway*.

Escala	Variable	Parámetro	Error estándar	z	Pr(> z)
Local	Dist_área agrícola	0.0001	0.00002	-4.5	0.000
	Dist_hidr	-0.0001	0.00004	-3.7	0.0002
	Dist_urbano	0.0001	0.00003	3.1	0.002
	Latitud	6.0	1.2	4.8	0.000
	Longitud	4.3	0.5	8.0	0.000
	Cultivo	1.6	0.3	5.0	0.000
	Herbazal ciénaga	1.5	0.3	4.7	0.000
	Manglar	0.8	0.3	2.3	0.02
	Pastizal	1.2	0.3	3.6	0.0003
	Vegetación costera	1.7	0.4	3.8	0.0001
$PL = 200 + 0.0001 * \text{Dist_área agrícola} - 0.0001 * \text{Dist_hidr} + 0.0001 * \text{Dist_urbano} + 6.0 * \text{Latitud} + 4.3 * \text{Longitud} + 1.6 * \text{Cultivo} + 1.5 * \text{Herbazal ciénaga} + 0.8 * \text{Manglar} + 1.2 * \text{Pastizal} + 1.7 * \text{Vegetación costera}$					
Null deviance: 475.92, 241 g.l. Residual deviance: 345.21, 229 g.l. AIC: 591.19					
1 km	CA_Bosq	-0.004	0.001	-3.1	0.002
	CA_HC	0.03	0.009	3.1	0.002
	CA_urban	-0.04	0.02	-2.2	0.03
	Dist_área agrícola	-0.0001	0.00003	-4.5	0.00
	Dist_pastizal	-0.00006	0.00002	-2.7	0.008
	Dist_urbano	0.0001	0.00003	3.9	0.0001
	Latitud	7.7	1.3	6.0	0.0000
	Longitud	4.4	0.5	7.9	0.0000
	MPS_HC	-0.02	0.008	-2.9	0.004
	MPS_VC	0.008	0.002	3.1	0.002
	NUMP_HC	-0.9	0.4	-2.4	0.02
$PL = 172 - 0.004 * \text{CA_Bosq} + 0.03 * \text{CA_HC} - 0.04 * \text{CA_urban} - 0.0001 * \text{Dist_área agrícola} - 0.00006 * \text{Dist_pastizal} + 0.0001 * \text{Dist_urbano} + 7.7 * \text{Latitud} + 4.4 * \text{Longitud} - 0.02 * \text{MPS_HC} + 0.008 * \text{MPS_VC} - 0.9 * \text{NUMP_HC}$					
Null deviance: 475.92, 241 g.l. Residual deviance: 324.96, 224 g.l. AIC: 580.94					
2 km	CA_HC	0.002	0.0003	4.6	0.0000
	CA_Mangl	-0.001	0.0005	-2.3	0.02
	CA_urban	-0.01	0.005	-2.4	0.02
	Dist_pastizal	-0.00006	0.00002	-3.2	0.001
	Latitud	4.1	0.9	4.5	0.0000
	Longitud	3.7	0.5	7.9	0.0000
	MPS_cult	0.002	0.0009	2.3	0.02
	MPS_past ²	0.000001	0.0000003	3.2	0.001
	MPS_VC	-0.01	0.004	-2.8	0.005
	NUMP_Bosq	0.2	0.07	-3.4	0.0007

	NUMP_VC	0.9	0.2	3.9	0.0001
	$PL = 198.4 + 0.002*CA_HC - 0.001*CA_Mangl - 0.01*CA_urban - 0.00006*Dist_pastizal + 4.1*Latitud + 3.7*Longitud + 0.002*MPS_cult + 0.000001*MPS_past^2 - 0.01*MPS_VC + 0.2*NUMP_Bosq + 0.9* NUMP_VC$				
	Null deviance: 475.92, 241 g.l.				
	Residual deviance: 336.46, 228 g.l. AIC: 584.44				
5 km	CA_cult	0.002	0.0004	3.7	0.0002
	CA_HC	0.0006	0.0003	2.3	0.02
	CA_M	0.0007	0.0003	2.1	0.04
	CA_urb	-0.01	0.005	-2.3	0.02
	Latitud	9.8	2.7	3.6	0.0004
	Longitud	7.2	1.6	4.5	0.00001
	MPS_bosq	0.0009	0.0003	2.7	0.007
	MPS_M	-0.004	0.001	-2.5	0.01
	MPS_Past	0.002	0.0006	2.6	0.009
	PR	0.4	0.2	2.3	0.02
		$PL = 343.8 + 0.002* CA_cult + 0.0006* CA_HC + 0.0007* CA_M - 0.01* CA_urb + 9.8* Latitud + 7.2* Longitud + 0.0009* MPS_bosq - 0.004* MPS_M + 0.002* MPS_Past + 0.4*PR$			
	Null deviance: 137.568, 61 g.l.				
	Residual deviance: 42.681, 46 g.l. AIC: 132.99				

Circus cyaneus

En la escala local el modelo indicó que la abundancia de *C. cyaneus* está relacionada de forma positiva con las áreas abiertas de cultivos, pastizales y herbazales de ciénaga. Además, si estos sitios están próximos a la costa y a zonas de pastizales y alejados de zonas urbanizadas tienen mayor probabilidad de encontrar altos valores de abundancia de la especie. Para la escala de 1 km la relación con las variables de distancia se mantiene y la probabilidad aumenta en áreas donde las extensiones de cultivos sean grandes en pocos parches y que existan numerosos parches de herbazales de ciénaga. La abundancia disminuye en las zonas con extensas áreas de bosque y parches grandes de pastizales (Tabla XIX).

En la medida que aumenta la escala del análisis la tendencia de las relaciones para las variables que siguen siendo significativas en los modelos puede cambiar. Este es el caso del tamaño de los parches de pastizal que para esta escala tiene una relación positiva con la abundancia de la especie. El área total de cultivos y las variables de distancia mantienen una relación positiva con la abundancia y la diversidad del paisaje también la favorece. El modelo mostró también relaciones no lineales cuadráticas con el área total de herbazales de ciénaga y el tamaño de los

parches de vegetación costera. Esto indica que existe un valor óptimo para estas variables en su relación con la abundancia partir del cual cambia dicha tendencia (Tabla XIX).

Finalmente, en la escala de 5 km el área de cultivos y el tamaño de los parches de pastizal mantienen su tendencia en la relación con la abundancia. Además, el área total cubierta por lagunas y pastizales favorece la abundancia de la especie.

La escala de 1 km tuvo la mayor cantidad de variables significativas (8), mientras que para los 5 km con la mitad de las variables se explicó mayor devianza de los datos (modelo más parsimonioso). De forma general, 10 variables tuvieron influencia sobre la abundancia de *C. cyaneus* en dos, tres o las cuatros escalas analizadas. La distancia a pastizales fue la única variable con influencia significativa para todas las escalas, lo que indica que su efecto sobre la abundancia es independiente de la escala de análisis. La distancia a zonas urbanas y el área total de cultivos fueron significativas para las primeras tres escalas y para las tres últimas respectivamente. En el caso del área total de cultivos, de igual forma su efecto es independiente de la escala de análisis. De forma general, hubo igual número de predictores de fragmentación y de cantidad de hábitat relacionados significativamente con la abundancia de la especie.

Tabla XIX. Modelo GLM de abundancia para *Circus cyaneus*.

Escala	Variable	Parámetro	Error estándar	z	Pr(> z)
Local	Dist_costa	-0.00006	0.00002	-2.6	0.01
	Dist_pastizal	-0.0002	0.00008	-2.6	0.01
	Dist_urbano	0.0001	0.00006	2.0	0.04
	Cultivo	3.0	1.1	2.8	0.005
	Herbazal ciénaga	3.5	1.1	3.3	0.001
	Pastizal	2.5	1.1	2.4	0.02
	PL = 108.4 -0.00006* Dist_costa-0.0002*Dist_pastizal +0.0001* Dist_urbano +3.0* Cultivo +3.5 *Herbazal ciénaga +2.5* Pastizal				
	Null deviance: 228.84, 241 g.l. Residual deviance: 150.13, 230 g.l. AIC: 253.4				
1 km	CA_Bosq	-0.02	0.006	-3.5	0.0005
	CA_Cult	0.004	0.002	2.1	0.04
	Dist_costa	-0.00009	0.00003	-3.3	0.001
	Dist_pastizal	-0.0003	0.00008	-3.4	0.001
	Dist_urbano	0.0002	0.00006	2.5	0.01
	Latitud	-8.4	2.7	-2.6	0.009
	MPS_past	-0.01	0.006	-3.1	0.002
	NUMP_cult	-1.1	0.5	-2.5	0.01

	NUMP_HC	0.8	0.3	3.1	0.002
	PL = 186.2 -0.02*CA_Bosq +0.004*CA_Cult -0.00009*Dist_costa-0.0003*Dist_pastizal+0.0002*Dist_urbano -8.4*Latitud -0.01*MPS_past-1.1* NUMP_cult +0.8* NUMP_HC				
	Null deviance: 228.84, 241 g.l. Residual deviance: 138.86, 232 g.l. AIC: 238.12				
2 km	CA_cult	0.003	0.0008	4.3	0.0000
	CA_HC ²	0.000004	0.000001	4.5	0.0000
	Dist_pastizal	-0.0002	0.0001	-2.2	0.03
	Dist_urbano	0.0002	0.00006	3.6	0.0003
	MPS_past	0.003	0.0008	3.3	0.001
	MPS_VC ²	0.00002	0.000004	4.7	0.000002
	SDI	2.4	0.7	3.7	0.0004
	PL = -6.0 +0.003*CA_cult +0.000004*CA_HC ² -0.0002*Dist_pastizal +0.0002*Dist_urbano +0.003*MPS_past+0.00002*MPS_VC ² +2.4*SDI				
Null deviance: 228.84, 241 g.l. Residual deviance: 140.47, 233 g.l. AIC: 237.73					
5 km	CA_cult	0.002	0.0007	2.2	0.03
	CA_HC	0.003	0.001	2.1	0.04
	CA_lag	0.003	0.001	2.9	0.003
	Longitud	11.8	4.8	2.5	0.01
	MPS_Past	0.002	0.0009	2.1	0.03
	PL = 913.4 +0.002*CA_cult +0.003* CA_HC+0.003*CA_lag +11.8*Longitud +0.002* MPS_Past				
Null deviance: 50.180, 61 g.l. Residual deviance: 17.348, 53 g.l. AIC: 51.567					

Falco sparverius

La abundancia de los cernícalos en una escala local aumenta mientras un sitio dado se encuentre más cercano a áreas agrícolas y a la costa. Los hábitat abiertos de herbazal de ciénaga y pastizal, ya sean modificados o no, favorecen la abundancia de la especie (Tabla XX).

El modelo indicó que la abundancia aumenta con incrementos del área total de cultivos, de herbazales de ciénaga, de vegetación costera, cuando hay numerosos parches grandes de mangle en la escala de 1 km. Por el contrario, la abundancia disminuye con los incrementos del tamaño medio de los parches de pastizal. También se observó una relación cuadrática con el área total de pastizal y cuadrática negativa con el área total de bosques. Estas relaciones cuadráticas tienen un óptimo valor para cada variable a partir del cual cambia la tendencia de la relación con la abundancia (Tabla XX).

Para la escala de 2 km el área total de herbazal de ciénaga mantiene la misma tendencia en la relación con la abundancia, mientras que el área de vegetación costera tiene una relación negativa. Varias variables tuvieron relaciones positivas

con la abundancia en esta escala. Se pueden encontrar valores altos de abundancia de los cernícalos en sitios con grandes áreas de pastizal, numerosos parches de herbazal de ciénaga, manglar y vegetación costera, así como en zonas con parches de bosques irregulares que aumentan el efecto de borde. Los valores bajos de la abundancia de esta especie se pueden localizar, según el modelo, en sitios con mucha área cubierta por lagunas, alejados de pastizales, con numerosos parches de pastizal en el paisaje en lugar de zonas continuas de pastizal. También hubo relaciones no lineales de la abundancia con el área de cultivos (positiva), el tamaño medio de los parches de pastizal (negativa) y de vegetación costera (positiva) (Tabla XX).

Finalmente la escala de 5 km repite la tendencia de la relación con el área de herbazal de ciénaga, de pastizal, y se invierte con el área de vegetación costera. Esta última, en esta escala, favorece la abundancia de la especie en la medida que se incrementa el área de vegetación costera en el paisaje. La abundancia también se favorecería en paisajes poco diversos, con parches grandes de bosque pero que en total no cubran grandes extensiones, con numerosos parches de herbazal de ciénaga y pocos de cultivos (Tabla XX).

La escala de 1 km tuvo la mayor cantidad de variables significativas (8) y cuatro variables fueron significativas en esta escala y a la vez en la de 5 km. De forma general ocho variables tuvieron influencia significativa sobre la abundancia de *F. sparverius* en más de una escala. En este caso el tamaño medio de los parches de manglar influyó positivamente en las escalas de 1 km, 2 km y 5 km, lo que implica que este predictor tiene un efecto sobre la respuesta de la especie independiente de la escala de análisis. Por último, los predictores de fragmentación del hábitat relacionados significativamente fueron más numerosos que los que determinan cantidad de hábitat.

Tabla XX. Modelo GLM de abundancia para *Falco sparverius*.

Escala	Variable	Parámetro	Error estándar	z	Pr(> z)
Local	Dist_área agrícola	-0.00005	0.00001	-3.2	0.001
	Dist_costa	-0.00002	0.00001	-2.8	0.005
	Herbazal ciénaga	0.7	0.2	3.6	0.0003
	Pastizal	0.9	0.2	4.5	0.00000
	PL = 0.4 -0.00005* Dist_área agrícola -0.00002* Dist_costa +0.7* Herbazal ciénaga +0.9* Pastizal				
Null deviance: 570.25, 241 g.l.					
Residual deviance: 452.77, 231 g.l. AIC: 795.48					
1 km	CA_Bosq	0.01	0.003	5.0	0.0000
	CA_Bosq ²	-0.00002	0.00001	-2.62	0.009
	CA_Cult	0.01	0.002	5.8	0.00000
	CA_HC	0.01	0.002	7.2	0.00000
	CA_past	0.01	0.003	4.2	0.0002
	CA_Past ²	0.00003	0.00001	2.3	0.02
	CA_VC	0.009	0.003	2.8	0.005
	MPS_Mangl	0.008	0.002	3.9	0.0001
	MPS_Past	-0.00003	0.00001	-3.5	0.0005
	NUMP_Mangl	0.3	0.08	3.6	0.0003
	PL = -2.9 +0.01* CA_Bosq-0.00002* CA_Bosq ² +0.01* CA_Cult +0.01* CA_HC +0.01* CA_past +0.00003* CA_Past ² +0.009* CA_VC +0.008* MPS_Mangl-0.00003* MPS_Past +0.3* NUMP_Mangl				
Null deviance: 570.25, 241 g.l.					
Residual deviance: 428.78, 230 g.l. AIC: 773.49					
2 km	CA_cult ²	0.000002	0.000001	3.2	0.001
	CA_HC	0.001	0.0003	4.8	0.000002
	CA_lagun	-0.003	0.001	-3.5	0.0005
	CA_past	0.003	0.0006	6.0	0.0000
	CA_VC	-0.009	0.003	-3.1	0.002
	Dist_pastizal	-0.00008	0.00002	-4.4	0.00001
	MPS_pas ²	-0.000002	0.0000005	-4.3	0.00002
	MPS_VC ²	0.00002	0.00001	2.6	0.01
	MSI_Bosq	0.3	0.1	3.2	0.001
	NUMP_HC	0.2	0.07	2.3	0.02
	NUMP_Mangl	0.2	0.05	3.3	0.001
	NUMP_past	-0.5	0.1	-4.2	0.00002
	NUMP_VC	1.0	0.3	4.0	0.00007
	PL = -26.9 +0.000002* CA_cult ² +0.001* CA_HC -0.003* CA_lagun +0.003* CA_past -0.009* CA_VC -0.00008* Dist_pastizal -0.000002* MPS_pas ² +0.00002* MPS_VC ² +0.3* MSI_Bosq +0.2* NUMP_HC +0.2* NUMP_Mangl -0.5* NUMP_past +1.0* NUMP_VC				
Null deviance: 570.25, 241 g.l.					
Residual deviance: 388.65, 226 g.l. AIC: 741.36					
5 km	CA_bosq	-0.001	0.0004	-2.8	0.005
	CA_HC	0.0006	0.0001	4.8	0.0000
	CA_Past	0.0006	0.0003	2.3	0.02
	CA_VC	0.001	0.0005	2.1	0.04
	Latitud	-3.0	1.2	-2.5	0.01
	MPS_bosq	0.0008	0.0003	2.4	0.02
	NUMP_cult	-0.3	0.1	-2.3	0.02
	NUMP_HC	0.6	0.2	4.1	0.00003
	SDI	-1.4	0.7	-2.0	0.04
	PL = 66.4 -0.001*CA_bosq +0.0006*CA_HC +0.0006*CA_Past +0.001*CA_VC -3.0* Latitud +0.0008* MPS_bosq -0.3* NUMP_cult + 0.6* NUMP_HC -1.4* SDI				
Null deviance: 138.983, 61 g.l., Residual deviance: 72.152, 49 g.l. AIC: 177.57					

Pandion haliaetus

El modelo de *P. haliaetus* en la escala local indicó que la abundancia de esta especie aumenta en los sitios más cercanos a la costa, lagunas, manglares y en la vegetación costera. En la escala de 1 km sigue siendo significativa la distancia a la costa y con la misma tendencia en la relación. En sitios con numerosos parches grandes de manglar y en zonas inundadas como los herbazales de ciénaga, la abundancia aumentará. Por otra parte, la abundancia se relacionó negativamente con el área total de bosques, de manglar y de pastizal. El modelo también indicó relaciones no lineales (cuadrática negativa) con el área total de cultivos y el tamaño medio de los parches de herbazal de ciénaga. Estas relaciones negativas con funciones cuadráticas indican que existe un valor mínimo para las variables a partir del cual cambia la tendencia de la relación con la abundancia de la especie (Tabla XXI). Es decir, para la cantidad total de área de cultivos en el paisaje y para el tamaño de los parches de herbazal de ciénaga, existen valores mínimos donde la abundancia de la especie es mayor, y valores máximos de las variables para los cuales la abundancia de la especie también es alta. Valores extremos bajos y altos del área de cultivos y del tamaño de parches de herbazal son los que maximizan la abundancia de *P. haliaetus*.

El número de parches de mangle y de herbazales de ciénaga son significativos en la escala de 2 km y mantienen la misma tendencia en la relación con la abundancia. En esta escala el tamaño medio de los parches de mangle y el número de parches de todo tipo de hábitat favorecen la abundancia de la especie. Esto implica que la especie será abundante en zonas inundadas como manglares abiertos en parches (no contínuos) y en herbazales de ciénaga. Por el contrario, el tamaño de los parches de bosque, o sea, las zonas de bosques contínuos, y el número de parches de cultivo no favorecen a la especie (Tabla XXI).

En la escala de 5 km el modelo indicó que en los paisajes diversos, con extensas áreas de manglares y cultivos, con grandes parches de mangle y pocos parches de los hábitat restantes (bosques, pastizales, zonas urbanas) se podrían

encontrar valores altos de abundancia de *P. haliaetus*. Además, que contengan poca área de pastizales (Tabla XXI).

La escala de 1 km tuvo la mayor cantidad de variables significativas (8). De forma general, ocho variables tuvieron una influencia significativa sobre la abundancia de *P. haliaetus* en más de una escala, y fue el tamaño medio de los parches de manglar la única variable con significación en tres escalas a la vez (1 km, 2 km y 5 km). Es decir, este predictor tiene un efecto sobre la abundancia de la especie independiente de la escala de análisis. Por último, hubo mayor cantidad de variables de fragmentación relacionadas significativamente con la especie, respecto a las que definen cantidad de hábitat.

Tabla XXI. Modelo GLM de abundancia de *Pandion haliaetus*.

Escala	Variable	Parámetro	Error estándar	z	Pr(> z)
Local	Dist_costa	-0.00009	0.00002	-3.7	0.0002
	Latitud	-5.2	1.7	-3.1	0.002
	Longitud	-3.3	0.8	-4.1	0.00004
	Laguna	3.1	0.4	7.4	0.0000
	Manglar	1.6	0.4	3.8	0.0002
	Vegetación costera	1.6	0.5	3.3	0.0008
	PL = -147.8 -0.00009*Dist_costa -5.2*Latitud -3.3*Longitud +3.1* Laguna +1.6*Manglar + 1.6* Vegetación costera Null deviance: 453.71, 241 g.l. Residual deviance: 271.75, 230 g.l. AIC: 429.13				
1 km	CA_Bosq	-0.006	0.002	-3.0	0.003
	CA_Cult ²	-0.00006	0.00002	-3.0	0.003
	CA_Mangl	-0.03	0.006	-3.9	0.0001
	CA_past	-0.008	0.002	-3.9	0.00009
	Dist_costa	-0.00009	0.00002	-3.9	0.0001
	Latitud	-2.7	0.9	-2.9	0.004
	Longitud	-2.8	0.6	-4.4	0.00001
	MPS_HC ²	-0.00003	0.00001	-3.1	0.002
	MPS_Mangl	0.02	0.005	3.3	0.0009
	NUMP_HC	0.3	0.1	2.9	0.004
	NUMP_Mangl	0.4	0.08	5.0	0.00000
PL = -160.1 -0.006*CA_Bosq -0.00006*CA_Cult ² -0.03*CA_Mangl -0.008*CA_past - 0.00009*Dist_costa -2.7*Latitud -2.8*Longitud -0.00003*MPS_HC ² +0.02*MPS_Mangl +0.3*NUMP_HC +0.4*NUMP_Mangl Null deviance: 453.71, 241 g.l. Residual deviance: 238.28, 227 g.l. AIC: 401.66					
2 km	MPS_Bosq	-0.003	0.0008	-3.7	0.0002
	MPS_Mangl	0.002	0.0003	7.0	0.00000
	NUMP_cult	-0.3	0.1	-3.1	0.002
	NUMP_Mangl	0.2	0.03	6.9	0.00000
	NUMP_HC	0.3	0.09	3.5	0.0005
	PR	0.4	0.1	4.3	0.00002
PL = -2.4 - 0.003*MPS_Bosq +0.002*MPS_Mangl -0.3*NUMP_cult +0.2*NUMP_Mangl +0.3*NUMP_HC + 0.4 *PR Null deviance: 453.71, 241g.l.					

	Residual deviance: 250.99, 233 g.l. AIC: 402.3				
5 km	CA_cult	0.001	0.0005	2.3	0.02
	CA_M	0.0005	0.0002	2.9	0.004
	CA_Past	-0.009	0.003	-3.6	0.0003
	MPS_M	0.002	0.0004	3.9	0.00009
	PR	-0.7	0.2	-2.9	0.004
	SDI	8.0	1.8	4.4	0.00000
	PL = -7.0 +0.001* CA_cult +0.0005* CA_M-0.009* CA_Past +0.002* MPS_M -0.7* PR+8.0* SDI				
	Null deviance: 153.364, 61 g.l.				
	Residual deviance: 38.198, 52 g.l. AIC: 94.601				

7.5.3 Análisis de variables ambientales y antropogénicas significativas para los modelos de presencia y abundancia de las rapaces (Anexo X)

De forma general, las variables ambientales y antropogénicas seleccionadas *a priori*, según aspectos mencionados en la literatura sobre la historia natural de estas especies, se relacionaron significativamente con la presencia y abundancia de las aves rapaces en la isla de Cuba. Para un total de 39 variables preseleccionadas, el 92% tuvo significación en el ajuste de modelos de presencia para una o varias especies y el 90% para los modelos de abundancia. Las variables relacionadas con la extensión de hábitat naturales o modificados, así como las variables de distancia a fuentes de antropización estuvieron mayormente relacionadas con las especies más generalistas, en este caso *C. cheriway*, *C. cyaneus* y *F. sparverius*. Para *P. haliaetus*, que es especialista de dieta, las variables que se relacionaron con los modelos de presencia fueron de uso de suelo, de extensión de área y número de parches pero relacionado con ambientes costeros naturales o inundados (Tabla XXII). Este patrón fue menos evidente en los modelos de abundancia, donde intervinieron significativamente mayor cantidad de variables en todos los modelos de todas las especies analizadas (Tabla XXIII). Sin embargo, en la mayoría de los modelos se ve una tendencia a que un mayor número de variables de fragmentación de hábitat tengan relación significativa con las especies (*i.e.* tamaño de los parches, número de parches).

Las variables que determinan modificación humana y pérdida de hábitat, dadas por la extensión y cobertura de ambientes modificados y por la distancia a fuentes de disturbio, estuvieron relacionadas con todas las especies en los modelos de presencia (Fig. 14A). En el caso de los modelos de abundancia, la zona urbana

como uso de suelo no tuvo relación con las especies (Fig. 14B). Las variables de distancia a fuentes de disturbio fueron las que se relacionaron con mayor número de especies, mayormente de forma negativa en ambos tipos de modelos (Fig. 14A; B). Esto indica que en la medida en que un sitio determinado esté más próximo a zonas agrícolas o pastizales, las probabilidades de que esté presente entre el 40 y el 60% de las especies intermedias y generalistas serán mayores. Lo mismo sucedería con la abundancia, a una menor distancia se podría encontrar mayor abundancia del 40-80% de las especies analizadas (Fig. 14B). Estas variables antropogénicas de conjunto con las relacionadas a la vegetación natural tuvieron un peso significativo como condicionantes de la distribución y abundancia de las especies de rapaces.

Hubo mayor cantidad de predictores de fragmentación relacionados con las especies, respecto a los que determinan cantidad de hábitat. Sin embargo, no se distinguen entre grupos de variables (ambientales/antropogénicas) las que más intervienen en estos patrones de distribución y abundancia para las especies modeladas con el método GLM (Tabla XXII; XXIII). Por ejemplo, el área de herbazal de ciénaga fue la única variable que se relacionó positivamente con la probabilidad de presencia de cuatro especies (Tabla XXII). De igual forma, el área total de cultivos y el tamaño medio de los parches de pastizal fueron las variables que se relacionaron con más especies (cuatro especies) afectando positiva o negativamente su probabilidad de presencia (Tabla XXII). Ambos grupos de variables tuvieron influencia en el ajuste de los modelos de las especies.

Sin embargo, en los resultados de modelos de nicho ecológico para predecir la distribución potencial de las especies endémicas, especialistas y migratorias con pocos registros, predominaron como significativas y de mayor aporte a los modelos las variables relacionadas con ambientes naturales (ver 7.5.1 Modelos de Nicho Ecológico). Del 54.2% de variables con importancia y peso en estos modelos, el 84.6% se relacionan al ambiente natural y el 15.4% al antropogénico (Tabla XXII). Para las tres especies con distribución más restringida (*R. sociabilis*, *B. gundlachii* y *A. gundlachi*) las variables ambientales predicen mejor los sitios con condiciones

idóneas para que estén presentes. Lo mismo sucedió con *F. peregrinus*. En el caso de *F. columbarius*, especie asociada a ambientes naturales y modificados, ambos tipos de variables predijeron los sitios potenciales de su presencia. Sin embargo, la distancia a pastizales tuvo mayor peso en el aporte al modelo.

Tabla XXII. Relación de las variables ambientales y antropogénicas que influyen significativamente ($p < 0.05$) los modelos de presencia desarrollados para cinco especies de rapaces diurnas de la región norte de Ciego de Ávila, Cuba.

+ = variable con influencia positiva sobre la probabilidad de presencia de la especie.

- = variable con influencia negativa sobre la probabilidad de presencia de la especie.

² = existencia de un valor óptimo a partir del cual la relación entre la probabilidad de presencia de las aves y la variable cambia su tendencia.

Variables	<i>Buteo jamaicensis</i>	<i>Caracara cheriway</i>	<i>Circus cyaneus</i>	<i>Falco sparverius</i>	<i>Pandion haliaetus</i>
Bosque					
Vegetación costera		+			
Herbazal ciénaga		+	+	+	
Manglar					+
Laguna	-	+			+
Pastizal	-		+	+	
Cultivos	-		+	+	
Urbano				+	
CA_bosque	+		-		
CA_Mangle		-		+	
CA_Vegetación costera		+			+
CA_laguna		+	+		
CA_Herbazal ciénaga	+	+	+	+	
CA_cultivo		+	+	+	-
CA_pastizal	-		-	+	
CA_urbano		-			
Dist_pastizal			-	-	
Dist_urbano	+	+	+		
Dist_hidro		-			
Dist_área agrícola	-	-		-	
Dist_costa		-	-	-	
MPS_bosque				+	
MPS_Mangle	+	+			+
MPS_Herbazal ciénaga		-	+	+	
MPS_Vegetación costera		-		+	
MPS_pastizal	+		+	-	-
MPS_cultivo	-				
MSI_bosque				+	
MSI_Mangle					
MSI_Herbazal ciénaga			-		

NDVI	-				
NUMP_Bosque					+
NUMP_Mangle		-		+	+
NUMP_Herbazal ciénaga	+	-	+		
NUMP_Vegetación costera					
NUMP_cultivo	+			-	
NUMP_pastizal	+	-		-/+	
PR	-	+			-
SDI					+

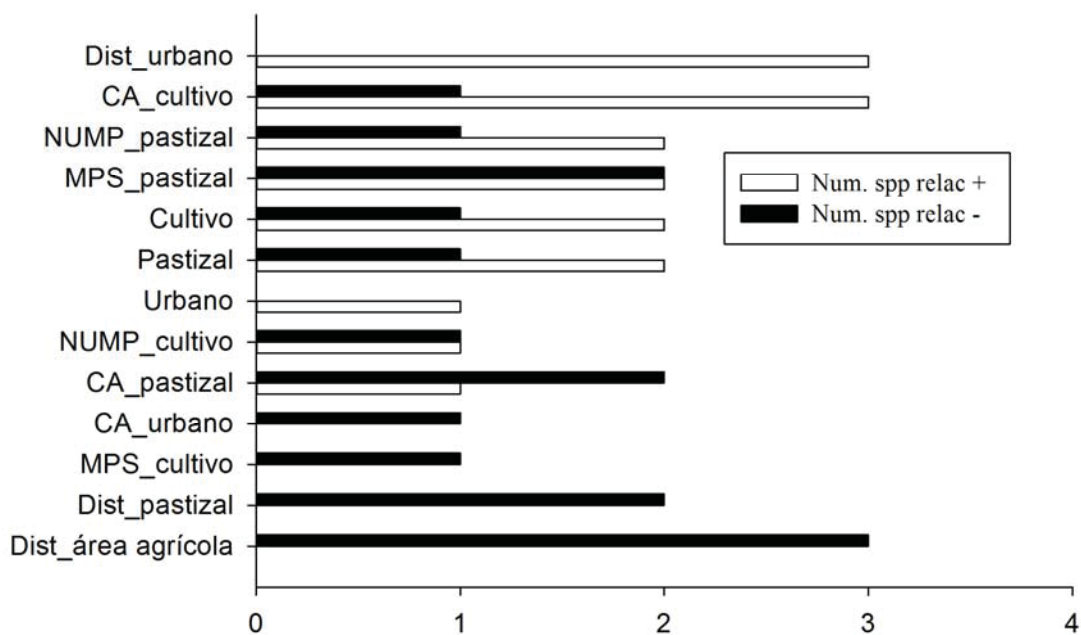
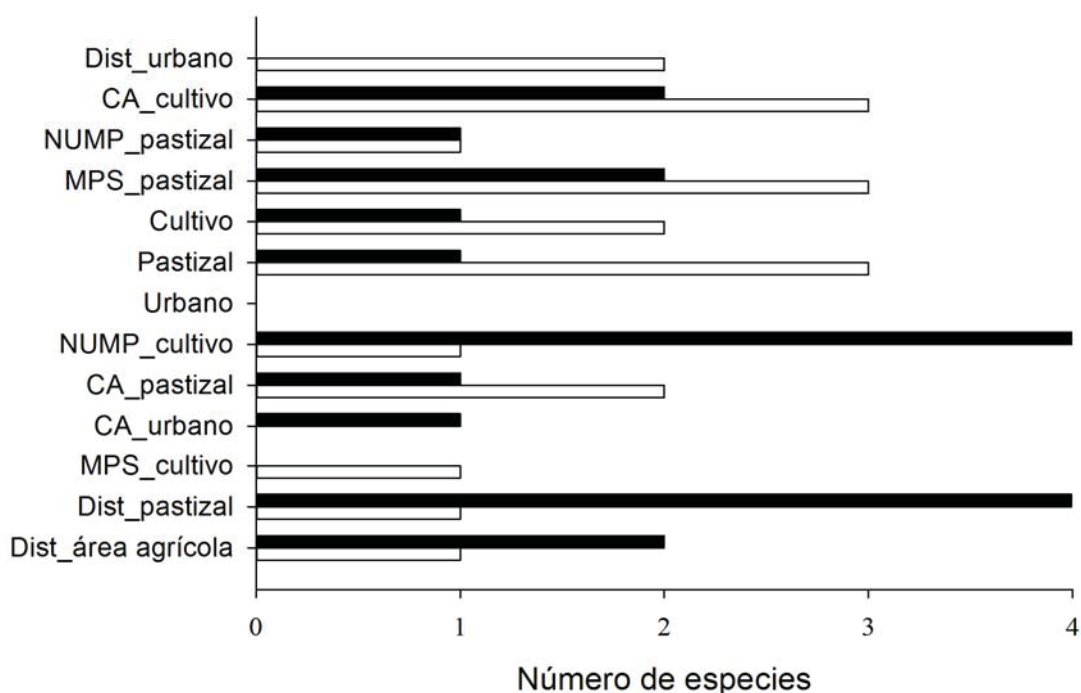
**B**

Figura 14. Número de especies con una relación positiva o negativa con las variables antropogénicas de los modelos de probabilidad de presencia (A) y abundancia (B), construidos para cinco especies de rapaces diurnas en la región norte de Ciego de Ávila, Cuba.

Los modelos de abundancia de las especies tuvieron mayor cantidad de variables significativas respecto a los modelos de probabilidad de presencia. El área de bosque se relacionó negativamente con todas las especies, mientras que el área de herbazal de ciénaga tuvo efecto positivo sobre la abundancia de tres especies (Tabla XXIII). El área de cultivos y el número de parches de herbazales de ciénaga tuvieron una relación significativa positiva o negativa con todas las especies (Tabla XXIII). Las variables categóricas bosque y urbano (que representan el tipo de uso de suelo), así como el índice de forma de los parches de mangle no tuvieron influencia significativa sobre ninguna especie a ninguna escala (Anexo X). El resto de las variables relacionadas con las zonas urbanas si tuvieron influencia sobre las especies.

Las variables relacionadas con las zonas urbanas, que sería la modificación completa de un ambiente, tuvieron relaciones negativas, como por ejemplo el área total urbana. El uso de suelo urbano se relacionó positivamente solo con el modelo de probabilidad de presencia de una especie generalista (*F. sparverius*). Todas las relaciones en los modelos a varias escalas para varias especies con la distancia a zonas urbanas fueron positivas, lo que significa que mientras más distante esté un sitio dado de las zonas urbanas mayor será la probabilidad de presencia o de abundancia de las especies de rapaces. Otra variable antropogénica fue el tamaño medio de los parches de cultivo y se relacionó negativamente con las especies para los modelos de probabilidad de presencia y positivamente para los de abundancia (Tabla XXII; XXIII).

Tabla XXIII. Relación de las variables ambientales y antropogénicas que influyen significativamente ($p < 0.05$) los modelos de abundancia desarrollados para cinco especies de rapaces diurnas de la región norte de Ciego de Ávila, Cuba.

+ = variable con influencia positiva sobre la probabilidad de abundancia de la especie.

- = variable con influencia negativa sobre la probabilidad de abundancia de la especie.

² = existencia de un valor óptimo a partir del cual la relación entre la probabilidad de abundancia de las aves y la variable cambia su tendencia.

Variables	<i>Buteo jamaicensis</i>	<i>Caracara cheriway</i>	<i>Circus cyaneus</i>	<i>Falco sparverius</i>	<i>Pandion haliaetus</i>
Bosque					
Vegetación costera		+			+
Herbazal ciénaga	-	+	+	+	
Manglar		+			+
Laguna	-				+
Pastizal	-	+	+	+	
Cultivo	-	+	+		
Urbano					
CA_Bosque	-	-	-	²	-
CA_Mangle	-	-/+			-/+
CA_Vegetación costera				+	
CA_Herbazal ciénaga		+	²	+	
CA_Cultivo	-	+	+	+/ ²	²
CA_Laguna			+		
CA_Pastizal	-			²	-
CA_Urbano		-			
Dist_Pastizal	-/+	-	-	-	
Dist_Urbano		+	+		
Dist_Hidro		-			
Dist_área agrícola		+/-		-	
Dist_Costa	-		-	-	-
MPS_Bosque		+		+	-
MPS_Mangle		-		+	+
MPS_Herbazal ciénaga		-			²
MPS_Vegetación costera	+	+/-	²	²	
MPS_Pastizal	+	²	-/+	²	
MPS_Cultivo		+			
MSI_Bosque				+	

MSI_Mangle					
MSI_Herbazal ciénaga					
NDVI	-/+ ²				
NUMP_Bosque		+			
NUMP_Mangle				+	+
NUMP_Herbazal ciénaga	-/+	-	+	+	+
NUMP_Vegetación costera		+		+	
NUMP_Cultivo	+/-		-	-	-
NUMP_Pastizal	+			-	
PR	-	+			+/-
SDI			+	-	+

7.6 Anidación

Durante la etapa reproductiva (marzo-julio) se localizaron en el área de estudio 76 nidos de rapaces diurnas, con un esfuerzo de búsqueda de 118 días/hombre y 240 horas/periodo de muestreo. De estos el 44.7% corresponden a nidos de la especie endémica *B. gundlachii* y el 21.1% a *F. sparverius* (Fig. 15). Del total de nidos, el 89.5% fue localizado en zonas naturales y el 6.6% en pastizales de la región (Fig. 16). La información general de los nidos de las especies *C. aura*, *P. haliaetus*, *C. cheriway*, *B. jamaicensis* y *R. sociabilis* se reporta en el Anexo XI.

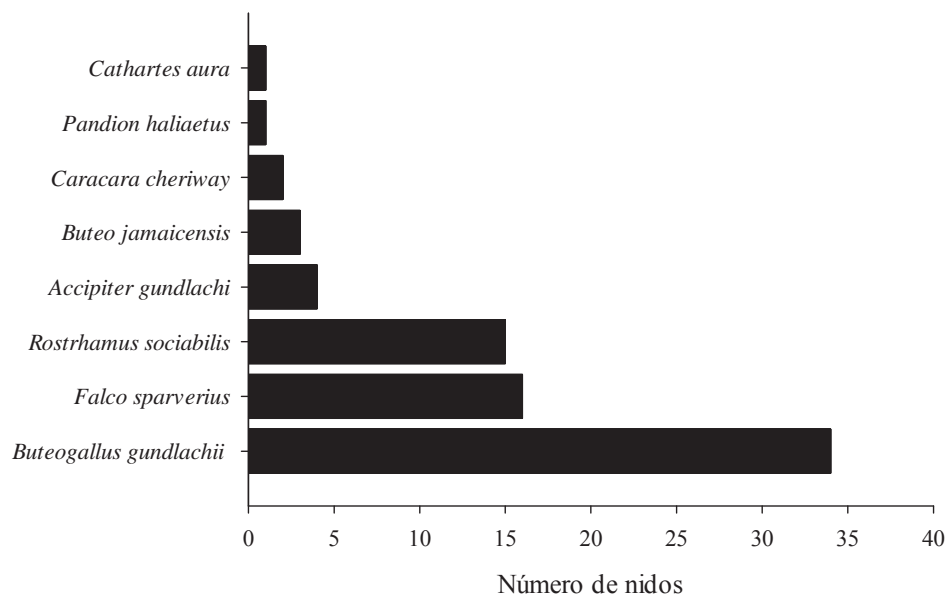


Figura 15. Número de nidos por especies de rapaces diurnas, localizados en la región norte de Ciego de Ávila, Cuba, durante las etapas reproductivas de 2012 y 2013.

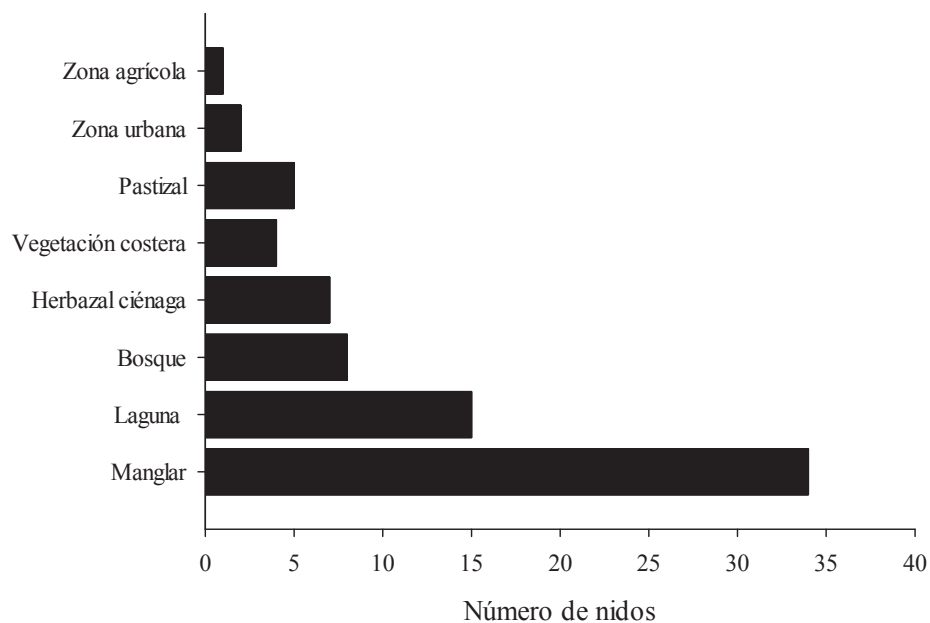


Figura 16. Porcentaje de nidos de rapaces diurnas localizados en diferentes tipos de hábitat definidos en el norte de Ciego de Ávila, Cuba.

7.6.1 *Accipiter gundlachi* (Anexo XII)

Durante los periodos de muestreo en 2012 y 2013 se localizaron dos áreas de anidación y cuatro nidos de *A. gundlachi*. Las dos zonas de anidación estuvieron, una en un área de Cayo Coco (22°26'4,78"N, 78°20'13,10"W) en un sitio sin ningún tipo de protección legal, y la segunda en el área protegida Refugio de Fauna Loma de Cunagua (22°5'25,94"N, 78°27'5,07"W). En la zona de Cayo Coco se ubicaron los nidos directamente. En el segundo sitio se identificó el área por la observación de vuelos nupciales y territoriales realizados por la pareja de gavilanes (Rodríguez-Santana y Viña Dávila, 2012a), así como avistamientos sistemáticos de los individuos en la misma área, pero no se detectó el nido, ni la presencia de volantones o juveniles. El primer nido se detectó el 16 de abril de 2012 en un bosque costero de Cayo Coco al nivel del mar, el cual se encontraba sobre un árbol *Bucida spinosa* (Northrop) Jennings de 10 m de altura, a menos de 20 m de una laguna estacional. El nido contenía cuatro polluelos vivos de aproximadamente 18 – 20 días de edad (estimaciones hechas comparando fotos de pichones de la especie en distintos días durante la etapa de cuidados parentales). El 28 de abril de 2013 se detectaron tres nidos, pero solo uno tenía rastros de actividad reproductiva reciente con un pichón muerto sobre la hojarasca alrededor del árbol. Este nido se encontró dentro de la misma área del nido del año anterior, y estaba a una distancia de 0.3 km del mismo. Los otros dos nidos estuvieron a una distancia de 0.06 y 0.16 km del nido activo del año 2013. Estos estaban deteriorados, pero aparentemente fueron utilizados por la misma pareja de gavilanes en años anteriores. Los tres nidos de 2013 fueron construidos también sobre árboles vivos de *B. spinosa* a una altura promedio de 9.5 ± 1.9 m (rango 8 – 12 m) y con una cobertura del dosel de 92.5%. El diámetro a la altura del pecho de los árboles fue de 1.0 ± 0.4 m (rango 0.6 – 1.7 m). Durante 2012 la productividad de esta pareja de rapaces fue alta, con cuatro volantones que lograron abandonar el nido el 7 de mayo. Para 2013 no se tiene información de la productividad, pero al menos un volantón murió.

La ubicación de los nidos fue cercana a la costa (media = 0.9 ± 0.1 km), y muy cercana a una carretera de tráfico moderado (media = 0.09 ± 0.04 km). Esta zona

de anidación se encuentra a 2.2 km del aeropuerto internacional de Cayo Coco y a < 1 km de lagunas costeras y áreas de manglar. En los dos territorios con presencia confirmada de actividad reproductiva, el 100% del hábitat fue bosque semidecuido sobre suelo de roca caliza a 0.05 km de radio. En un radio de 1 km el 20% del área hacia la región noreste se encuentra modificada por actividad humana asociada al turismo.

El segundo sitio de anidación se localizó en uno de los bosques semidecuidos más importante de la provincia, ubicado sobre roca caliza de la Loma de Cunagua, elevación 338 m.s.n.m. Este sitio se encuentra próximo a asentamientos de campesinos (0.34 km) y áreas de cultivos (0.3 km) y tiene una amplia cobertura de bosques protegidos legalmente. En un radio de 0.05 km predomina la zona boscosa; sin embargo en un radio de 1 km, alrededor del 35% del área se encuentra modificada por áreas de cultivos y asentamientos humanos. En este sitio no se localizó el nido. Sin embargo, podemos afirmar su presencia por el patrón de vuelos territoriales y nupciales diarios observados en la pareja de gavilanes (Brown y Amadon, 1968; Rodríguez-Santana, 2009).

7.6.2 *Buteogallus gundlachi* (Anexo XIII)

Se localizaron 18 territorios con nidos en el 2012, de los cuales cuatro estuvieron ubicados en Cayo Guillermo, nueve en Cayo Coco, dos en Cayo Romano y tres en Cayo Paredón Grande. Durante el 2013, se localizaron 12 nuevos territorios y tres de los territorios del 2013 fueron reocupados. Todos los nidos estuvieron ubicados en el manglar excepto un nido localizado en el bosque semidecuido próximo a la costa.

La mayoría de los nidos fueron construidos por debajo del dosel, en mangles vivos y maduros de *Avicennia germinans* (48.5%) y *Rizophora mangle* (39.4%). La altura media de los nidos fue 5.2 ± 2.0 m (3–10 m, N = 27), mientras que los mangles tuvieron una altura media de 7.8 ± 2.2 m (5–12 m, N = 24) y un DAP medio = 0.6 ± 0.5 m (0.3–2.9 m, N = 27). La cobertura del dosel fue de $51.1 \pm 29.1\%$ (10–100%, N = 27) y la distancia media de los nidos a fuentes de agua fue 54.6 ± 85.9 m.

La distancia media entre nidos para las parejas activas del 2012 fue 24.0 ± 18.6 km (0.09–55.4, N = 18), y la distancia promedio al nido más cercano fue 1.6 ± 2.1 km (0.09–8.8, N = 18). En el 2013, la distancia entre nidos fue menor 20.9 ± 14.6 km (0.36–50.7, N = 15), y al nido más cercano fue similar respecto al 2012 (1.8 ± 2.6 km; 0.36–10.5).

Cerca del 63% de los nidos fueron localizados en áreas de vegetación natural sin disturbios y al menos a 1 km de distancia de las instalaciones turísticas (Fig. 17). Ninguno de los nidos fue localizado en áreas con más del 10% de alteración en el hábitat. Sin embargo, más del 50% de estos estuvieron a una distancia entre 100–400 m de carreteras pavimentadas (Fig. 18).

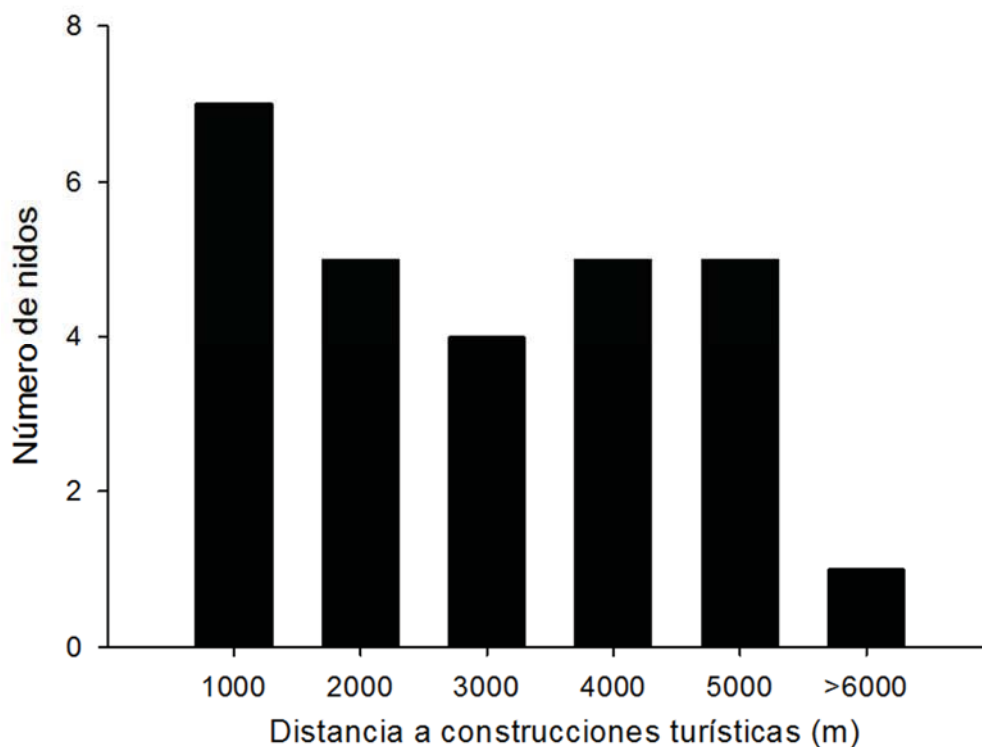


Figura 17. Distancia de los nidos de *Buteogallus gundlachi* a instalaciones turísticas en los cayos del norte de Ciego de Ávila, Cuba.

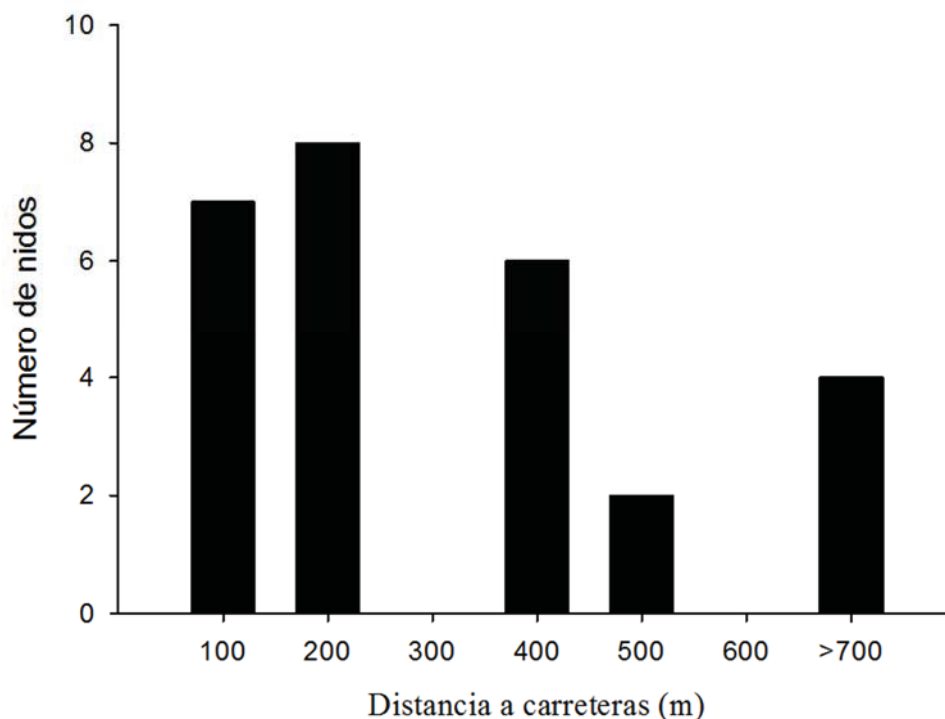


Figura 18. Distancia de los nidos de *Buteogallus gundlachii* a carreteras de los cayos del norte de Ciego de Ávila, Cuba.

7.6.2.1 Parámetros reproductivos

Durante el periodo de estudio, la proporción de parejas que anidaron entre el total de parejas localizadas fue 0.8. La puesta de huevos inició a mediados de marzo hasta principios de junio. Una gran proporción de parejas (39%) puso huevos en mayo. En total, se contaron 41 huevos para un tamaño promedio de puesta de 1.6 ± 0.5 huevos (1–2 huevos) por nido. No se registraron huevos en el 21% de los nidos ocupados ($n = 33$), aunque no se pudo determinar si estos nidos fracasaron prematuramente; *i.e.* antes de la puesta de huevos, o si los huevos fueron puestos y subsecuentemente se perdieron. El éxito de eclosión fue de 0.6 con 1.3 ± 0.5 pichones/nidos. El éxito de los polluelos y el éxito reproductivo fueron 0.8 y 0.5 respectivamente. La productividad por pareja activa fue 0.7 y por pareja exitosa fue 1.2.

7.6.2.2 Selección del sitio de anidación

Diez de las 32 características del paisaje difirieron entre las zonas de nidos y los puntos aleatorios sin nidos (U test, $p < 0.05$). Los sitios de nidos estuvieron próximos a las carreteras, a centros de actividad humana y a la costa, a mayores distancias de los bordes de parches, en áreas con parches más pequeños de bosque pero con un área total de bosques y de vegetación costera mayor que en los puntos aleatorios. Además, la cantidad de lagunas y la irregularidad en la forma de los parches de vegetación costera fueron mayores en los sitios con nidos (Anexo XIV).

Una gran combinación de variables (161) estuvo significativamente correlacionada (Spearman rank correlation, $p < 0.0001$). De un total de 58 variables, 32 (las más relevantes ecológicamente para la especie) fueron utilizadas en el posterior análisis de componentes principales. Se analizaron los resultados de los primeros cinco componentes con una varianza explicada del 47% (Tabla XXIV). Se seleccionaron 14 variables con las mayores cargas entre los cinco primeros componentes (> 10.71) y se usaron en el posterior análisis de regresión logística y en la modelación del nicho ecológico de la especie.

Tabla XXIV. Información general del análisis de componentes principales de variables que caracterizan los sitios de nidos de *Buteogallus gundlachii* respecto a puntos aleatorios en el hábitat disponible de la cayería norte de Ciego de Ávila, Cuba. Se representan las cargas de los componentes (normalizados con la rotación varimax). En negrita y cursiva se resaltan las cargas más altas (>|0.7|) de las variables que representan los componentes.

Métrica	Componentes				
	C1	C2	C3	C4	C5
% Varianza acumulada	10.3	20.3	27.5	38.1	46.7
VARIABLES					
Diversidad del paisaje	0.0	0.4	0.1	0.3	0.7
Índice de forma del paisaje	-0.1	0.8	0.1	0.1	0.3
Riqueza de parches	0.0	0.0	0.0	0.0	0.9
Humedad	-0.8	0.0	-0.2	-0.1	0.4
Variabilidad de la humedad	0.7	0.1	0.1	0.1	0.1
Brillo del suelo	0.8	0.0	0.0	-0.1	-0.1
Variabilidad del brillo	0.9	-0.1	0.1	0.0	0.1
Número de parches de bosque	0.1	-0.1	0.1	0.7	-0.3
Variación del tamaño de los parches de manglar	0.1	0.4	0.7	0.1	0.0
Forma de los parches de mangle	-0.1	0.2	-0.9	-0.1	0.1
Área total de vegetación costera	0.0	0.3	0.1	0.9	0.1
Número de parches de vegetación costera	0.0	0.9	-0.2	-0.1	0.0
Variación del tamaño de los parches de vegetación costera	0.1	0.0	0.1	0.8	0.1
Forma de los parches de vegetación costera	-0.1	-0.2	0.1	0.7	0.1

El primer componente estuvo caracterizado por una alta carga negativa de la variable humedad y altas cargas positivas de las variables variabilidad de la humedad, brillantez del suelo y su variabilidad. Estas variables describieron un gradiente de áreas con muy poca humedad del suelo y la vegetación, gran variabilidad de humedad y brillo de los suelos hasta sitios completamente inundados. El segundo componente se caracterizó por altas cargas positivas del número de parches de vegetación costera y del índice de forma del paisaje, que indica un gradiente de áreas con ausencia de vegetación costera y paisajes regulares simples hacia sitios con numerosos parches de vegetación costera en un paisaje de forma compleja. La variación del tamaño de los parches de mangle y el peso negativo de su forma indica gran variabilidad en el tamaño y formas simples

en una vegetación homogénea, y esto caracterizó al tercer componente. El cuarto componente estuvo determinado principalmente por el peso positivo del número de parches de bosque, el área total de vegetación costera, la variación del tamaño de los parches de esta última formación vegetal y su forma. En este componente se describió un gradiente desde sitios con numerosos parches de bosques, extensas áreas de vegetación costera con parches irregulares de diferentes tamaños hacia sitios dominados por manglares con muy poca proporción de vegetación de costa. Finalmente, el quinto componente estuvo caracterizado por la diversidad del paisaje y la riqueza de parches de todo tipo de hábitat, lo que muestra altos valores en los puntos con alta diversidad y numerosos parches de diferentes tipos de vegetación.

Con estos componentes se construyeron varios modelos de regresión logística ya que los modelos construidos con las variables independientes no fueron significativos. Entre todos los modelos competidores, el mejor modelo logístico incluyó cinco variables: la interacción entre los componentes 1 y 2, 2 y 3, 2 y 4, 3 y 4, 3 y 5 [-2Log(likelihood) = 23.7; AIC = 37.7; Schwarz's Bayesian Criterion = 79.1] (Tabla XXV). Solamente, la primera y última variable del modelo fueron significativas. La estimación de los parámetros del modelo indicó que la probabilidad de encontrar un nido de *B. gundlachii* está influenciada negativamente por la interacción entre la humedad del suelo y la vegetación, la forma del paisaje y el número de parches de vegetación costera. Adicionalmente, la variabilidad del tamaño de los parches de manglar y su forma en interacción con la diversidad del paisaje y la riqueza de parches también tuvieron una influencia negativa. Es decir, que existe mayor probabilidad de encontrar un nido de *B. gundlachii* en sitios húmedos con numerosas lagunas próximas, en paisajes simples con pocos parches de vegetación costera. Además, estos nidos aparecerán en parches de mangle de tamaños similares, con formas simples, más bien circulares, dentro de paisajes de manglar homogéneos, poco diversos y con poca riqueza de otros tipos de hábitat.

Tabla XXV. Estimación promedio de los parámetros del modelo de regresión logística seleccionado por el AIC, que distingue la probabilidad de encontrar nidos de *Buteogallus gundlachii* de los puntos aleatorios en el hábitat disponible de la cayería norte de Ciego de Ávila, Cuba.

Fuente	Valor	Error estándar	Wald Chi ²	Pr > Chi ²
Intercepto	-3.6	1.6	5.3	0.02
C1*C2	-8.7	3.8	5.4	0.02
C2*C3	-2.7	1.4	3.4	0.06
C2*C4	1.8	0.9	3.2	0.07
C3*C4	2.9	1.5	3.6	0.06
C3*C5	-4.1	1.7	5.9	0.01

El modelo logístico fue de buena calidad ($\text{Chi}^2 = 47.6$; $p < 0.0001$). El coeficiente de determinación (Nagelkerke) explica el 80% de la variación y los resultados de la prueba de Hosmer-Lemeshow demostraron un buen ajuste del modelo ($\text{Chi}^2 = 4.4$; $p = 0.8$). El porcentaje de clasificación correcta fue alto para los sitios con ausencia de nidos (90%) y más bajo para los sitios con presencias (87%). La evaluación del modelo fue buena con un valor de AUC = 0.97.

7.6.2.3 Modelo de Nicho Ecológico para el área de anidación

La distribución geográfica potencial del área de anidación de *B. gundlachii* se muestra en la figura 19. El modelo de distribución tuvo un buen desempeño con un AUC para datos de entrenamiento = 0.9 y para datos de prueba = 0.8. Todos los sitios en los cayos donde fueron localizados los nidos de la especie fueron predichos como sitios con alta probabilidad de ocurrencia por el modelo de Maxent. El umbral o línea de corte acumulado (*minimum training presence*) fue 3.2 y el logístico 0.08. Con esta línea de corte no hubo errores de omisión para los datos de entrenamiento y de prueba del modelo, con una fracción de área predicha de 0.64.

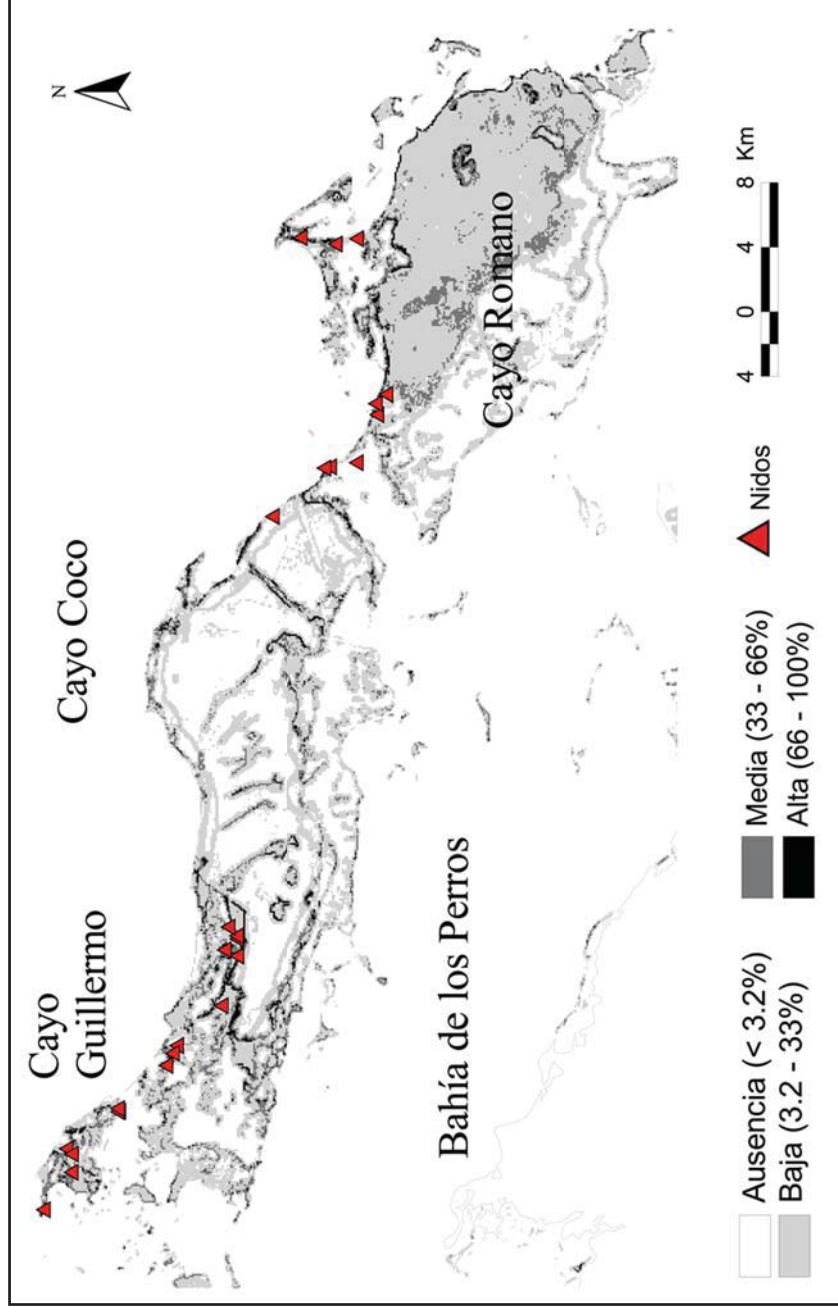


Figura 19. Distribución potencial del área de anidación de *Buteogallus gundlachi* en los cayos del norte de Ciego de Ávila, Cuba. Probabilidad de presencia potencial de los nidos.

El hábitat de anidación de *B. gundlachii* estuvo distribuido próximo a la línea de costa, concentrado fundamentalmente hacia la región este y oeste de los cayos. El modelo predijo un área de distribución potencial estrecha de 556 km² fundamentalmente en el manglar. El área con alta probabilidad de presencia potencial de nidos es de alrededor del 2% de la predicción, mientras que el área con baja probabilidad o ausencia representa el 86%.

7.6.3 *Falco sparverius*

Se localizaron 16 nidos de *Falco sparverius* entre los años 2012 y 2013, de los cuales cuatro estuvieron situados en Cayo Coco, nueve nidos próximos a la costa en la isla principal y dos hacia el humedal interior. Los nidos estuvieron en diferentes hábitat, tanto naturales como modificados. En las áreas abiertas de herbazales de ciénaga se encontró la mayor cantidad de nidos (6), seguido por los pastizales (5), zonas urbanas (2), vegetación costera (2) y áreas agrícolas (1). El 81% de estos fueron construidos en cavidades de palmas muertas a una altura media de 7.6 ± 5.2 (N = 14). Las palmas sustrato de anidación tenían una altura de 9.4 ± 4.9 m con un DAP de 0.8 ± 0.4 m y en promedio 2.3 ± 3.1 cavidades.

El 31% de los nidos estuvieron próximos a zonas boscosas (~ 100 m) y la distancia mínima entre nidos registrada fue de 0.53 km. El mayor porcentaje (56.3%) de estos estuvieron a menos de 100 m de carreteras y cinco nidos estuvieron situados a más de 1500 m.

7.6.3.1 Parámetros reproductivos

Durante el periodo de estudio se observaron nidadas activas desde mediados de febrero hasta finales de mayo con un pico de anidación durante abril (50% de los nidos). Un total de 15 pichones fueron detectados en siete nidos, para un promedio de 2.1 ± 0.9 pichones por nidada (1–4 pichones). No se registraron huevos o pichones en nueve nidos por el acceso limitado a las cavidades o por deterioro de las palmas. Sin embargo, se consideraron como nidos activos por la presencia de la pareja de reproductores en las cavidades, la conducta de defensa del territorio de anidación y de la entrada a la cavidad con alimentos.

7.6.3.2 Selección del sitio de anidación

Veintiocho de las 39 variables con las que se caracterizaron los sitios de anidación de *F. sparverius* fueron estadísticamente diferentes respecto a los puntos aleatorios (U test, $p < 0.05$). De forma general el territorio de los nidos tuvo mayor número de parches de todo tipo de vegetación natural y modificada, pero de menor tamaño respecto al área definida para puntos aleatorios. De igual forma la diversidad de parches y el total de borde de los parches fue mayor en los sitios de nidos. Las variables de total de área, número de parches, tamaño medio de parches y total de borde en el hábitat de manglar fueron mayores en los sitios de nidos. Esta misma tendencia se observó para estas variables en el hábitat de herbazal de ciénaga. Sin embargo, en las áreas de cultivos y pastizales la tendencia fue inversa, observándose valores más altos en los puntos aleatorios (Tabla XXVI). Los nidos estuvieron más distantes de las zonas de cultivos y pastizales que los puntos aleatorios, pero más cercanos a la costa.

Tabla XXVI. Estadísticos descriptivos de las variables que caracterizan los sitios de nidos de *Falco sparverius* y los puntos aleatorios sin presencia de anidación en el norte de Ciego de Ávila, Cuba.

Variables	Nidos		Puntos aleatorios		U	P
	Media	DS	Media	DS		
Riqueza de parches	2.4	1.3	1.7	0.8	310.5	0.08
Número de parches	4.3	3.4	2.0	1.1	334	0.02
Media del tamaño de los parches	43.0	34.7	62.0	30.3	117	0.005
Borde total	7147.1	3025.2	5113.3	962.9	480	<0.0001
Índice medio de forma	1.5	0.5	1.2	0.1	318	0.07
Dimensión fractal media del parche	1.2	0.2	1.0	0.0	449	<0.0001
Índice de diversidad de Shannon	0.6	0.4	0.3	0.3	334.5	0.02
CA_Urbano	6.9	14.9	0.3	1.3	272	0.2
NUMP_Urbano	0.4	0.9	0.1	0.2	272	0.2
CA_Mangle	10.9	22.0	6.8	21.5	326	0.01
NUMP_Mangle	0.8	0.9	0.1	0.4	339.5	<0.0001
MPS_Mangle	9.6	22.2	6.0	20.1	326	0.01

TE_Mangle	1100.8	1167.0	440.0	1329.1	324	0.01
MPFD_Mangle	0.6	0.6	0.1	0.3	348	<0.0001
CA_Bosque	21.9	25.5	14.0	25.0	287	0.2
NUMP_Bosque	1.3	1.7	0.5	0.8	293.5	0.2
MPS_Bosque	17.0	24.9	12.1	23.8	281	0.3
TE_Bosque	1842.1	1701.6	1213.3	1696.2	285	0.3
MSI_Bosque	1.1	1.3	0.5	0.7	302	0.1
MPFD_Bosque	0.6	0.6	0.4	0.5	297	0.2
CA_Herbazal ciénaga	21.5	29.3	3.8	13.9	336	<0.0001
NUMP_Herbazal ciénaga	0.8	0.9	0.1	0.3	343.5	<0.0001
MPS_Herbazal ciénaga	17.3	27.5	3.8	13.9	335	<0.0001
CA_Herbazal ciénaga	12.7	24.7	2.1	11.1	306.5	<0.0001
NUMP_Herbazal ciénaga	0.6	1.1	0.0	0.2	308.5	<0.0001
MPS_Vegetación costera	5.4	10.0	2.1	11.1	304.5	<0.0001
CA_cultivos	5.8	22.3	25.3	39.1	167.5	0.03
NUMP_cultivos	0.1	0.2	0.4	0.6	166.5	0.05
MPS_cultivos	5.8	22.3	25.2	39.2	167.5	0.03
TE_cultivos	213.0	824.9	1360.0	1873.6	164.5	0.02
CA_Pastizal	7.1	22.5	35.5	42.7	152	0.01
NUMP_Pastizal	0.1	0.3	0.5	0.6	156	0.03
MPS_Pastizal	7.1	22.5	33.3	41.9	152	0.01
TE_Pastizal	392.6	1042.8	1866.7	2117.4	147	0.01
Distancia a cultivos	8177.9	7570.6	3567.4	6294.3	372	0.002
Distancia a pastizal	9816.7	10388.0	4594.4	6453.2	332	0.03
Distancia a urbano	3366.0	3026.2	4052.4	3796.9	200	0.4
Distancia a costa	4239.9	7899.1	14919.1	10571.9	99	0.001

Una gran combinación de variables estuvieron estadísticamente correlacionadas (Spearman rank correlation, $p < 0.0001$). De un total de 39 variables, 27 (las más relevantes ecológicamente) fueron usadas para realizar el análisis de componentes principales. Con los dos primeros componentes en el ACP se explicó el 52.9% de la varianza y con los cuatro componentes principales se explicó el 79.4% de la varianza. La selección de variables con los pesos absolutos más altos ($>|0.7|$) por componentes fue usada para el posterior análisis de regresión logística.

Un total de ocho variables fueron seleccionadas entre los dos primeros componentes y representan la métrica del paisaje (Tabla XXVII). El primer

componente estuvo caracterizado por un peso alto positivo de la diversidad del paisaje, el número de todos los parches, de parches de mangle y por la proximidad a las zonas de cultivos. Esto describe un gradiente a partir de áreas con alta diversidad paisajística, con numerosos parches de manglar y de todo tipo de hábitat en los sitios con nidos, mientras que en las áreas de puntos aleatorios contiene zonas completamente naturales o modificadas. Por su parte el segundo componente estuvo caracterizado por altas cargas positivas del área, borde total y tamaño promedio de los parches de bosque en los sitios con nidos, lo que disminuye hacia las zonas de puntos aleatorios (Tabla XXVII).

Tabla XXVII. Valores propios, varianza explicada y carga factorial de los primeros cuatro componentes del ACP realizado con variables de paisaje en sitios con nidos de *Falco sparverius* y en puntos aleatorios de la región norte de Ciego de Ávila. Cuba

Métrica	Componentes			
	C1	C2	C3	C4
% acumulado	31.9	52.9	68.6	79.4
Variables				
NUMP	0.8	0.3	0.0	-0.3
TE	0.7	0.4	-0.1	-0.3
SDI	0.7	0.5	-0.1	-0.2
CA_Mangle	0.6	-0.6	0.0	-0.1
NUMP_Mangle	0.7	-0.5	0.1	-0.2
MPS_Mangle	0.6	-0.6	0.0	-0.1
CA_Bosque	0.5	0.8	0.1	0.0
NUMP_Bosque	0.6	0.6	0.1	-0.1
MPS_Bosque	0.5	0.8	0.1	0.0
TE_Bosque	0.6	0.7	0.2	-0.1
MSI_Bosque	0.6	0.6	0.1	-0.1
CA_Herbazal ciénaga	0.4	0.2	-0.4	0.6
NUMP_Herbazal ciénaga	0.4	0.2	-0.4	0.7
MPS_Herbazal ciénaga	0.4	0.2	-0.4	0.7
CA_Vegetación costera	0.6	-0.5	0.0	-0.3
NUMP_Vegetación costera	0.6	-0.5	0.0	-0.3
MPS_Vegetación costera	0.6	-0.5	0.0	-0.3
CA_Cultivos	-0.4	0.2	0.8	0.0
NUMP_Cultivos	-0.4	0.2	0.8	0.0

MPS_Cultivos	-0.4	0.2	0.8	0.0
CA_Pastizal	-0.5	0.2	-0.7	-0.4
NUMP_Pastizal	-0.4	0.3	-0.7	-0.5
MPS_Pastizal	-0.5	0.2	-0.7	-0.4
Dist_Cultivos	0.7	-0.4	0.3	0.2
Dist_Pastizal	0.6	-0.3	-0.4	-0.1
Dist_Urbano	-0.3	-0.2	-0.3	0.5
Dist_Costa	-0.6	0.4	-0.1	0.0

Entre todos los modelos competitivos construidos con las combinaciones de las variables que representan los primeros dos componentes, el mejor modelo logístico estuvo compuesto por cuatro variables: el índice de diversidad del paisaje, el número de parches de mangle, el área total y borde total de los bosques ($-2\text{Log}(\text{likelihood}) = 35.3$; $\text{AIC} = 47.3$; Schwarz's Bayesian Criterion = 81.3) (Tabla XXVIII). Los parámetros estimados del modelo indicaron que la probabilidad de encontrar un nido está influenciada fuertemente por la diversidad del paisaje y el número de parches de mangle (Tabla XXIX). Es decir, la probabilidad de encontrar un nido aumenta en la medida que el paisaje sea más diverso y que contenga mayor cantidad de parches de mangle.

Tabla XXVIII. Resumen de la selección de variables y mejor modelo logístico entre los posibles modelos competitivos de la probabilidad de presencia de nidos de *Falco sparverius* en la región norte de Ciego de Ávila, Cuba. En negrita se resalta el mejor modelo, con el valor más bajo del AIC.

Variables	-2 Log(Verosimilitud)	Pr > LR	Pr > Score	Pr > Wald	AIC de Akaike
NUMP_Mangle	45.70	0.0	0.001	0.01	51.69
TE/NUMP_Mangle	40.66	0.0	0.001	0.02	48.65
TE/NUMP_Mangle/ MPS_Bosque	37.65	0.0	0.003	0.04	47.64
SDI/NUMP_Mangle/ CA_Bosque/TE_Bos que	35.34	0.0	0.003	0.05	47.34
TE/NUMP_Mangle/ MPS_Bosque/TE_Bos que/ Dist_Cultivos	33.57	0.0	0.005	0.13	47.57

Tabla XXIX. Estimación de los parámetros del modelo logístico que distingue los sitios con probabilidad de presencia de nidos de *Falco sparverius* de puntos aleatorios en el hábitat disponible en el norte de Ciego de Ávila, Cuba.

Fuente	Valor	Desviación típica	Chi-cuadrado de Wald	Pr > Chi ²
Intercepto	-1.83	2.77	0.43	0.510
NUMP	0.000	0.00		
TE	0.000	0.00		
SDI	2.85	1.49	3.69	0.05
NUMP_Mangle	1.23	0.56	4.88	0.03
CA_Bosque	0.05	0.03	3.18	0.07
MPS_Bosque	0.00	0.00		
TE_Bosque	-0.001	0.001	2.59	0.11
Dist_Cultivos	0.00	0.00		

El modelo logístico tuvo una calidad buena (Chi-cuadrado test, Chi² = 24.1; p<0.0001). El coeficiente de determinación de Nagelkerke fue de 0.6 y el resultado del estadístico de Hosmer-Lemeshow demostró bondad de ajuste en el modelo. El modelo clasificó correctamente el 97% de las ausencias, y el 56% de las presencias de nidos según los resultados de la matriz de confusión (Tabla XXX). La calidad del modelo fue intermedia con un AUC = 0.8.

Tabla XXX. Tabla de clasificación para la muestra de estimación del modelo logístico de nidos de *Falco sparverius* en la región norte de Ciego de Ávila.

de \ a	0	1	Total	% correcto
0	29	1	30	96.7
1	7	9	16	56.3
Total	36	10	46	82.6

7.6.3.3 Modelo de Nicho Ecológico para área de anidación

La distribución potencial de las áreas de anidación de *F. sparverius* generada a partir de Maxent se muestra en la figura 21. El modelo de nicho ecológico tuvo un

buen rendimiento con un AUC para los datos de entrenamiento de 0.9 ± 0.03 . Todos los sitios donde se localizaron nidos de la especie fueron predichos por el modelo como áreas con adecuación baja, media y alta para la anidación (Fig. 20). El umbral de corte usado para convertir el modelo probabilístico en un mapa binario de presencia y ausencia fue 0.1, obteniéndose una fracción de área predicha de 0.4 sin errores de omisión para los datos de entrenamiento del modelo.

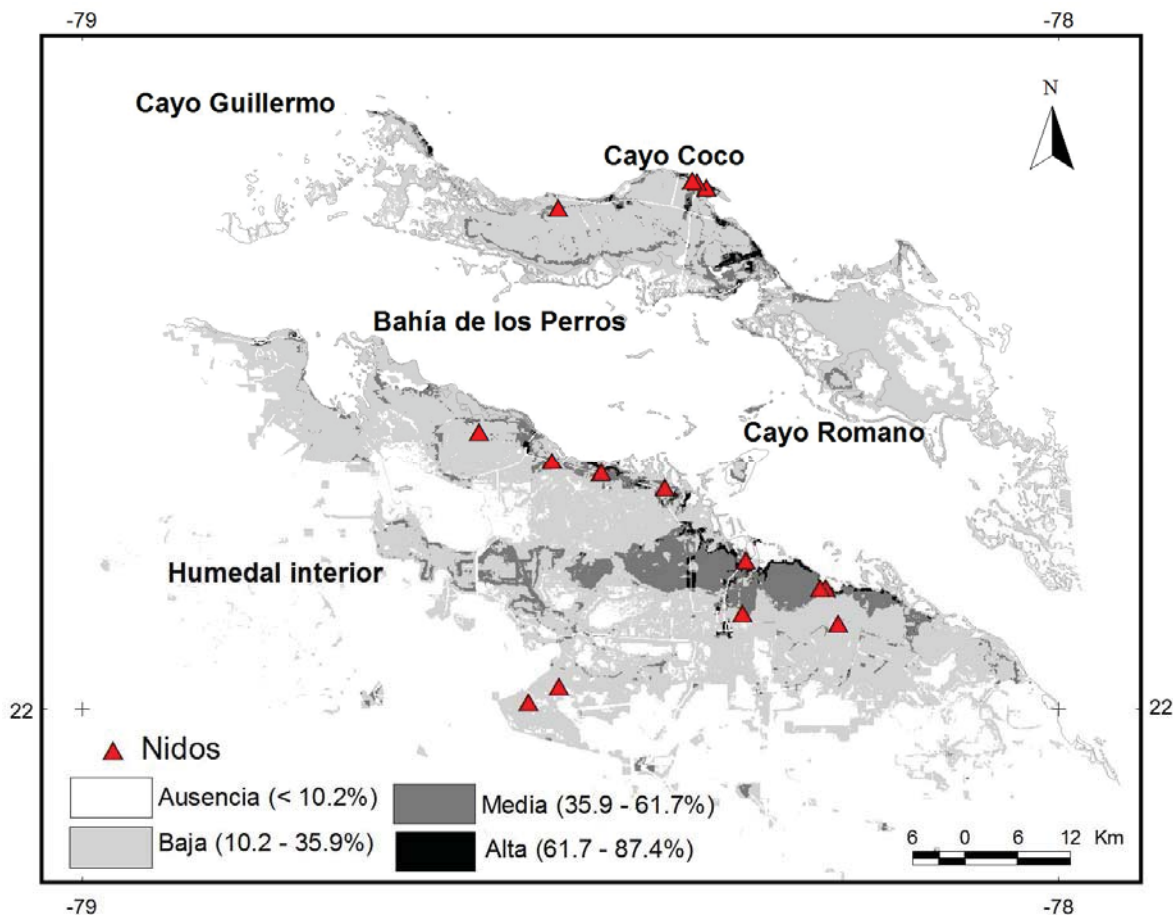


Figura 20. Distribución geográfica potencial del área de anidación de *Falco sparverius* en la región norte de Ciego de Ávila, Cuba. Probabilidad de presencia potencial de los nidos.

El área potencial de anidación de *F. sparverius* se encuentra distribuída en toda el área de estudio, con excepción de la zona sur, fundamentalmente suroeste (Fig. 20). El modelo predijo un área potencial de anidación de alrededor de 2027 km², sobre todo en las áreas abiertas, ya sean naturales o modificadas. El área de

alta probabilidad de ocurrencia por la adecuación de las condiciones del hábitat ocupa el 1.5% del área predicha con alguna probabilidad de presencia y el 0.5% del área total modelada, mientras que el área con baja probabilidad ocupa el 85% del área de presencia predicha y el 30% del área total (Tabla XXXI).

Tabla XXXI. Extensión del área de anidación de *Falco sparverius* por categorías de probabilidad de presencia, predicha a partir de modelos de nicho ecológico en la región norte de Ciego de Ávila, Cuba. Porcentaje estimado en relación al área total modelada.

Categoría	Área (km²)	Porcentaje
Ausencia	3755.6	64.9
Probabilidad baja	1715.6	29.7
Probabilidad media	281.7	4.9
Probabilidad alta	30	0.5

Dos variables (uso de suelo y distancia a la costa) tuvieron más del 50% de contribución relativa al modelo de Maxent para predecir las áreas con distribución potencial de nidos de *F. sparverius* (Tabla XXXII). Además, estas mismas variables tuvieron los mayores valores de ganancia regularizada con el algoritmo de Jackknife. En la figura 21 se muestra cómo la probabilidad relativa de ocurrencia cambia en la medida que varían los valores de las variables uso de suelo y distancia a la costa, denotándose mayor probabilidad relativa de ocurrencia en la zona urbana y hábitat abiertos como los herbazales de ciénaga y la vegetación costera próximos a la línea de costa.

Tabla XXXII. Contribución relativa (%) de las variables ambientales al modelo Maxent de la distribución potencial del área de anidación de *Falco sparverius* en la región norte de Ciego de Ávila, Cuba. En negrita se resaltan los mayores porcentajes de contribución al modelo.

Variables	Contribución (%)	Importancia de la permutación
Uso de suelo	32.4	16.5
Distancia a la costa	24.4	51.6
Área de cultivos	8	14
Riqueza de parches	7.3	0.3
Densidad de carreteras	6	1.8
Área de pastizales	5.4	5.1
NDVI	5.3	1
Cantidad de hábitat adecuado	4.4	3.9
Diversidad del paisaje	2.2	0.4
Distancia a zonas urbanas	1.9	3.3
Distancia a pastizales	1.7	1.8
Área de vegetación costera	0.3	0.1
Distancia a cultivos	0.3	0.1
Área de herbazal de ciénaga	0.2	0.1
Área urbana	0.1	0

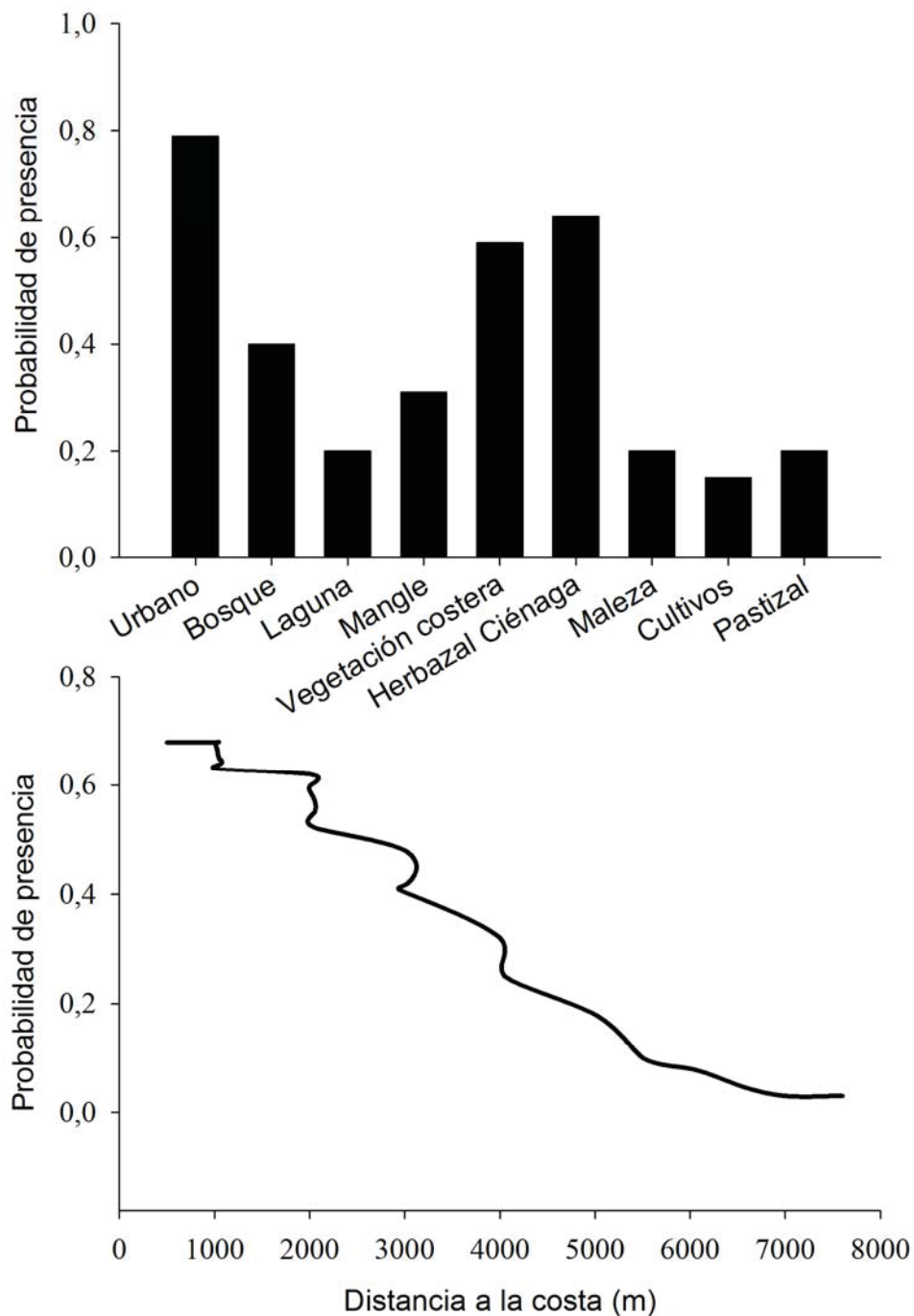


Figura 21. Representación de las variables ambientales más importantes que afectan la predicción de Maxent de probabilidad de presencia de nidos de *Falco sparverius* en la región norte de Ciego de Ávila, Cuba. La curva muestra cómo la predicción logística cambia en la medida que la distancia a la costa aumenta.

7.7 Riqueza de especies y su relación con variables ambientales y antropogénicas

El análisis de la riqueza de especies y las variables ambientales y antropogénicas en conjunto, mostró una relación fuerte de la riqueza en las áreas naturales ($p < 0.02$). Es decir, que la probabilidad de encontrar este patrón al azar en este conjunto de datos es del 2%. Esta relación fue más débil cuando se eliminaron del modelo las variables de distancia a fuentes de disturbio (zonas urbanas, pastizales y zonas agrícolas) y se mantuvieron otras variables antropogénicas (área, número y tamaño de parches de zonas modificadas) ($p < 0.09$). Sin embargo, cuando se construyó el modelo con las matrices que incluían únicamente las variables ambientales relacionadas a la vegetación natural la relación no difirió mucho del modelo anterior (0.08). Es decir, con los datos generales, las variables más influyentes en la riqueza de especies fueron las de distancia a fuentes de disturbio.

Los modelos construidos solamente con datos de áreas naturales difirieron del patrón observado en las áreas modificadas para las escalas de 1 km y 2 km (Fig. 22). En este análisis las relaciones más fuertes y con menor probabilidad de que aparecieran patrones similares por azar se obtuvieron al incluir las variables de distancia a fuentes de disturbio en los modelos M4, M5, M6 y M8 (Fig. 22). El resto de las variables antropogénicas en conjunto con las variables ambientales no mostraron un patrón de relación. Asimismo, los modelos construidos solamente con variables ambientales o solamente con el tamaño de los parches de vegetación natural y la distancia entre ellos tuvieron probabilidades altas de aparecer por azar en las áreas naturales.

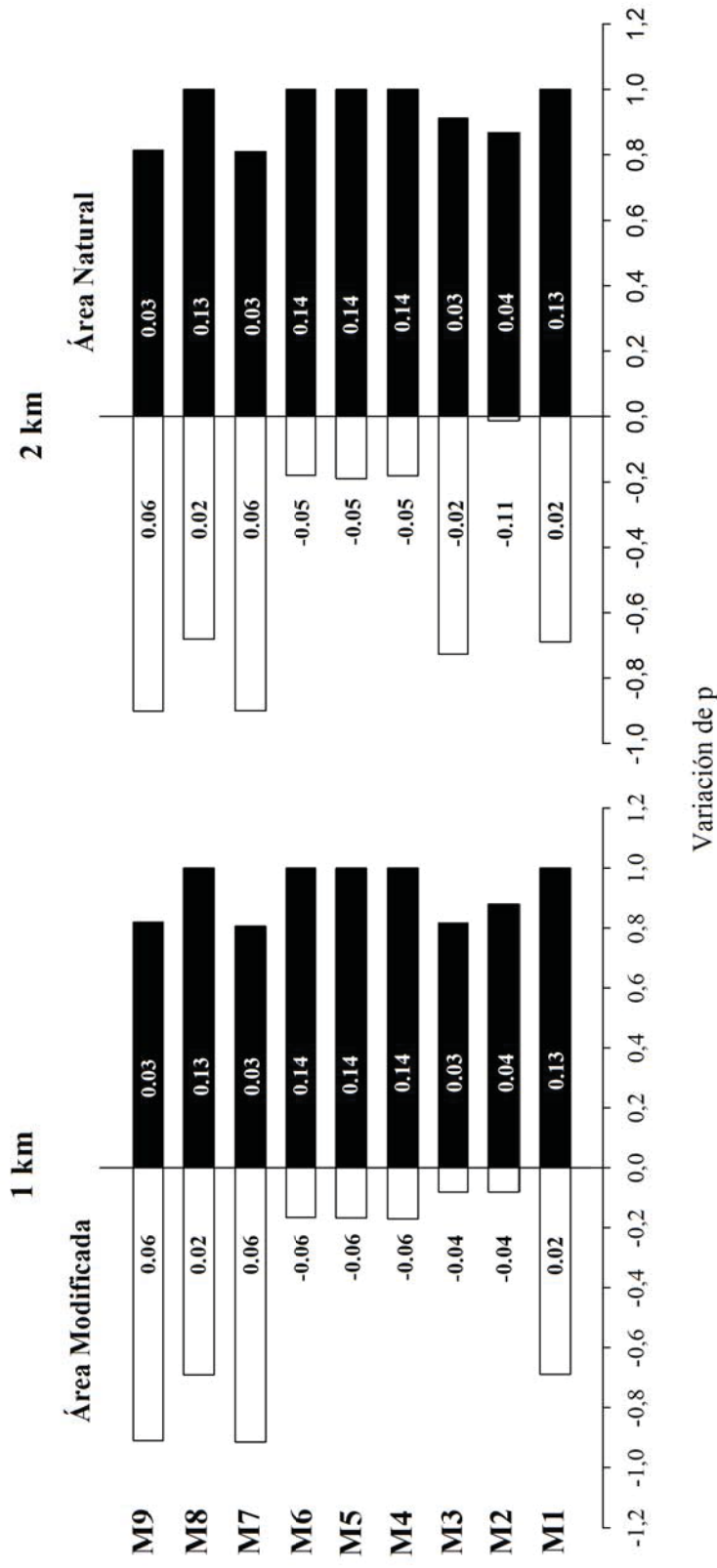


Figura 22. Variación de la probabilidad de encontrar la asociación observada entre la riqueza de especies de rapaces y conjuntos de variables predictoras del tipo ambiental y antropogénicas en áreas naturales y modificadas del norte de Ciego de Ávila, Cuba.

Escalas de estudio: 1 y 2 km. La r de Mantel se muestra dentro de las barras. Barras blancas: área modificada; barras negras: área natural. M: Modelos; M1: todas las variables; M2: Tamaño de parches de vegetación natural y distancia entre ellos; M3: Tamaño de parches de todo tipo de hábitat; M4: Tamaño de parches, cantidad de hábitat natural, distancia a fuentes de disturbio; M5: Cantidad de hábitat natural, distancia a fuentes de disturbio, otras variables antropogénicas (área total, tamaño y número de parches de pastizal, cultivos y zonas urbanas); M6: Tamaño de parches, distancia a fuentes de disturbio, otras variables antropogénicas, área total de vegetación natural; M7: Variables ambientales relacionadas con la vegetación natural; M8: Variables ambientales, distancia a fuentes de disturbio; M9: Variables ambientales, otras variables antropogénicas. Cuando el grupo de variables incluidas en los modelos tiene un efecto significativo la variación de p es menor. Es decir, barras más largas indican relaciones más fuertes.

En las áreas modificadas el patrón de relaciones fue diferente. La riqueza de especies se relacionó con variables ambientales solamente (se excluyen las variables de distancia a fuentes de disturbio) (Fig. 22). No se detectó algún patrón en las relaciones de la riqueza con el tamaño de los parches de vegetación natural y la separación entre estos exclusivamente. Otras variables con peso significativo en las relaciones fueron las de cantidad de hábitat natural.

Estos patrones observados en las escalas menores no se encontraron en un radio de 5 km. En este caso los modelos en áreas naturales y modificadas tuvieron relaciones débiles con variables antropogénicas y naturales (Fig. 23). No hubo distinción entre grupos de variables que disminuyeran la probabilidad de encontrar patrones por azar y no relacionados a efectos del ambiente o de las modificaciones humanas sobre la riqueza de especies.

La extensión espacial afectó el número de variables del paisaje que obtuvieron relaciones significativas con la riqueza de especies. Las variables de mayor peso en estas relaciones funcionaron mejor a escalas pequeñas e intermedias (1 y 2 km), que al parecer son comunes para la respuesta de la riqueza de especies ante la distancia a fuentes de disturbio. Sin embargo, para los 5 km dicha asociación fue muy débil. En este caso, el resto de las variables antropogénicas definieron una relación con el 9% de probabilidad de encontrar este patrón por azar.

De forma general, se puede decir que los patrones de paisajes por debajo de la escala de 5 km que mantengan una cantidad de hábitat natural requerido, pero que contengan heterogeneidad de hábitat modificados próximos, producirán la mayor respuesta positiva de la riqueza de rapaces diurnas.

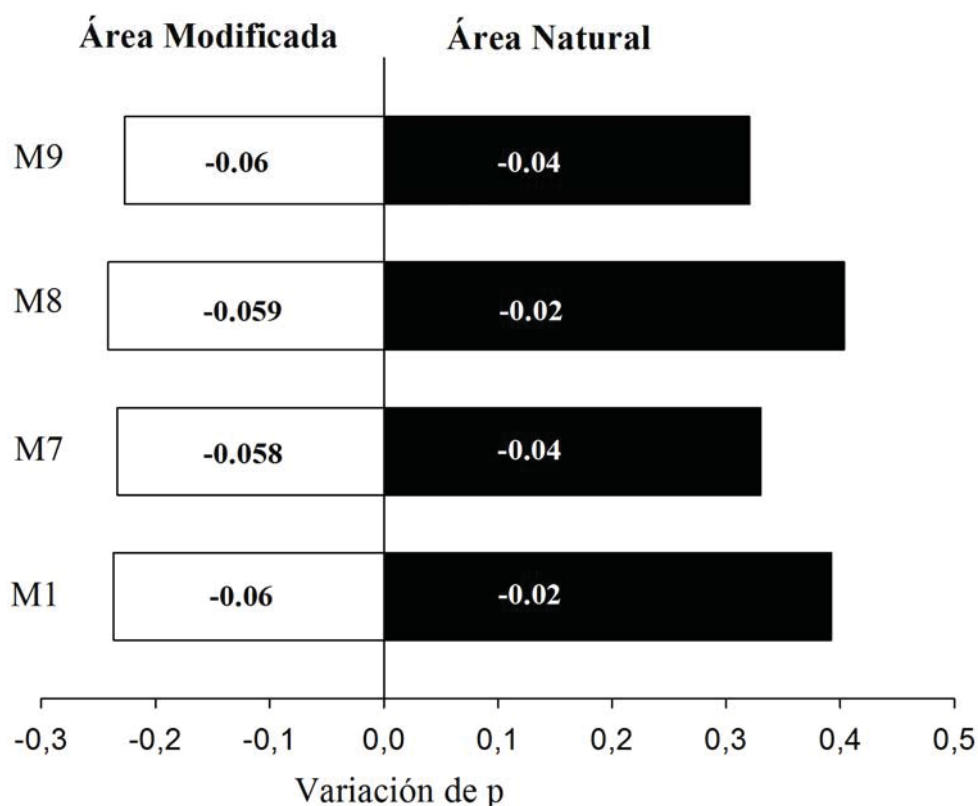


Figura 23. Variación de la probabilidad de encontrar la asociación observada entre la riqueza de especies de rapaces y conjuntos de variables predictoras del tipo ambiental y antropogénicas en áreas naturales y modificadas del norte de Ciego de Ávila, Cuba.

Escala de estudio: 5 km. La r de Mantel se muestra dentro de las barras. Barras blancas: área modificada; barras negras: área natural. M: Modelos; M1: todas las variables; M7: Variables ambientales relacionadas con la vegetación natural; M8: Variables ambientales, distancia a fuentes de disturbio; M9: Variables ambientales, otras variables antropogénicas (área total, tamaño y número de parches de pastizal, cultivos y zonas urbanas). Cuando el grupo de variables incluidas en los modelos tiene un efecto significativo la variación de p es menor. Es decir, barras más largas indican relaciones más fuertes.

7.8 Análisis y propuestas de conservación

7.8.1 Distribución potencial de especies endémicas

Actualmente existen seis áreas protegidas en la región de estudio, que protegen 50% y 92% de la distribución geográfica potencial de las especies endémicas y amenazadas *A. gundlachi* y *B. gundlachii* respectivamente (Tabla

XXXIV). Sin embargo, solamente la Reserva Ecológica Centro-Oeste Cayo Coco (RECOCC) es efectiva en la protección del área de distribución potencial de *B. gundlachii*, a pesar que otras dos áreas incluyen parte de la distribución de la especie dentro de sus límites. Esta área (RECOCC) cubre solamente el 27% de la distribución potencial total de *B. gundlachii*. Tres áreas protegidas (RECOCC, Refugio de Fauna El Venero y Refugio de Fauna Loma de Cunagua) tienen acciones efectivas en la protección de *A. gundlachi* en la zona, aunque otras tres áreas incluyen parte de la distribución de la especie dentro de sus límites. Sin embargo, la protección que brindan las tres áreas efectivas solo alcanza < 30% de la distribución potencial de *A. gundlachi* (Tabla XXXIII). Las especies con distribución amplia y dispersa (*F. columbarius* y *F. peregrinus*) tuvieron los porcentajes más bajos de representación en áreas protegidas y para el especialista de recursos *R. sociabilis* se obtuvo el mayor porcentaje de protección efectiva. Sin embargo, no alcanza el 50% de su distribución.

Tabla XXXIII. Distribución geográfica potencial de cuatro especies de rapaces diurnas en la región norte de Ciego de Ávila, Cuba, a partir del modelado del nicho ecológico. Área (km²) bajo protección del Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Cuba.

Especie	Distribución potencial	Dentro de Áreas Protegidas		Dentro de Áreas Protegidas con administración efectiva	
	Área (km ²)	Área (km ²)	%	Área (km ²)	%
<i>Accipiter gundlachi</i>	896	451.5	50.4	217.4	24.3
<i>Buteogallus gundlachii</i>	703.4	644.5	91.6	189.6	27
<i>Rostrhamus sociabilis</i>	235.5	153.7	65.3	79.8	33.9
<i>Falco peregrinus</i>	3068.2	1228.7	40	276.9	9
<i>Falco columbarius</i>	3629.2	1261.7	34.8	301.5	8.3

Para proteger la mayor extensión posible de la distribución potencial de *A. gundlachi* se identificaron dos posibles extensiones de áreas protegidas hacia el este de RECOCC y al sur del humedal (Fig. 24A). La distribución potencial de *B.*

gundlachii podría ser protegida con la extensión de los límites de RECOCC (Fig. 24B). Además, se recomienda la región oeste como zona prioritaria para los estudios y monitoreo de *A. gundlachi* y se sugieren tres sitios prioritarios para *B. gundlachii* teniendo en cuenta la presencia de numerosos nidos en estas áreas (Fig. 24B).

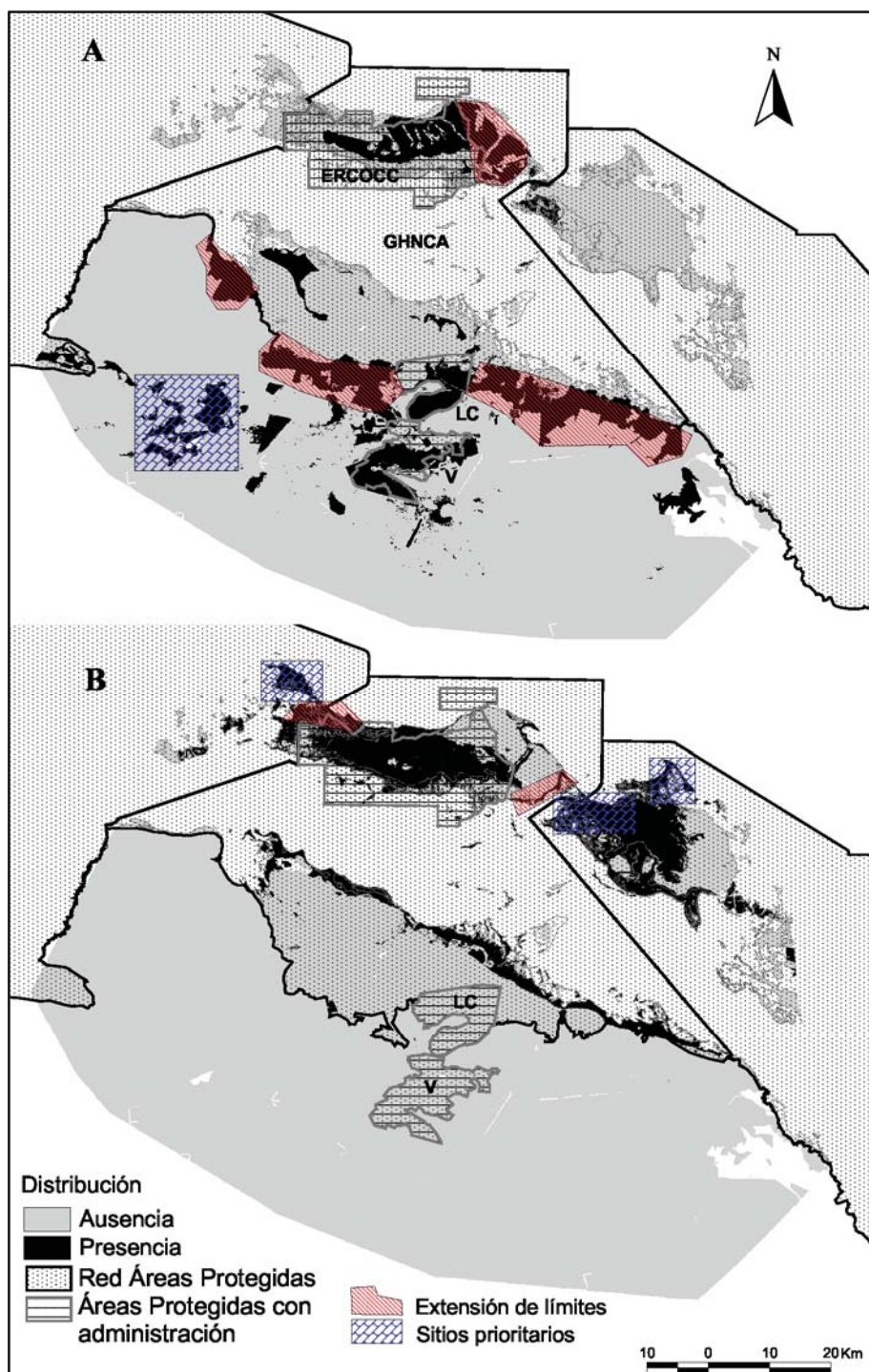


Figura 24. Recomendaciones para la extensión de áreas protegidas y la delimitación de sitios prioritarios para el estudio y monitoreo de rapaces endémicas de la isla de Cuba, basado en la distribución geográfica potencial de estas. A, *Accipiter gundlachi*; B, *Buteogallus gundlachi*. ERCOCC: Reserva Ecológica Centro-Oeste Cayo Coco; GHNCA: Gran Humedal del Norte de Ciego de Ávila, sitio Ramsar; V: Refugio de Fauna El Venero; LC: Refugio de Fauna Loma de Cunagua.

7.8.2 Distribución potencial de áreas de anidación de *Buteogallus gundlachii*

El área de anidación potencial de *B. gundlachii* es protegida en el 78% de su extensión en el área de estudio (Tabla XXXIV). Sin embargo, solo el 32% de la extensión de las zonas con alta probabilidad relativa de presencia de nidos se protege. El 46% restante corresponde a zonas con media y baja probabilidad de presencia.

Tabla XXXIV. Área de la distribución geográfica potencial de nidos de *Buteogallus gundlachii* en la cayería norte de Ciego de Ávila, Cuba, basado en modelos de nicho ecológico. Extensión del área de distribución protegida por el Sistema Nacional de Áreas Protegidas.

Categoría	Área (km ²)	%	Área (km ²) dentro de áreas protegidas	%
Ausencia (< 3.2 %)	307.5	35.6	117.7	38.3
Probabilidad baja (3.2-33 %)	437.2	50.6	98.5	22.5
Probabilidad media (33-66 %)	99.3	11.5	24.1	24.3
Probabilidad alta (66-100 %)	19.3	2.2	6.1	31.6

En este archipiélago se trabaja fundamentalmente con el sector turístico y la empresa de áreas protegidas. El 2% de la distribución potencial de las áreas de anidación del gavián están ocupadas por las instalaciones turísticas y la infraestructura asociada. Nueve (33%) de los nidos de la especie están bajo protección de las áreas protegidas presentes, mientras que el 27% de estos se encuentran cercanos o dentro de zonas de alto riesgo. El 10% y 6% de la distribución de las zonas de probabilidad alta y media de presencia potencial respectivamente coinciden con las regiones de riesgo urbano, mientras que las regiones de riesgo por carreteras ocupan el 23% y 10% respectivamente (Fig. 25).

Actualmente, tres áreas protegidas con administración legal cubren la región de los cayos y protegen el 23% del área de anidación potencial de *B. gundlachii*. Sin embargo, solamente la reserva Ecológica Centro–Oeste Cayo Coco es efectiva en la protección de estas áreas de distribución potencial (Fig. 25). Con la evaluación de riesgos se identificó la potencial extensión de los límites de dos áreas protegidas

(Fig. 25). Se recomiendan dos regiones como sitios prioritarios para el estudio y monitoreo de la anidación de la especie en las áreas protegidas de las regiones este y oeste, que se refleja en el mapa resultante de anidación potencial. Finalmente, se sugiere una reevaluación de las zonas de conservación estricta de la reserva ecológica, de forma tal que cubran las zonas de alta probabilidad de anidación de la especie (Fig. 25).

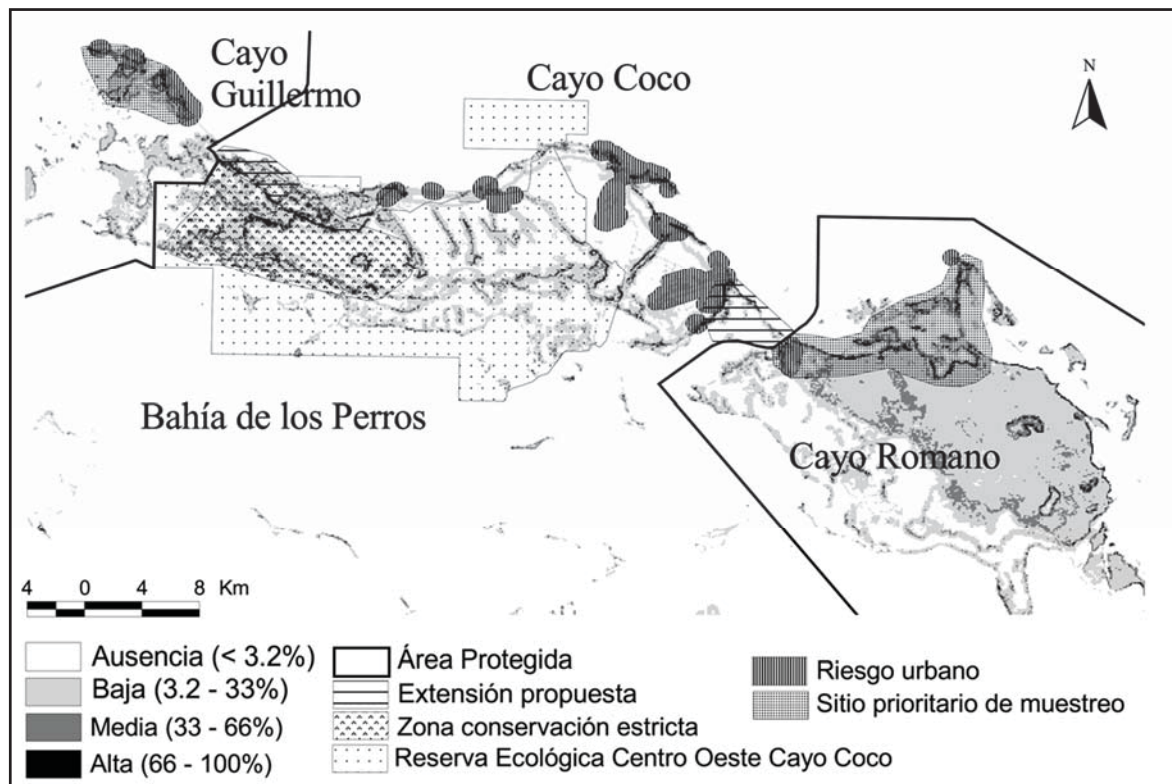


Figura 25. Recomendaciones de extensión de las áreas protegidas actuales y de sitios prioritarios para el muestreo identificados en la distribución geográfica potencial del área de anidación de *Buteogallus gundlachii* en el norte de Ciego de Ávila, Cuba.

8. DISCUSIÓN

Con el objetivo de realizar una discusión integradora del estudio se retoman aspectos de la riqueza de especies y su relación con el ambiente al inicio y al final de la discusión. A lo largo de este apartado se abordan los temas de la abundancia y densidad de las especies, el efecto de la actividad antropogénica sobre la distribución y abundancia de estas rapaces, los patrones de selección de los sitios para anidar, el efecto de la escala en estos resultados y las implicaciones de este estudio para la conservación de las especies amenazadas.

8.1 Riqueza de especies, abundancia y densidad

Para la región del norte de Ciego de Ávila se han reportado 14 especies de rapaces diurnas (Sánchez y Rodríguez, 2000; Parada *et al.*, 2006; Rodríguez-Santana, 2010). En este estudio no se observaron las especies *Buteo platypterus*, *Accipiter striatus* y *Elanoides forficatus*. Las dos primeras especies prefieren hábitat boscosos donde se dificulta su detectabilidad, y las poblaciones residentes viven en regiones aisladas (Rodríguez-Santana, 2009). Su abundancia aumenta durante la migración de otoño (Rodríguez, 2004) que no fue contemplada en el presente estudio, y los registros más frecuentes aparecen hacia el oriente y el occidente de Cuba (Rodríguez-Santana *et al.*, 2003; Rodríguez-Santana, 2010). El hecho de que estas especies no fueron observadas con los métodos de muestreo puede indicar que son especies raras y muy poco abundantes en la región. *Elanoides forficatus* tiene dos rutas migratorias a través de Cuba y el mayor porcentaje de las aves atraviesa el occidente del país (Rodríguez-Santana, 2010), lo que dificulta su detectabilidad en el sitio de estudio. Por lo tanto, la probabilidad de que estas especies sean registradas en el período analizado es baja y se considera que el esfuerzo dedicado a la detección de especies en este estudio fue el correcto y adecuado.

Los estudios de comunidades de aves han reportado diferentes resultados en la relación entre riqueza específica, diversidad y las transformaciones de hábitat (Hill y Hamer, 2004). Algunos muestran que estos parámetros generalmente decrecen al intensificarse la agricultura (Zurita y Bellocq, 2007; Carrete *et al.*, 2009; Butet *et*

al., 2010) y urbanización (Cam *et al.*, 2000; Pavez *et al.*, 2010). Otros estudios muestran los mayores valores de riqueza, diversidad y abundancia cuando existen modificaciones moderadas del hábitat por la actividad humana (Campion, 2004; Lepczyk *et al.*, 2008; Pedrana *et al.*, 2008; Cardador y Mañosa, 2011; Piana y Marsden, 2012). Por otro lado, algunos estudios no han encontrado afectaciones en la riqueza específica por efectos de actividades humanas, lo que sugiere que estos parámetros son mal interpretados como indicadores de los efectos sobre la biodiversidad (Brown *et al.*, 2001; Rodríguez-Estrella, 2007). Contrario a lo predicho en este estudio, los resultados obtenidos para la riqueza específica apoyan la teoría de disturbio intermedio (Connell, 1978; Huston, 2014), la cual establece que los paisajes bajo moderados niveles de intervención humana tienen mayor diversidad de hábitat y de recursos comparados con los paisajes prístinos o los altamente modificados, por lo que albergarán mayor cantidad de especies (Connell, 1978). Probablemente la riqueza de especies puede ser alta en las áreas de cultivos similar a los bosques porque la diversidad del paisaje en estos ambientes previene la exclusión competitiva (Lepczyk *et al.*, 2008), o la relaja por la ausencia de las especies especialistas de hábitat. Estas últimas (*B. gundlachii*, *R. sociabilis*, *A. gundlachi* y *P. haliaetus* en este caso), que mostraron ser afectadas por la degradación del hábitat, probablemente se agrupan hacia zonas naturales porque prefieren sitios más estables donde no haya una disminución rápida de los recursos de hábitat o alimentos preferidos (Julliard *et al.*, 2006). Mientras que las áreas de cultivos sostienen poblaciones de especies generalistas mayormente migratorias.

Las zonas agrícolas y urbanas son “nuevos hábitat” creados por la actividad humana en la vegetación densa relativamente homogénea (Rodríguez-Estrella, 2007). Estos nuevos hábitat parecen ser atractivos para algunas especies de aves dependiendo de la escala de la transformación. Algunos estudios han mostrado que estos nuevos hábitat ofrecen alimentos, estructuras para la anidación y protección contra depredadores (Tella *et al.*, 1996; Rodríguez-Estrella, 2007). Para las especies con mayor tolerancia ecológica a cambios en el ambiente, y facilidades para explotar diferentes recursos alimentarios, la apertura del hábitat y cambios en

el uso del suelo resultan beneficiosos o no le afectan. Por ejemplo, las rapaces de zonas desérticas de Baja California Sur se han beneficiado de los cambios moderados al menos para el forrajeo (Rodríguez-Estrella *et al.*, 1998), con incrementos de sus densidades alrededor de las zonas agrícolas y los pueblos. En estos sitios explotan recursos de forma oportunista como la carroña, los desperdicios o los roedores asociados a los basureros (*e.g.* *C. aura* y *C. cheriway*; Rodríguez-Estrella, 2007). Sin embargo, en el Valle de Sacramento, California, el ensamble de rapaces se ha beneficiado con la heterogeneidad del paisaje como consecuencia del mantenimiento de las zonas agrícolas, pero evitan las áreas desarrolladas y rurales (Smallwood *et al.*, 1996).

Como fue predicho, en Cuba existe un empobrecimiento de la riqueza de especies en áreas urbanizadas, con la presencia solamente de las especies generalistas más abundantes. Se observó un gradiente de especies de rapaces en relación a la variación ambiental, de especialistas/endémicos (*B. gundlachii*, *R. sociabilis*, *A. gundlachi* y *P. haliaetus*) en áreas naturales, “especies intermedias” (*e.g.* *B. jamaicensis*, *C. cheriway*, *F. columbarius*) en zonas de pastos y cultivos, y generalistas (*C. aura*, *F. sparverius*) en áreas completamente modificadas de la isla. Este patrón también ha sido observado en zonas continentales (Julliard *et al.*, 2006). Por ejemplo, en Italia la frecuencia de rapaces diurnas especialistas de hábitat es significativamente más baja en los sectores más urbanizados cuando se realizó este análisis en un gradiente de urbanización. Contrario al patrón mostrado por las especies generalistas, que no cambian su frecuencia a lo largo de este gradiente (Sorace y Gustin, 2009). La urbanización tiende a homogeneizar la fauna nativa urbana, lo que conlleva a una disminución de la abundancia y frecuencia de especies especialistas (Blair, 2001; McKinney, 2006; Devictor *et al.*, 2007). Sin embargo, muchas de las rapaces generalistas que pueden adaptarse a estos nuevos ambientes tienen ámbitos hogareños que se extienden más allá de la vecindad urbana, por lo tanto no necesitan encontrar todos sus requerimientos ecológicos dentro de estas áreas completamente modificadas y utilizan además ambientes menos perturbados y naturales en el paisaje (Chace y Walsh, 2006). Con

frecuencia, los hábitat urbanos son de una calidad mayor que los hábitat rurales para las rapaces adaptadas (Crangan y Horak, 1989), ya que están libres de persecución humana, típica en regiones rurales. Además, se ha documentado que varias especies de halcones responden bien a los ambientes urbanos en parte por tener fuentes adecuadas de alimentos que les permiten utilizar sitios de anidación no comunes (Newton, 1986). Estas especies tienen disponible una gran biomasa de aves pequeñas que se encuentran en estos hábitat artificiales (Newton, 1986; James *et al.*, 1987). Entre estas especies, *Falco peregrinus* y *F. sparverius* tienen un éxito reproductivo alto en dichos ambientes (Cade *et al.*, 1996; Berry *et al.*, 1998).

Es de remarcar que especies que en la isla de Cuba no se asocian del todo a las zonas urbanizadas, tienen un patrón distinto de asociación a la actividad antropogénica en el continente, en Norteamérica por ejemplo. Por ejemplo, *Buteo jamaicensis* ha respondido positivamente al aumento de las poblaciones de mamíferos pequeños asociados a la actividad humana (Chace y Walsh, 2006), mientras que *Pandion haliaetus* se adapta a los ambientes urbanos cuando las poblaciones de peces son altas en zonas aledañas, la persecución es baja (Spitzer *et al.*, 1985) y hay disponibilidad de sustratos de anidación artificiales (Henny y Kaiser, 1996).

La restricción espacial de las especies endémicas y las especialistas y su baja presencia y abundancia en ambientes modificados, en adición al incremento de abundancia de las especies generalistas en las comunidades, son parte del proceso global de homogenización biótica (McKinney y Lockwood, 1999; Devictor *et al.*, 2007), y de los efectos indirectos que provocan los cambios en la abundancia y composición de los ensamblajes sobre especies particulares (Feeley y Terborgh, 2008). Este proceso puede agravarse en condiciones de insularidad, donde las especies endémicas y especialistas han evolucionado en estrecha relación y han desarrollado requerimientos de hábitat altamente especializados, donde hay poca o limitada disponibilidad de hábitat, además de la fragilidad de los ecosistemas insulares. Bajo estas condiciones de insularidad, los cambios en el uso del suelo podrían suponer amenazas mayores para las rapaces especialistas de hábitat,

bastante mayor a lo que se observa en continente. Por tanto, las rapaces endémicas no lidian positivamente con los cambios de hábitat en la isla de Cuba.

Las variaciones de la abundancia entre las diferentes etapas estuvieron dadas por el incremento del número de individuos migratorios que usan los ecosistemas de Cuba como sitios de invernada. Es por ello que la similitud en la composición de aves rapaces entre temporadas disminuye para los hábitat que son más utilizados por las especies migratorias en la temporada no reproductiva, como las zonas de pastizales y cultivos. En el caso de *F. sparverius*, que se beneficia de la modificación del hábitat ya que caza en áreas abiertas, la alta abundancia y densidad observada en áreas modificadas durante la etapa no reproductiva fue probablemente consecuencia de la presencia de individuos migratorios. Los migrantes desplazan a los residentes de sus áreas de alimentación preferidas (Bildstein, 2004). Por tanto, los residentes usan fundamentalmente las áreas naturales mientras que los individuos migratorios usan las áreas modificadas. Los residentes permanentes podrían usar, probablemente, una mayor diversidad de hábitat para el forrajeo durante la etapa no reproductiva. Durante la reproducción, los cernícalos usan principalmente sus hábitat preferidos. En el caso de *P. haliaetus* las poblaciones aumentan en abundancia igualmente con la llegada de los individuos de *P. h. carolinensis* durante la etapa migratoria (alrededor del 15% de la población reproductiva de Norteamérica; Rodríguez-Santana *et al.*, 2014). Otro ejemplo de especies beneficiadas con el cambio de uso de suelo en Cuba, además de *F. sparverius*, es *Cathartes aura* y *Circus cyaneus*, las cuales ganan nuevas oportunidades de hábitat con el desarrollo de la agricultura y las infraestructuras asociadas.

Los efectos benéficos de la fragmentación del hábitat y cambios moderados de uso del suelo para estas especies han sido reportados también para otras zonas tropicales tales como el bosque atlántico al sur de Brasil y el bosque Paranaense en Argentina (Loures-Ribeiro y dos Anjos, 2006; Zurita y Bellocq, 2007). Un patrón similar ha sido registrado en ambientes desérticos (Rodríguez-Estrella *et al.*, 1998; Tinajero y Rodríguez-Estrella, 2012) y neárticos (Paprocki *et al.*, 2015). Las

especies con altos valores de densidad y abundancia en las zonas modificadas y con amplia distribución, podrían considerarse como “especies ganadoras” en un mundo de cambio (McKinney y Lockwood, 1999; Cardador *et al.*, 2011). Las consecuencias potenciales de esta expansión de especies ganadoras deberían ser tomadas en cuenta para asegurar la conservación de la biodiversidad en general. Probablemente, en el escenario actual de cambio global y homogenización biótica, el establecimiento y expansión de algunas especies que se benefician de los cambios antropogénicos puede representar una amenaza importante para otras especies más sensibles al hombre que serían competidores superiores en ambientes más naturales pero no siempre en áreas transformadas (Didham *et al.*, 2007; Carrete *et al.*, 2010). Se ha propuesto que la superabundancia o expansión de especies nativas podría tener impactos similares que los causados por especies exóticas invasoras (Carrete *et al.*, 2010; Cardador *et al.*, 2014a). Es por ello que los efectos potenciales de la expansión de especies nativas sobre otras especies nativas es un factor adicional que debe ser analizado a profundidad en los estudios ecológicos actuales.

Existen estudios en la región Pampeana de Argentina y al norte de Perú, en los que *F. sparverius*, contrariamente a lo esperado, tiene pocas detecciones y baja abundancia en relación al incremento de la agricultura en el paisaje (Filloy y Bellocq, 2007; Piana y Marsden, 2012). Probablemente la velocidad de estos cambios en el paisaje ha sido muy acelerada, así como la extensión de la pérdida de hábitat natural. Esto conlleva a declives poblacionales de la especie cuando se extralimita su umbral ecológico, lo que limita su tolerancia a este tipo de variaciones rápidas.

Las observaciones de *Rosthramus sociabilis* solamente en áreas naturales, contrasta con la respuesta positiva de la especie en paisajes agrícolas y ganaderos de la región Pampeana de Argentina (Filloy y Bellocq, 2007) y a la expansión de su distribución en la costa del Pacífico de México (Hernández-Vázquez *et al.*, 2013). La distribución de esta especie está condicionada a la presencia de caracoles del género *Pomacea* (Estela y Naranjo, 2005), su principal fuente de alimentación. Dentro de la región de estudio en Cuba, este caracol se localiza en los herbazales

de ciénaga inundados, lagunas interiores someras y estanques artificiales de cultivo de alevines, donde los gavilanes fueron observados y han sido reportados previamente (Fortes y Denis, 2013b).

En este estudio, la densidad de *Caracara cheriway* no estuvo relacionada positivamente con el porcentaje de áreas de agricultura y pastizales, como ha sido reportado para ecosistemas áridos, templados y tropicales (Filloy y Bellocq, 2007; Rodríguez-Estrella, 2007). En la Florida, *C. cheriway* se beneficia en las tierras ganaderas, importantes para su conservación ya que tienen mayor productividad y reciclaje de nutrientes que las zonas naturales, ocasionado por la fertilización y el pastoreo (Morrison y Humphrey, 2001). Contrario a estos resultados, en Cuba *C. cheriway* tuvo mayor densidad en áreas naturales y este patrón es similar a la tendencia observada en otras regiones Neotropicales como Argentina (Carrete *et al.*, 2009). Estos resultados son insuficientes aún para explicar los procesos causantes del patrón observado en poblaciones insulares de esta especie conocida por su presencia en ambientes modificados. Se debe estudiar con profundidad el efecto que tiene la actividad humana sobre las poblaciones de *C. cheriway* en condiciones de insularidad en el Neotrópico para de esta forma entender las diferentes respuestas que tienen las poblaciones insulares comparado con su contraparte continental.

El grado de tolerancia de las especies a hábitat abiertos y zonas agrícolas es un factor clave para entender las características biológicas que les permiten persistir en ambientes degradados e identificar las especies que podrían enfrentar la extinción. Las especialistas son fuertemente afectadas y podrían desaparecer rápidamente en estos ambientes, como consecuencia de su baja tolerancia ecológica. Las generalistas pueden explotar los ambientes modificados. Sin embargo, los cambios en el hábitat pueden afectar su persistencia a lo largo del tiempo: cuando el hábitat adecuado se reduzca drásticamente y se exceda el umbral de tolerancia ecológica, sus poblaciones pueden decrecer dramáticamente (Campion, 2004; Huggett, 2005; Butet *et al.*, 2010; Pavez *et al.*, 2010). En este estudio insular, varias especies generalistas como *C. cheriway*, *C. cyaneus* y *F.*

peregrinus estuvieron ausentes de las áreas urbanizadas. Solamente dos especies (e.g. *C. aura*, *F. sparverius*) son capaces de persistir en este ambiente.

En general, las respuestas especie-específicas a la transformación de los hábitat son variadas y dependientes del contexto (Sergio *et al.*, 2008), y son afectadas fuertemente por la capacidad de carga, la complejidad de las cadenas alimentarias y la presión humana (Ray, 2005). Cerca del 73% de las especies de rapaces registradas en este estudio fueron afectadas positiva o negativamente por el cambio de uso de suelo; el 37% tuvo una alta dependencia a los ambientes naturales y una baja capacidad para utilizar las áreas modificadas (e.g. endémicas). La alta proporción de especies afectadas en un ambiente insular, resaltan el impacto de la expansión humana sobre los hábitat naturales, amenazando la persistencia de estas especies a largo plazo. Estas amenazas inciden de forma más intensa sobre las especies residentes, fundamentalmente las especialistas de recursos (hábitat o dieta), en correspondencia con la primera hipótesis de este estudio. Este patrón se repite en otros estudios en selvas tropicales donde se presentan más especies especialistas (Thiollay, 1989, 1996; Jullien y Thiollay, 1996; Zurita y Bellocq, 2007). En contraste, para las selvas tropicales de Guatemala las transformaciones moderadas del hábitat han aumentado la diversidad y abundancia de especies de rapaces (Vannini, 1989), semejante a lo que sucede en ecosistemas templados. Probablemente las comunidades de rapaces en regiones templadas contienen más especies generalistas, mientras que las tropicales son especialistas de bosques con poca amplitud de nicho y con un bajo grado de tolerancia a las transformaciones de hábitat (Thiollay, 1996).

8.2 Distribución y abundancia de las rapaces: efectos de variables ambientales y antropogénicas

8.2.1 Especies endémicas y especialistas

Como fue predicho en este estudio, las especies especialistas tuvieron una distribución restringida, afectada fundamentalmente por la actividad humana que ha reducido los ambientes naturales. Los resultados de distribución concuerdan con las características ecológicas de las especies, reportadas previamente (e.g. Garrido

y Kirkconnell, 2000; Wiley y Garrido, 2005; Rodríguez-Santana, 2009; Rodríguez-Santana y Viña Dávila, 2012a, b; Fortes y Denis, 2013a). Por ejemplo, *Buteogallus gundlachi* tiene hábitos especializados y una distribución restringida y fragmentada con una concentración alta de individuos a lo largo del archipiélago Sabana-Camagüey (cayerío norte del centro de Cuba). Sus hábitat incluyen el borde de humedales costeros y marismas, saladares, humedales, playas, manglares (Garrido y Kirkconnell, 2000) y ha sido observado también en sabanas de arenas blancas de Los Indios, Isla de la Juventud (Wiley y Garrido, 2005) y en bosques semidecíduos alrededor de las zonas costeras (Rodríguez-Santana y Viña Dávila, 2012b). Estas características ecológicas ayudaron a entender cómo las variables utilizadas para construir los modelos afectaron la predicción de la distribución potencial. Por ejemplo, una corta distancia a la costa y a zonas urbanas influyen sobre la presencia y abundancia de *B. gundlachi*; es decir, la distancia a la costa se relaciona con el tipo de vegetación que frecuenta esta especie, lo que puede determinar la cantidad de alimento disponible para estas aves (e.g. Wiley y Garrido, 2005).

Accipiter gundlachi es una rapaz de hábitat boscosos fundamentalmente, y coincide con los resultados del modelo que indica que las variables presencia de bosque y forma de los parches de bosque son las variables que más influyen en el modelo de distribución potencial. Esta especie ha sido registrada en todas las regiones de Cuba, aunque se han logrado identificar nueve núcleos poblacionales fragmentados (Sierra del Rosario, Ciénaga de Zapata, Sierra de Najasa, Montañas de Guamuhaya, Delta del Cauto, Grupo Maniabón, Gibara, Sierra Maestra y Nipe-Sagua-Baracoa) donde habita en una variedad de bosques (Rodríguez-Santana y Viña Dávila, 2012a). Frecuenta los bordes de bosques, ciénagas, bosques costeros y montañosos por debajo de los 1100 m de elevación (Rodríguez, 2004). Su presencia en los bordes de los bosques puede estar relacionada con las facilidades de caza y la disponibilidad de presas, así como con el decrecimiento del tamaño de estos parches por la pérdida de hábitat adecuado para la especie. Así, los sitios con parches de bosque con formas de poca complejidad y poco tamaño de borde, como indica el modelo, tienen altas probabilidades de ocurrencia en la zona de estudio.

Si estos parches de hábitat adecuado son muy pequeños (<1.44 km²; Rodríguez-Santana, 2009), con formas muy complejas geométricamente que aumenten el efecto de borde más allá del umbral ecológico que soporta la especie, entonces la probabilidad de ocurrencia será muy baja o nula.

Actualmente, la pérdida de cobertura de los bosques, la fragmentación del hábitat y los cambios en el uso de los suelos han afectado profundamente el estado poblacional de 32 especies de aves en Cuba (BirdLife International, 2008), que alcanzan las categorías más riesgosas de la Lista Roja de la UICN. Esta pérdida de hábitat y fragmentación resultante de la tala de bosques y del cambio de uso de suelo ha afectado no solamente a las rapaces endémicas por la conversión de los bosques en plantaciones, sino que ha conllevado a una disminución de la disponibilidad de presas para estas especies. El cambio del uso de suelo por el desarrollo económico, la expansión de la industria turística, la urbanización y la agricultura afectan negativamente la condición de las poblaciones de *B. gundlachii* y *A. gundlachi* a nivel local y regional. Estas especies pueden usar, ocasionalmente, hábitat modificados para forrajear; sin embargo, las áreas de anidación y una reproducción exitosa necesitan de áreas grandes de hábitat naturales con poco disturbio humano.

El especialista *R. sociabilis* tiene muy poca área de distribución en la región de estudio. Esta distribución modelada coincide con zonas de anidación de la especie reportadas previamente por Fortes y Denis (2013a) en las lagunas interiores del humedal. Estas lagunas estuvieron caracterizadas por la presencia de plantas acuáticas como el nenúfar (*Nymphaea odorata*) y el macío (*Typha* spp.), y coinciden con las descritas en la literatura (Sykes, 1979, 1983b, 1987b). Las características del área se deben relacionar con la abundancia de *Pomacea* (Sykes, 1979, 1987a) y con la efectividad del método de pesca del gavilán en los espejos de agua (Snyder y Snyder, 1969; Beissinger, 1983).

Aunque esta especie está clasificada como localmente común en Cuba y tiene una distribución amplia en América, ha sido considerada como amenazada en muchas zonas de su rango de distribución y estuvo a punto de extinguirse en los

humedales de la Florida (Rodgers *et al.*, 1988). *Rostrhamus sociabilis* combina una elevada especialización trófica y una fuerte dependencia a los frágiles ecosistemas de humedales de agua dulce, lo cual la hace más vulnerable (Sykes, 1983a). Si a estas limitantes ecológicas se le añaden las alteraciones en los regímenes de agua, producidos tanto por la actividad del hombre como por los cambios climáticos, y la introducción relativamente reciente de la claria (*Clarias gariepinus*), pez exótico depredador que pone en peligro las poblaciones de *Pomacea* spp. (alimento principal en la dieta del gavilán; Gundlach, 1876), convierten al Gavilán Caracolero en una especie de interés conservacionista especial en Cuba (Fortes y Denis, 2013a).

8.2.1.1 Patrón espacial de abundancia de una especie especialista

Buteogallus gundlachii es un endémico amenazado pero común en el área de estudio. Las áreas con mayores valores de abundancia (> tres individuos) predicha coinciden con sitios abiertos de manglares ralos y achaparrados, donde con frecuencia se observan a más de un individuo sobre perchas cercanas en la búsqueda de presas. Esta zona coincide también con sitios de anidación, y se han localizado a más de tres nidos en un área menor a los 4 km². Estos sitios donde con frecuencia se observan a más de un individuo de la especie tienen lagunas someras donde las aves despliegan un vuelo de caza pasivo desde perchas de mangles de baja talla o desde el suelo. Este tipo de hábitat permite que las presas (e.g. cangrejos) sean capturadas en un ángulo de vuelo bajo, agarrando la pieza y continuando a una percha cercana, o el ave aterriza cerca de la presa y la acecha caminando.

Por otra parte, estos resultados ofrecen un apoyo empírico a las ideas que sustentan la teoría de nicho ecológico (Hutchinson, 1957). En esta se plantea que las condiciones óptimas para las especies son encontradas hacia el centroide de su nicho ecológico multidimensional, donde la tasa de muerte es minimizada y la de nacimiento maximizada, por lo que la abundancia bajo estas condiciones debería ser máxima (Maguire Jr., 1973).

8.2.2 Especies especialistas y generalistas

Como fue predicho en este estudio, las diferentes intensidades de actividad humana y fragmentación modificaron, de manera diferencial, la respuesta de las especies en cuanto a su distribución y abundancia. La respuesta de las especialistas ante la modificación de los ecosistemas fue negativa, asociándose su presencia y abundancia a ambientes naturales principalmente y siendo más sensibles a la pérdida de hábitat adecuado en el paisaje. Estos resultados son consistentes con el patrón general de declive de especies especialistas y raras que enfrentan procesos de extinción bajo escenarios de modificaciones intensas del hábitat (*e.g.* Lent y Capen, 1995; Davies *et al.*, 2004; La Sorte, 2006; Ferraz *et al.*, 2007; Webb *et al.*, 2007), mientras que las generalistas y comunes aumentan sus tamaños poblacionales y rangos geográficos y pueden lidiar con cambios rápidos en el ambiente (Muñoz *et al.*, 2013).

Varios estudios han encontrado que las rapaces difieren en su respuesta a la modificación de los hábitat naturales en agroecosistemas (Tella *et al.*, 1996; Herremans y Herremans-Tonnoeyr, 2000; Donázar *et al.*, 2002; Martínez *et al.*, 2003). La respuesta no es uniforme ya que depende de las características particulares de cada especie, como el tamaño del cuerpo, los hábitos de alimentación y reproducción, y la capacidad de dispersión. Estas características también determinan la escala espacial de cualquier respuesta, con los consiguientes efectos en la estructura de la comunidad. Por ejemplo, los especialistas de hábitat en los bosques tropicales son más vulnerables a la transformación del hábitat respecto a las especies que habitan en las regiones áridas y templadas, que pueden responder positivamente a los cambios en el uso del suelo y la fragmentación del hábitat (Rodríguez-Estrella *et al.*, 1998; Rodríguez-Estrella, 2007). Por el contrario, las rapaces que anidan en el suelo se ven afectadas negativamente por el cambio de la cobertura en los pastizales (Sánchez-Zapata *et al.*, 2003). En las sabanas africanas occidentales, las mayores poblaciones de rapaces paleárticas y afrotropicales son sostenidas por las praderas y los bosques que las rodean. Asimismo, la mayor diversidad y riqueza de estas especies fueron

observadas en las sabanas densas y relativamente bien conservadas (Buij *et al.*, 2013).

En este estudio, las aves rapaces que tuvieron una distribución más amplia en el humedal son también las más abundantes. Este resultado es consistente con las teorías que predicen que las especies más ampliamente distribuidas en una región tienden a ser más abundantes regional o localmente que las especies de distribución restringida (Brown, 1984; Collins y Glenn, 1991; Gaston, 1996; Vimal y Devictor, 2015). En este caso existen dos excepciones, *A. gundlachi* que tiene una distribución nacional amplia, pero es raro localmente, y *B. gundlachii* que tiene una distribución restringida en la isla y es común localmente. *Accipiter gundlachi* y *B. gundlachii* son especialistas y según Brown (1984) los especialistas son menos eficientes en la explotación de recursos, lo que conlleva a una distribución más restringida, contrario a la distribución y eficiencia de las especies generalistas (e.g. *C. aura*, *F. sparverius*, *C. cheriway*) que en este caso fueron las más abundantes. Este patrón no concuerda con otros resultados en zonas desérticas, donde de forma general las aves generalistas y especialistas no difieren en su patrón de distribución (Rodríguez-Estrella, 1997). Sin embargo, Rodríguez-Santana (2009) encontró una relación positiva entre el rango de hábitat que usan las rapaces cubanas y el área de ocupación de las mismas.

Los modelos obtenidos permiten dilucidar variables ambientales que condicionan o más bien se relacionan con los patrones de distribución y abundancia de las rapaces residentes, de endémicas y de algunas migratorias en el humedal de la región central de la isla de Cuba. Para las especies endémicas que coinciden con las más amenazadas en este grupo, las variables significativas de los modelos se relacionan directa o indirectamente con requerimientos específicos de hábitat y de dieta de las mismas. Este patrón de asociación con la vegetación es consistente con otros estudios en aves (Rotenberry y Wiens, 1980; Wiens *et al.*, 1987; Bolger *et al.*, 1997; Rodríguez-Estrella, 2007). Por otra parte, las generalistas estuvieron relacionadas con variables que indican fragmentación del hábitat por la intervención humana en el ecosistema, así como variables ambientales que finalmente se

asocian directa o indirectamente con los sitios de forrajeo preferidos por las especies y la intensidad de modificaciones de hábitat que soportan las mismas. Una variable como la distancia a la costa estuvo relacionada con especies especialistas y con generalistas que son típicas de ambientes costeros e incrementan su abundancia en estas zonas. Además, el sitio de estudio abarca varios hábitat costeros donde fueron ubicados gran cantidad de puntos de observación.

Aunque todas las especies no fueron modeladas con el mismo método estadístico, se puede comentar de forma general que la tendencia en este caso es de relaciones con variables ambientales naturales/antropogénicas según sean los efectos de la modificación humana sobre las especies. Es decir, las especies generalistas estuvieron asociadas con variables tanto de ambientes naturales como modificados por el hombre, mientras que las especialistas tendieron a depender más de variables de ambientes naturales. De todos modos, este análisis debe hacerse especie por especie, ya que los estudios globales en ensamblajes de especies con diferente sensibilidad al disturbio pueden ocultar patrones individuales y oscurecer la relevancia de los factores ecológicos que explican mejor la distribución y abundancia de cada especie (Rodríguez-Estrella, 1997), al menos para este gremio de aves.

Para el generalista *F. sparverius*, la proximidad a zonas agrícolas, a pastizales, y los hábitat abiertos tanto naturales (herbazales de ciénaga) como los completamente modificados (zonas urbanas) benefician su presencia y abundancia. Esta fue la segunda rapaz más abundante en espacios abiertos donde también se observaron con frecuencia parejas de cernícalos y posteriormente volantones y juveniles que indicaron la presencia de nidos cercanos, confirmados en la mayoría de las ocasiones. Esta rapaz se alimenta de diversas presas y entre ellas los reptiles que caza en las áreas abiertas. Los reptiles tienen una alta diversidad y densidad en los microhábitat creados en las zonas de ecotonos (Bakaloudis *et al.*, 1998), además en estos sitios existe una variedad de presas potenciales para un generalista como este. Los ecotonos y los paisajes rurales y agrícolas han sido reconocidos como factores importantes para la abundancia y diversidad de la fauna

que es presa común en la dieta de *F. sparverius*. Este comportamiento se observa a lo largo de su rango de distribución (e.g. Saab, 1999; Carrete *et al.*, 2009). Por ejemplo, en Baja California Sur esta especie forrajea intensivamente en las zonas agrícolas, en su periferia y cerca y alrededor de las zonas urbanas (Rodríguez-Estrella *et al.*, 1998; Rodríguez-Estrella y Sánchez-Colón, 2004). Además, se ha reportado una expansión en su área de distribución en Sudamérica, a partir del reemplazo de grandes extensiones de bosques por pastizales y zonas agrícolas que ha generado condiciones adecuadas para la alimentación y anidación (Zurita y Belloq, 2007). Por otra parte, otros estudios en Norteamérica también confirman estas preferencias de hábitat (Rohrbaugh y Yahner, 1997; en Pennsylvania). Smallwood *et al.* (2009) mostraron preferencias de los cernícalos por parches grandes de herbazales abiertos en Nueva Jersey. Sin embargo, los números confirman una disminución poblacional de la especie en su rango norteamericano de distribución (Farmer y Smith, 2009).

Se conoce que *F. sparverius* anida en cavidades de palmas y árboles en Cuba. En este estudio la probabilidad de presencia de la especie estuvo relacionada positivamente con parches de bosques grandes con formas complejas, que indican una gran extensión de bordes, donde con frecuencia se observaron individuos en percha, de cacería y en nidos. Contrario a estos resultados, Smallwood y Wargo (1997) en Nueva Jersey, y Hogg y Nilon (2013) en Missouri obtuvieron relaciones negativas con la cobertura de bosques. Probablemente estas poblaciones de islas estén más relacionadas aún con sitios naturales, fundamentalmente para la anidación. Si se tienen en cuenta los sitios de anidación y las tendencias poblacionales actuales, aunque no se haya identificado alguna disminución en Cuba, resaltaría la necesidad de preservar los bosques continuos y los parches, así como los herbazales con palmas para evitar posibles afectaciones de las poblaciones isleñas de esta especie. En este sentido reforzamos la idea de que aunque la especie sea generalista de hábitat, necesita de hábitat natural en el paisaje, sobre todo en escalas grandes, probablemente para tener una reproducción exitosa. Esta idea es consistente con resultados recientes de la anidación fallida de

F. sparverius en áreas con mucho disturbio (Strasser y Heath, 2013). El disturbio humano y el ruido intenso en estos ambientes afectan negativamente la reproducción y supervivencia y convierten a los paisajes humanizados en trampas ecológicas para esta especie (Strasser y Heath, 2013).

Caracara cheriway es otra de las especies generalistas que se ha observado con frecuencia alimentándose en campos de cultivos y pastizales en todo su rango de distribución (e.g. Morrison y Humphrey, 2001; Rodríguez-Estrella y Sánchez-Colon, 2004; Filloy y Bellocq, 2007; Dwyer *et al.*, 2013). Varios predictores significativos en este estudio son consistentes con las preferencias por los sitios abiertos, próximos a cultivos, pero lejanos de zonas urbanas en este caso particular. Esta especie responde positivamente a un incremento en el porcentaje de campos bajo pastoreo al momento de los relevamientos en la región Pampeana, posiblemente por la mayor disponibilidad de alimento (fundamentalmente carroña; Filloy y Bellocq, 2007). A diferencia de otras especies, las caracaras son terrestres y dedican una buena parte de su tiempo de forrajeo a caminar sobre el suelo, en la búsqueda de las presas de vertebrados e invertebrados, o la carroña de la cual se alimenta (Morrison, 1996; Morrison *et al.*, 2008).

Las áreas abiertas con más probabilidades de ocurrencia de *C. cheriway* en este estudio son sitios naturales como los herbazales de ciénaga, las lagunas casi secas, la vegetación costera y los manglares abiertos, todos próximos a la costa. Esta cercanía a la costa puede estar relacionada con sitios de anidación de la especie, pues se confirmó la presencia de dos nidos con volantones en la zona costera. El uso frecuente de zonas naturales se comporta de forma diferente con lo referido en la literatura de zonas templadas (Rodríguez-Estrella, 2007); sin embargo, coincide con la tendencia en algunos biomas neotropicales, donde la abundancia de la especie decrece en la medida que aumenta la modificación del paisaje (Carrete *et al.*, 2009). Igualmente en el sur de la Florida, la conversión de paisajes agrícolas a urbanos afecta a los caracaras (Morrison y Humphrey, 2001). Los modelos de abundancia en este estudio identifican a variables de cultivos y de pastizales como importantes para la abundancia de la especie, pero los datos de

abundancia relativa y densidad indicaron que la tendencia a mayor abundancia se dio en las zonas naturales, aunque estas diferencias no fueron significativas.

Otra de las especies beneficiadas por la modificación y apertura de los hábitat en el área así como en otras regiones fue *C. cyaneus*, tal como se ha visto le beneficia en otras regiones (Madders, 2000; Amar y Redpath, 2005; Tapia *et al.*, 2008). Los predictores de la presencia y abundancia de la especie migratoria en este estudio son consistentes con las preferencias de hábitat en su rango de distribución, los cuales se relacionan con los sitios de forrajeo en áreas extensas y abiertas de cultivos, pastizales, herbazales de ciénaga y lagunas interiores, lejos de zonas urbanas. Una población isleña en Nantucket, Massachusetts, de igual manera selecciona zonas aisladas de los desarrollos urbanos para la anidación (Massey *et al.*, 2008). Se ha documentado también que la especie ha aumentado significativamente el uso de zonas agrícolas en los últimos 10 años en regiones del sur de Idaho (Paprocki *et al.*, 2015). En este tipo de áreas abiertas de Carolina del Sur y la Florida la especie caza fundamentalmente aves y ratas de las praderas y marismas (Collopy y Bildstein, 1987), y tienen sus sitios de descanso en Irlanda (Clarke y Watson, 1990). En Cuba, se ha identificado previamente el consumo de invertebrados, anfibios y reptiles que con alta frecuencia y abundancia aparecen en los herbazales de ciénaga de los humedales (Garrido y Kirkonnell, 2000; Rodríguez-Santana, 2009).

Buteo jamaicensis es una de las especies más comunes en ambientes abiertos de Norteamérica y hacia el trópico también es frecuente en zonas boscosas (Preston y Beane, 1993; Rullman y Marzluff, 2014). En concordancia con estos hábitat, en el área de estudio la ocurrencia de la especie se relacionó positivamente con extensas áreas de bosques, de herbazales de ciénaga y de pastizales, cercanos a áreas agrícolas y distantes de la urbanización. La abundancia será mayor en los paisajes con numerosos parches de pastizales, cultivos y herbazales de ciénaga, consistente con la descripción de especie generalista que ha recibido esta rapaz (Preston y Beane, 1993; Rullman y Marzluff, 2014). En estos sitios *B. jamaicensis* caza mamíferos y aves fundamentalmente (Preston y Beane, 1993; Garrido y

Kirkconnell, 2000). La lejanía de zonas urbanizadas identificada en nuestro estudio difiere de los resultados referidos por Stout *et al.* (2006) para Wisconsin, en los que la especie alcanza alta productividad en zonas urbanizadas. Se ha descrito que un aumento del hábitat de borde es un predictor fuerte de la presencia de *B. jamaicensis* que parece prosperar en paisajes fragmentados asociados con actividad antropogénica (La Sorte *et al.*, 2004; Hogg y Nilon, 2013). Los resultados de Cuba sugieren que estos generalistas deben ser capaces de encontrar los recursos de presas adecuadas tanto en el bosque como en las zonas modificadas de los alrededores, siempre y cuando exista una cobertura del suelo adecuada (incluidos los pequeños fragmentos de bosque) que proporcione una estructura para la anidación.

En el matorral xerófilo de zonas desérticas de Baja California Sur, *B. jamaicensis* ha sido relacionada con variables como la pendiente y el porcentaje de suelo desnudo (Rodríguez-Estrella y Sánchez-Colón, 2004). Ambos predictores se relacionan con las preferencias de hábitat para la reproducción y las estrategias de caza en zonas abiertas con perchas altas desde las cuales incrementa sus posibilidades de éxito en la captura de las presas. Asimismo, la cantidad de bosques en el paisaje es un predictor muy importante para la especie en Missouri (Hogg y Nilon, 2013) y en los herbazales desérticos del sur de Arizona (Hobbs *et al.*, 2006). De igual forma ha sido vinculado a las áreas de anidación en Milwaukee (Stout *et al.*, 2006) en concordancia con los nidos localizados en bordes de parches de bosques y manglares de la región de estudio de Cuba, que ofrecen una vista amplia del territorio. A pesar de la gran cantidad de hábitat diversos que puede usar esta especie, necesita cobertura boscosa en su ámbito hogareño fundamentalmente para la anidación. Actualmente, en Cuba no se contempla a esta rapaz en los planes de conservación aunque el área de ocupación de la misma ha sido sobreestimada en un 70% (Rodríguez-Santana, 2009).

Pandion haliaetus, a diferencia del resto de las especies modeladas con GLM, tiene una especialización de dieta y se asocia a cuerpos de agua. Los modelos predijeron correctamente su presencia y abundancia en lagunas, manglares y

vegetación costera cercanos a la línea de costa en concordancia con registros previos en el oriente de Cuba (Rodríguez-Santana *et al.*, 2014) y con descripciones en toda la isla (Garrido y Kirkonnell, 2000). Wiley *et al.* (2014) ha documentado la distribución de la raza caribeña *P. h. ridgwayi* en cayos y regiones costeras de la isla de Cuba. En este estudio, específicamente se registraron los individuos de la raza caribeña (los que tienen la cabeza blanca o la franja que cubre los ojos con un tono mucho más pálido que en los migratorios) y la raza migratoria *P. h. carolinensis* (los que tienen una franja obscura, casi negra, que le cubre los ojos y son oscuros dorsalmente). En este caso, la raza residente se asocia más a zonas naturales como los cayos, bahías costeras, áreas de agua salada, lagunas costeras y desembocaduras de los ríos (Gundlach, 1876, 1893). Por su parte, la raza migratoria se observa asociada a lagunas de agua salada, manglares en las costas y cayos de Cuba (Garrido y García Montaña, 1975), y más a menudo con los cuerpos interiores de agua dulce, que incluyen reservorios, canales, ríos, cuerpos de agua temporales, y ambientes modificados como las arroceras (Wotzkow, 1985). Esta raza migratoria se ha vuelto más común en las últimas décadas y este aumento del número de *carolinensis* que visitan y que permanecen en Cuba sugiere que ha encontrado un cambio en las condiciones ecológicas que la favorecen (Wiley *et al.*, 2014). Por ejemplo, desde finales de la década de 1960, los hábitat acuáticos se han incrementado sustancialmente en Cuba con la construcción de presas y la creación de embalses, así como la expansión de la industria arrocera (Garrido y Wotzkow, 1990). Además, en los últimos años se introdujeron peces exóticos en los embalses. Como consecuencia de esta adición y mejoría de hábitat, con aumentos en el suministro de alimentos, las poblaciones de muchas especies de aves, incluyendo *P. h. carolinensis*, han aumentado en número y distribución en Cuba (Rodríguez-Santana *et al.*, 2014; Wiley *et al.*, 2014).

8.2.3 Análisis de la utilidad de los modelos de nicho ecológico y GLM para la distribución y abundancia de las especies

De forma general, los modelos predijeron correctamente la presencia y abundancia de las especies, de manera estadística, lo que implica que la selección

de variables ambientales y antropogénicas fue correcta. Los modelos de nicho ecológico construidos para las especies con pocos registros de presencia tuvieron un buen poder predictivo para identificar las localidades ocupadas actualmente tanto por las rapaces endémicas, especialistas y raras como por las migratorias. Además, indicaron que existen áreas adecuadas no ocupadas por las especies en la región. Estos modelos bastante precisos pueden ser usados para analizar la distribución de las especies en conjunto con el diseño de estrategias de conservación dirigidas a los espacios protegidos más importantes. Este tipo de análisis puede ser vinculado de forma efectiva ya que la información especie-específica contenida en los modelos es el resultado del muestreo e identificación de los hábitat usados por las especies (e.g. bosques, manglares, vegetación costera); información que fue convertida en modelos de alta calidad y que tienen implicaciones no solo para la programación de censos y esquemas de monitoreo de las rapaces y otras investigaciones específicas, sino para planear estrategias de conservación para las especies en peligro de extinción.

En el caso de las especies con distribución restringida, se pueden generar modelos confiables a partir de bases de datos con pocos registros de presencia (McPherson y Jetz, 2007; Pearson *et al.*, 2007). Estos resultados lo demuestran, y que además estos modelos son significativos ecológica y estadísticamente y confiables para desarrollar mapas de distribución con un alto poder predictivo. Por lo tanto, los objetivos de trazar estrategias de monitoreo y de recuperación y conservación para especies raras, crípticas y amenazadas pueden ser apoyados significativamente a través del uso de las modelaciones ecológicas usando algoritmos como Maxent.

Estos datos podrían también ser útiles en la identificación de nuevas localidades de presencia de las especies y de nuevas áreas de anidación, a pesar de los errores y la incertidumbre que acarrearán los modelos de distribución de especies (Carvalho *et al.*, 2010), debido a que: los datos de distribución contienen errores; los datos no incluyen todos los factores ambientales, ecológicos e históricos que afectan la distribución de las especies (Guisan y Zimmermann, 2000), y que

podría existir incertidumbre en las variables ambientales usadas para generar los modelos. Aún con estos errores asociados, se considera que este método fue útil y aumentó la información de las rapaces endémicas y raras.

Por otra parte, la modelación espacial de la abundancia resultó ser un mecanismo viable para la comprensión de tales patrones de abundancia como ha sido demostrado recientemente en la literatura (e.g. VanDerWal *et al.*, 2009; Yáñez-Arenas *et al.*, 2012; Martínez-Meyer *et al.*, 2013; Escalante y Martínez-Meyer, 2013). Este tipo de modelos elimina los problemas de estimación de abundancias en muchos sitios ocasionados por el costo y el tiempo que se debe emplear para obtener resultados fiables con un diseño de muestreo adecuado. Además, las predicciones espaciales de la abundancia tienen más aplicaciones que los mapas antiguos de distribución (Forsyth *et al.*, 2009; Escalante y Martínez-Meyer, 2013). La tendencia a utilizar solo datos de presencia-ausencia, incluso para predecir patrones espaciales de abundancia está bien expandida. Sin embargo, se recomienda aún la obtención de datos de abundancia, sobre todo para mejorar las predicciones de los modelos de distribución espacial, obtener información de la dinámica poblacional de las especies en estudio y para predecir de forma más exacta las consecuencias ecológicas de los cambios ambientales (Howard *et al.*, 2014).

En este estudio se encontraron diferencias de las evaluaciones y ajustes de los modelos entre las 10 especies modeladas. Los errores de predicción que suelen tener estos modelos pueden tener una variedad de causas que se pueden relacionar con las características de las especies. Por ejemplo, las especies generalistas pueden usar múltiples tipos de hábitat por lo que su distribución podría ser mucho más difícil de predecir con respecto a las especies especialistas (Betts *et al.*, 2006).

La variabilidad en el éxito de la predicción entre las especies se atribuye con frecuencia al grado en el que éstas responden a variables no medidas como la disponibilidad de alimentos o la presencia de depredadores (Lima, 1993). Tyre *et al.* (2001) realizaron un estudio de simulación en el que encontraron, aún bajo condiciones perfectas (sin errores, con asociaciones de hábitat conocidas y un

tamaño de muestra grande), que los modelos predictivos están propensos al error (AUC < 0.80), como resultado de las extinciones locales y los retrasos posteriores en la recolonización de hábitat adecuados. Por su parte, los errores de comisión (falsas presencias) resultarán si algunos hábitat de alta calidad no son utilizados por las especies.

De forma general, todos los modelos que fueron evaluados con el AUC, fueron modelos de especies con una distribución restringida, especialistas de hábitat o especies migratorias. Estos modelos tuvieron buena evaluación (AUC > 0.8), aun cuando *F. peregrinus* y *F. columbarius* tienen una amplia distribución (AUC > 0.7). En el caso de los modelos probabilísticos, de forma general se obtuvieron ajustes para todas las especies y todas las escalas, con excepción de *C. cheriway*. Quizás la tendencia generalista de esta especie respecto al hábitat dificultó que se realizara una adecuada selección de las variables para predecir su distribución. Este depredador es abundante y de amplia distribución en la zona, elementos que se deben tener en cuenta en próximos estudios más detallados donde se consideren otras variables ambientales a diferentes escalas espaciales.

Si bien es cierto que los modelos son prometedores para comprender las relaciones de las especies con las variables ambientales del hábitat, se debe ser cauto en cuanto a los límites de aplicabilidad de los mismos en los planes de manejo de las especies. Los modelos deben ser contrastados con la información de la ecología de las especies, que solo se puede obtener en periodos más largos de tiempo y sujetos a dilucidar las respuestas individuales a las fluctuaciones espacio-temporales del hábitat (Rodríguez-Estrella, 1997). Asimismo, los modelos pueden ser mejorados y ajustados con nuevas variables ambientales que también se relacionan con los patrones de distribución y abundancia de las especies y nuevas escalas espaciales.

8.3 Anidación y selección de sitios para anidar de especies raras y comunes

8.3.1 *Accipiter gundlachi*

La temporada de anidación documentada en este trabajo para *A. gundlachi* coincide con lo reportado anteriormente para los pocos nidos encontrados de la

especie en plantaciones de pinos de la Sierra de la Gran Piedra, en la región oriental de Cuba (Rodríguez-Santana, 2009; Rodríguez-Santana y Viña Dávila, 2012a) y en bosques semidecuidos de otras regiones (Wotzkow, 1986; Reynard *et al.*, 1987). Este hábitat de pinar es diferente al encontrado en el área de estudio.

La formación de parejas y los vuelos nupciales inician en diciembre con actividad de anidación hacia febrero. Hasta el momento, con los pocos reportes existentes, los primeros pichones han sido registrados en febrero con nidadas aún activas hasta el mes de junio (*e.g.* Rodríguez-Santana y Viña Dávila, 2012a). Registros previos de algunos nidos de *A. gundlachi* sugieren el uso de bosques semidecuidos y pinares con la presencia de árboles de grandes tallas (*e.g.* Wotzkow, 1986; Reynard *et al.*, 1987; Rodríguez-Santana y Viña Dávila, 2012a). Los bosques semidecuidos ocupan alrededor del 12% en la zona de estudio y fue el único tipo de bosque donde se pudo localizar y confirmar la actividad reproductiva de la especie. El bosque costero de Cayo Coco donde se encontraron indicios de anidación tiene árboles de talla más baja que en los reportes previos de anidación. Es por ello que se considera que la especie puede estar utilizando árboles de diferentes tallas, lo cual debe depender de la disponibilidad existente dentro de los territorios que defienden.

Resalta en la zona de estudio que *A. gundlachi* utiliza de forma exclusiva el árbol *B. spinosa* como estructura donde construir sus nidos. En zonas montañosas de la región oriental de Cuba las especies de árboles son distintas y se ha descrito la anidación de *A. gundlachi* en plantaciones de pinos (*Pinus maestrensis* y *Pinus caribaea*) de aproximadamente 40 años. La altura donde se ha reportado colocar los nidos es de 18 m en promedio, en árboles de 27 m (Rodríguez-Santana, 2009). *Accipiter gundlachi* se reproduce en sitios cercanos a la costa y en zonas montañosas, lo cual dependerá de que existan hábitat adecuados (Rodríguez-Santana y Viña Dávila, 2012a). Sin embargo, las zonas de bosques de montañas han sido establecidas como zonas prioritarias para la conservación de hábitat de anidación de *A. gundlachi* en Cuba, en tanto las zonas con bosques costeros no han sido delimitadas como importantes para su conservación.

Las nidadas de hasta cuatro polluelos con éxito a volantón han sido reportadas en esta especie previamente (e.g. Wotzkow, 1986; Reynard *et al.*, 1987; Rodríguez-Santana y Viña Dávila, 2012). Se ha confirmado que los sitios de anidación son mantenidos por varios años, presumiblemente por la misma pareja o al menos uno de sus miembros (Rodríguez-Santana, 2009), con lo que se supone que los nidos localizados en el bosque de Cayo Coco pertenecen a una misma pareja en el tiempo. Por esta razón se recomienda dar seguimiento anual de esta pareja de gavilanes con el objetivo de conocer, a mediano plazo, la productividad y el reclutamiento de individuos jóvenes a la población. De igual forma se debe dar seguimiento a la zona de anidación donde no se encontró el nido de la especie. En este caso, se podría confirmar su presencia y dar un seguimiento posterior a la pareja.

La cercanía de los nidos de *A. gundlachi* a casas o asentamientos humanos puede ser un indicio de la presión que tienen sus poblaciones puesto que las zonas humanizadas van creciendo y ocupando hábitat de la especie; esta puede ser la causa de que se le relacione con el consumo de aves de corral durante la temporada reproductiva, pues al estar cada vez más cerca estas presas potenciales, el Gavilán Colilargo las depreda (Rodríguez-Santana y Viña Dávila, 2012a). La posición del área de anidación (sin nido localizado) próxima a zonas de cultivos y a las lagunas en el caso de los nidos de Cayo Coco, puede estar relacionada con las facilidades que estos sitios brindan para la captura efectiva de presas abundantes como las aves. A pesar de que los nidos estuvieron próximos a fuentes de disturbio, no se considera que estos puedan tener afectaciones por persecución humana en la zona en que se ubican. Sin embargo, la pérdida de los bosques y hábitat naturales en Cayo Coco por la creciente actividad y desarrollo turístico muy próximo en la zona, afectará irreversiblemente la población local de *A. gundlachi*. Esta especie, a pesar de que puede usar varios tipos de bosques, no ha sido observada con frecuencia en los cayos, ni en los ambientes modificados por la actividad humana en el área de estudio. Son muy pocas las parejas de gavilanes activos reproductivamente en el área, con muy poca tolerancia a la continua pérdida de hábitat.

En general, se conoce poco de la ecología reproductiva de las rapaces en Cuba, y en particular de *A. gundlachi*. Cualquier información de la temporada de anidación, el tamaño de la nidada y la tasa de éxito reproductivo de la especie es importante, por un lado para contribuir al conocimiento de su historia natural en diferentes hábitat, y por otro para hacer recomendaciones sobre la conservación de sus poblaciones a escala local y nacional. Además, la depredación de aves de corral ha conllevado a que en general los pobladores de distintas localidades la persigan intensamente (Rodríguez, 2004). Por estas razones, se sugiere que se ubiquen todos los sitios de anidación de este gavilán endémico y fuertemente amenazado, estableciendo medidas de protección de la especie en toda la isla, ya que su protección actual solo está asegurada en la red de áreas protegidas cubanas (Rodríguez-Santana y Viña Dávila, 2012), pero sus áreas de anidación se extienden fuera de los actuales límites del sistema de protección legal. De no conservar el total de las parejas reproductivas de esta especie endémica y rara, podría conducir a la extinción de la especie, bien de poblaciones locales pero a la larga muy probablemente en todo el territorio de la isla de Cuba.

8.3.2 *Buteogallus gundlachi*

Las características de los nidos de *B. gundlachi* fueron similares a las descripciones hechas por Wiley y Garrido (2005) en la Reserva Ecológica Los Indios, Isla de la Juventud. Además, algunas notas antiguas describen a los nidos como estructuras ásperas, medio esbozadas con ramitas, revestidas con hojas verdes y en ocasiones escombros (Gundlach, 1893; Garrido y Schwartz, 1969; Valdés Miró, 1984). El hábitat de anidación en este estudio fue fundamentalmente el manglar. Aunque en este archipiélago, *B. gundlachi* es común en la zona costera y las lagunas (Kirkconnell y Kirwan, 2008), solamente se localizó un nido en el bosque costero muy próximo al manglar y a la línea de costa. Se observaron varias aves en las áreas boscosas, playas y en la vegetación costera, con frecuencia en perchas de *Casuarina equisetifolia* al borde del manglar y de la carretera. Wiley y Garrido (2005) también mencionan pocas observaciones dentro de las sabanas de arenas blancas en Los Indios. Aunque existan observaciones más o menos

frecuentes en estos hábitat, se considera que el hábitat principal de anidación de la especie es el manglar, donde las aves cazan en las zonas con poca vegetación, manglares abiertos e inundados y perchan en los mangles jóvenes o muertos. Además, este tipo de vegetación favorece la conducta críptica de los individuos para evitar que el nido sea detectado.

En este estudio, *B. gundlachii* fue sorprendentemente pasivo o no agresivo hacia los humanos cuando se encontraban en los nidos. Esta tolerancia también se ha observado en otras regiones de Cuba (Garrido y Schwartz, 1969; Wiley y Garrido, 2005). De forma general, la especie parece ser tolerante al tráfico de vehículos ya que varios nidos y avistamientos están próximos a las carreteras. Estas observaciones contrastan con muchos resultados de la literatura de rapaces donde parece demostrarse un efecto negativo de las carreteras sobre varias especies (Martínez-Abraín *et al.*, 2010). Las rapaces grandes que anidan en árboles ubican sus nidos más lejos de las carreteras que las que anidan en acantilados, lo que sugiere una mayor vulnerabilidad a la presencia humana.

En especies cercanas como *B. anthracinus*, la tolerancia a las carreteras y al disturbio humano también ha sido reportado (Sadoti, 2012). Es probable que la mayoría de las especies de este género puedan aclimatarse a bajos niveles de actividad humana (*e.g.* ranchos, carreteras, residencias), aunque una presencia humana sostenida en las proximidades de las parejas que anidan puede conducir al abandono de los nidos, al no uso y a una anidación retrasada (Schnell, 1994; Sadoti, 2012). Además, existe evidencia en algunas rapaces que el tráfico vehicular aparentemente no influye de forma marcada la supervivencia de los nidos por inanición de la nidada o abandono (Brown y Collopy, 2012).

Recientemente, se han reportado individuos de *B. anthracinus* con preferencias de anidación en áreas localizadas a más de 1000 m de las carreteras en las cuencas de Gila y San Francisco, Nuevo México (Duffy, 2012). Estos comportamientos de tolerancia encontrados entre especies e inclusive entre poblaciones, sugeriría que la distancia a las carreteras es una característica específica para la población más que una característica especie-específica. Este

hecho podría relacionarse con diferencias locales en la habituación a los humanos por niveles más altos o más bajos de exposición (Bautista *et al.*, 2004; Martínez-Abraín *et al.*, 2008), lo que refleja diferencias histórico-regionales entre áreas tales como la variación en las densidades humanas y en la intensidad del tráfico de vehículos (Martínez-Abraín *et al.*, 2010). Además, la perturbación de nidos y persecución humana puede modificar el comportamiento de las poblaciones que enfrenten estas amenazas respecto a poblaciones donde no sucede esto.

8.3.2.1 Parámetros reproductivos

La fecha de anidación registrada durante este estudio se encuentra en el rango reportado por Garrido y Kirkconnell (2000) para la especie. Por ejemplo, mayo fue el mes con mayor número de huevos puestos en la cayería norte de Ciego de Ávila y en Los Indios, Isla de la Juventud (Wiley y Garrido, 2005), pero no todas las parejas anidaron. Ciertas parejas ocupan territorios por unos pocos días o semanas, y hasta pueden construir nidos, pero el proceso se detiene ahí. No todas las parejas de rapaces que ocupan territorios ponen huevos anualmente (Steenhof y Newton, 2007). El factor fundamental que determina esta conducta es la cantidad de alimento disponible, por lo tanto en años con poco alimento, muchas parejas territoriales aplazan la puesta de huevos (Newton, 2002).

El tamaño promedio de la nidada estimado para la población en estudio no se diferenció del valor reportado para la población de Los Indios (Wiley y Garrido, 2005). Schnell (1994) comenta que, en general, el tamaño de la nidada de las especies cercanas a *B. anthracinus* disminuye de dos huevos en la zona norte a un huevo en la zona sur de sus rangos de distribución. No existe información sobre el éxito reproductivo y productividad en otras poblaciones de *B. gundlachii*. Al comparar estos parámetros con poblaciones de *B. anthracinus* en el suroeste de Nuevo México (Sadoti, 2008), estos resultados fueron similares en relación al porcentaje de parejas que lograron al menos un juvenil plumado (70%). Sin embargo, en el Cañón de Aravaipa, Arizona, el éxito reproductivo fue más alto (78%, N = 168 nidos desde 1976–1994; Schnell, 1994). La variabilidad anual en la productividad y el éxito reproductivo a través de los sitios y la información limitada

sobre las causas del fallo de los nidos destacan la necesidad de establecer un plan de monitoreo a largo plazo sobre la tasa reproductiva de la especie.

8.3.2.2 Selección del sitio de anidación

Buteogallus gundlachii seleccionó sus sitios de anidación en áreas de manglares, próximas a la costa. Distintas variables que difirieron entre los sitios con nidos y los sitios sin nidos estuvieron relacionadas con el área total de bosques, de vegetación costera y con la forma irregular de los parches de hábitat. Una distancia más corta a las fuentes de agua sugiere que la ubicación de los nidos ofrece un mejor acceso a las presas acuáticas (Wiley y Garrido, 2005) respecto de los sitios sin nidos. Asimismo, la vegetación costera y el manglar contiguo a las playas tienen una alta disponibilidad de cangrejos, considerado como la presa más frecuente en la dieta de *B. gundlachii* (Wiley y Garrido, 2005).

Los sitios con nidos no se encontraron en los parches más grandes de bosque, pero una gran extensión total de bosque, dentro de las parcelas, fue preferida. Extensas áreas boscosas en las proximidades de los nidos pueden ofrecer muchos recursos, que son necesarios para el éxito de la reproducción (Sadoti, 2012). Esta especie también consume reptiles, aves y mamíferos que se encuentran frecuentemente en los bosques. Remanentes de estos vertebrados se observaron en varios nidos de la especie en otras regiones de Cuba (Wiley y Garrido, 2005), lo que confirma la ventaja de los bosques cercanos a los nidos de estas aves.

Contrario a lo que se esperaba, *Buteogallus gundlachii* seleccionó los sitios de anidación más cercanos a fuentes de actividad humana respecto a los sitios sin nidos. Aunque 20 nidos estuvieron >1000 m de la actividad humana, hubo localidades con hábitat de anidación disponible más alejados. Este resultado es consistente con la relación ubicación de nidos-distancia a actividad humana que se ha descrito para nidos de *B. anthracinus* en el Valle Cliff-Gila, Nuevo México (Sadoti, 2012) y para áreas de anidación de muchas rapaces diurnas en paisajes del Mediterráneo (Campion, 2004). Quizás, la actividad humana no fue un predictor fuerte en los modelos de preferencias de sitios de anidación de esta especie debido a una identificación inapropiada de la ubicación de la zona o el tipo de actividad

humana para la cual la especie puede responder, o también puede relacionarse con un bajo nivel de actividad humana cercano a los hábitat disponibles, comparado con los niveles observados en otros lugares (Schnell, 1994; Sadoti, 2012). Además, se ha sugerido que las rapaces parecen ser dependientes de características ambientales más relacionadas a la calidad trófica del área (Campion, 2004).

Los nidos también fueron localizados en manglares abiertos que no estuvieran completamente inundados y en paisajes más homogéneos y con menos bordes de parches respecto a los sitios sin nidos. Estas características alrededor de los nidos pueden proveer también de una buena calidad de hábitat y contribuir a un mejor éxito y desempeño reproductivo. Se realizaron varios avistamientos de aves descansando en áreas abiertas y lagunas con parches de mangles ralos próximos a los nidos. Wiley y Garrido (2005) describen esta conducta cuando las aves despliegan un vuelo de caza pasivo desde perchas de mangles de baja talla (media = 1.3 ± 0.94 ; 0.2-3 m; N = 54) o desde el suelo. El género *Buteogallus* tiene alas fuertes y lentas y aparecen alrededor de los nidos de forma lenta y pausada (Schnell, 1994), lo que sugiere que ellos tienen una maniobrabilidad aérea relativamente baja. Por lo tanto, la vegetación más abierta podría ayudar para evitar depredadores potenciales como otras aves.

Los sitios sin nidos estuvieron ubicados en zonas completamente inundadas o completamente secas con escasa o ninguna vegetación costera. En sitios como estos los cangrejos son difíciles de encontrar y cazar. Los parches circulares y homogéneos en paisajes poco diversos y con poca riqueza de diferentes hábitat son seleccionados por *B. gundlachii*. En general, las rapaces pueden seleccionar los sitios de anidación basados en la distancia a las áreas de forrajeo (Janes, 1985) o a la disponibilidad total de hábitat de forrajeo adecuados cercanos a los nidos (Simmons y Smith 1985). Una alteración física de la estructura del hábitat ocasionada por actividades humanas puede degradar la calidad de los recursos acuáticos, y de esta forma reducir la disponibilidad de presas y/o el hábitat de anidación de *Buteogallus* (Schnell, 1994).

8.3.3 *Falco sparverius*

Falco sparverius es una especie de amplia distribución a lo largo de Norte y Sudamérica (Smallwood y Bird, 2002), y comúnmente se puede encontrar en hábitat modificados por la actividad humana (Steenhof y Peterson, 2009). A pesar de su abundancia en Cuba, las posibles comparaciones que se pudiesen establecer con otras regiones de la isla son limitadas por la falta de estudios de ecología reproductiva.

La cronología de la anidación así como los parámetros reproductivos estimados para esta población coinciden con algunas descripciones hechas de la anidación en nidos artificiales de diferentes localidades en Norteamérica (e.g. Smallwood y Bird, 2002; Smallwood y Collopy, 2009; Steenhof y Peterson, 2009), con picos de anidación en abril. Steenhof y Peterson (2009) reportan un número de volantones producidos por pareja anualmente que varía de 1.3 a 3.5, con un promedio de 2.6, similar al estimado en este estudio. También existen reportes de nidadas de mayor tamaño para poblaciones en el embalse Kesterson, California (Santolo y Yamamoto, 2009).

La variedad de hábitat donde se registraron nidos en el norte de Ciego de Ávila, coincide con los reportes de anidación de poblaciones en Norteamérica. A pesar de la adaptación de *F. sparverius* para usar zonas modificadas parcial o totalmente, en el presente estudio en Cuba se observó una tendencia de anidación en zonas naturales abiertas, así como una menor área de pastizales y cultivos dentro de los territorios de anidación respecto a los sitios sin nidos. Esta alta frecuencia de anidación en ambientes naturales no difiere de la frecuencia de nidos observados en zonas modificadas como los pastizales. Sin embargo, se esperaba que la cantidad de nidos localizados fuera significativamente mayor en ambientes modificados dada la capacidad de la especie para explotar recursos en este tipo de ambiente. Estas observaciones no son concluyentes por el pequeño tamaño de la muestra. Además, Smallwood *et al.* (2009) reporta el extenso uso de las zonas de cultivos y pastizales para la anidación, que cubren el 62% del territorio definido por 1 km² alrededor de los nidos, significativamente mayor respecto al área ocupada en

nidos artificiales no usados. Esto muestra la capacidad de anidación en zonas modificadas, pero no puede dar información ecológica sobre la tendencia de anidación en zonas que no contengan cajas-nidos.

Es probable que la tendencia de anidación en zonas naturales abiertas de esta población isleña sea resultado de la disponibilidad de sitios de anidación. Según observaciones de campo, los herbazales de ciénaga naturales en la región de estudio tienen mayor cantidad de parches naturales de palmas y arbustos aislados con cavidades respecto a las zonas agrícolas y pastizales, donde con mayor frecuencia se observaron a los cernícalos alimentándose y cazando desde perchas en ramas de árboles, postes de tendido eléctrico o de cercados. Generalmente, estas aves localizan sus presas (artrópodos, pequeños vertebrados) desde perchas y las capturan en el suelo (Sherrod, 1978; Smallwood y Bird, 2002). Por ello consideramos que todos los hábitat abiertos, modificados o no, con vegetación herbácea y sin cobertura arbustiva extensa son hábitat apropiados para la anidación de la especie si tienen disponibilidad de cavidades. Se necesitan estudios adicionales para evaluar la disponibilidad y uso de cavidades entre diferentes ambientes.

Otro factor que podría estar asociado a la variación espacial de la frecuencia de nidos entre zonas naturales y modificadas es la disponibilidad de presas. La cantidad de alimento disponible podría ser la responsable de algunas variaciones anuales en la reproducción de *F. sparverius* (Steenhof y Peterson, 2009). Se necesitan realizar evaluaciones de este factor en el área de estudio.

Las alteraciones del hábitat que resultan en una reducción o eliminación de las cavidades naturales, pueden tener efectos adversos en las poblaciones de *F. sparverius* activas reproductivamente (Hoffman y Collopy, 1988; Smallwood y Bird, 2002). Estos efectos podrían observarse inmediatamente en el área de estudio en Cuba si las palmas que son sustrato de anidación continúan disminuyendo por los incendios descontrolados e intencionales, así como la tala ilegal para uso doméstico. Aunque esta especie puede explotar rápidamente nuevos hábitat disponibles cuando se talan o queman parches de bosques, es necesario tener

presente las características que han definido los territorios de anidación en esta área para futuros programas de manejo. De forma general, los territorios con nidos contienen mayor diversidad de parches tanto naturales como modificados, destacándose la presencia de numerosos parches de manglar. Esta tendencia es diferente en otros estudios donde la especie prefiere territorios con mayor cobertura de hábitat modificados, nidos artificiales en lugar de cavidades naturales, alejados de áreas boscosas (Wilmers, 1983; Toland y Elder, 1987).

A través de la modelación de la presencia de nidos este estudio fue capaz de investigar los patrones de ocurrencia de nidos de *F. sparverius* en todo el área de estudio. Las preferencias del sitio de anidación de esta rapaz están relacionadas, entre otros factores no evaluados, con la diversidad del paisaje y el número de parches de mangles según los resultados del modelo logístico y con el uso del suelo (urbano, herbazal de ciénaga y vegetación costera) y la distancia a la costa según el modelo de máxima entropía. Estas aparentes discrepancias entre modelos tienen sentido si consideramos que Maxent se enfoca solamente en la información extraída de las localidades de presencia, por lo tanto, no tiene en cuenta las diferencias entre pixeles ocupados y no ocupados por los nidos. Sin embargo, las preferencias por zonas con alta diversidad del paisaje concuerdan con las altas probabilidades de presencia potencial de nidos en zonas urbanas, vegetación costera, herbazales de ciénaga que arroja Maxent. Igualmente, la cantidad de parches de mangle se relaciona con la cercanía a la línea de costa donde también aparecen áreas abiertas adecuadas para la anidación.

En los últimos años los estudios relacionados con las características del sitio de anidación de *F. sparverius* han estado asociados a programas de colocación de cajas-nidos (e.g. Wilmers, 1983; Toland y Elder, 1987; Smallwood y Wargo, 1997; Smallwood y Collopy, 2009; Liébana *et al.*, 2013). A partir de estos programas se conoce las variables como la distancia al borde de los parches de bosque, el porcentaje de cobertura de bosques en los territorios, así como la altura y cobertura de la vegetación herbácea, son importantes para discriminar entre territorios con cajas-nidos usadas y no usadas. En ambientes neotropicales también se ha

documentado las preferencias de *F. sparverius* por cajas-nidos rodeadas de pastizales, próximos a las mejores áreas de caza, de forma tal que reducen tiempo y energía en el forrajeo (Liébana *et al.*, 2013).

Es necesario la realización de más estudios en otras regiones de anidación en Cuba para corroborar estos resultados. Además, un programa de monitoreo sistemático permitirá identificar si las poblaciones residentes y migratorias de *F. sparverius* también están sufriendo declives como ha venido sucediendo durante los últimos años en Norteamérica (Farmer y Smith, 2009).

8.4 Riqueza de especies y su relación con variables ambientales y antropogénicas

Como se mencionó anteriormente y contrario a lo que se había predicho, la riqueza de especies fue tan alta en ambientes naturales como en los modificados por la actividad humana (grado de modificación intermedia). Por otra parte, estos resultados coinciden con las predicciones hechas en este estudio sobre la relación riqueza de especies-área. Es decir, la riqueza de especies de rapaces diurnas en el paisaje fragmentado del área de estudio no depende del área de los parches de vegetación ni del aislamiento que exista entre éstos. El análisis de esta relación en ambientes naturales indicó que la distancia a los pastizales, a los cultivos y a las zonas urbanas, en conjunto con la cantidad de hábitat natural adecuado, son las variables más asociadas a la riqueza de este grupo.

Estos resultados coinciden con la hipótesis de la *cantidad de hábitat* propuesta por Fahrig (2013), donde se plantea que el área de los parches, el aislamiento entre ellos y la configuración del paisaje pueden ser sustituidos por la variable cantidad de hábitat para entender la relación entre la distribución de hábitat y la riqueza de especies. Es decir, que el área del parche solo afecta la riqueza en los sitios de muestreo a través de su contribución a la cantidad de hábitat total, y el aislamiento de los parches afecta la riqueza principalmente a través de la cantidad de hábitat en lugar del efecto de la distancia entre parches (Fahrig, 2013). Esta hipótesis se ajusta bastante bien a las características ecológicas de estos depredadores tope. Por ejemplo, la influencia del aislamiento sobre las probabilidades de colonización de

los parches de hábitat está relacionada principalmente con las habilidades de dispersión de los organismos y su capacidad migratoria (para reptiles, mamíferos pequeños e invertebrados tiene más sentido); una posible explicación podría ser las buenas habilidades de las rapaces para moverse a través de largas distancias (Newton, 1979). Para especies migratorias (en este estudio: *F. peregrinus*, *F. columbarius*, *F. sparverius*, *C. cyaneus* y *P. haliaetus*; Bildstein, 2006), que son transoceánicas y recorren miles de kilómetros desde sus áreas de anidación hasta las de invierno, el aislamiento de los parches no es un problema. Igual sucede con las rapaces sedentarias en Cuba (*B. jamaicensis*, *A. gundlachi*, *B. gundlachii*, *C. aura*, *R. sociabilis*, *C. cheriway*). Se conoce que *P. haliaetus*, *F. columbarius*, *C. cyaneus* y *F. peregrinus* recorren grandes distancias a lo largo de la isla de Cuba durante la migración de invierno, para alimentarse o reabastecerse de energía y cruzar hacia Suramérica (Rodríguez-Santana *et al.*, 2001, 2002, 2003, 2014; Rodríguez-Santana, 2010). Además, se ha documentado que *C. cheriway* realiza migraciones locales o irruptivas (Bildstein, 2006). Todos estos datos apuntan hacia una gran variabilidad de movimientos de dispersión dentro de un rango geográfico dado. En Cuba se necesitan estudios locales para evaluar las habilidades de dispersión de las especies de rapaces residentes y endémicas. Sin embargo, sus altas capacidades de dispersión confirman estas ideas de movimientos entre parches de hábitat. Otro factor que puede influir sobre la relación mencionada es la calidad de los hábitat y la composición del paisaje, que puede tener influencia sobre la presencia de las especies pues la fragmentación del hábitat si puede influir sobre la disponibilidad de presas y la colocación de nidos.

La falta de relación con el aislamiento de los parches de hábitat se ha observado en otras rapaces como *Buteo buteo*, *Accipiter gentilis*, *Circaetus gallicus*, *Hieraaetus pennatus* donde los mejores ajustes de modelos fueron obtenidos cuando se consideraron tasas de colonización constantes (e.g. independiente del aislamiento del parche) (Sánchez-Zapata y Calvo, 2004). En otra isla del Neotrópico, Isla Chiloe, Chile, también se obtuvieron resultados similares en un ensamble de rapaces diurnas donde la conectividad entre los fragmentos de bosque es

irrelevante para la mayoría de los depredadores, que en su mayoría son generalistas de hábitat o especies asociadas a las matrices (Farias y Jaksic, 2011). También para otros gremios de aves en bosques de España y de Oaxaca, México, se reportan patrones similares (Santos *et al.*, 2002; Watson, 2003) al presente estudio, al no existir relación entre la riqueza de especies y el aislamiento entre parches de hábitat.

Por otra parte, si se tiene en cuenta que de las 11 especies registradas en el norte de Ciego de Ávila, el 64% son generalistas o admiten un grado medio de modificación del paisaje, es de esperar que, de forma general, el aislamiento entre parches de vegetación natural no impida el desplazamiento de estas especies generalistas a través de matrices heterogéneas con diferentes mosaicos de usos de suelo. Las especies generalistas con mayor capacidad de uso de hábitat poseen una mayor plasticidad en el uso de recursos. Es por esto que son capaces de desplazarse a través del paisaje porque aprovechan mejor estos ambientes modificados (Graham y Blake, 2001), y utilizan mejor los recursos disponibles en los hábitat del entorno heterogéneo inmediato (Şekercioğlu *et al.*, 2007), por lo que contribuyen a incrementar la riqueza local y regional de especies (Julliard *et al.*, 2006). Además, en estos paisajes heterogéneos, los generalistas pueden beneficiarse del uso de múltiples tipos de hábitat y de la reducción en abundancia de especies dominantes competitivas como podrían ser algunas especialistas (Katayama *et al.*, 2014). Las poblaciones pequeñas o las parejas aisladas en paisajes altamente fragmentados probablemente estén conectadas funcionalmente con poblaciones más densas en parches más grandes y menos perturbados. Dado este caso, el sistema podría funcionar como una metapoblación, con probabilidades de extinción más altas en las áreas reducidas donde las poblaciones marginales pueden ser mantenidas por la inmigración de individuos excedentes de los sitios con mayor calidad de los hábitat. Incluso, los fragmentos pequeños o degradados que no sostienen poblaciones reproductivas pueden actuar como corredores y sitios de percha para facilitar la dispersión entre las poblaciones fuente y las sumidero (Thiollay, 1993).

El área de los parches de hábitat ha sido otro factor ampliamente analizado en los estudios de comunidades de aves en general, y en particular para los ensambles de rapaces las relaciones observadas no han definido un patrón sostenido. Por ejemplo, la falta de relación entre el área del parche y la riqueza de especies en este estudio concuerda con estudios en otros grupos de rapaces continentales (Thiollay, 1998; Anderson, 2001, en Honduras; Palomino y Carrascal, 2007, en España; Schindler *et al.*, 2013, en el Parque Nacional de Dadia, Grecia; Rullman y Marzluff, 2014), mientras que otros estudios tanto en islas como en continentes tienen resultados a favor de esta relación (Craig y Beal, 1992, Connecticut; Thiollay, 1993, La India; Stratford y Stouffer, 1999, Brasil; Lee *et al.*, 2002, Ontario, Canada; Santos *et al.*, 2002, España; Sánchez-Zapata y Calvo, 2004, en España; Castelletta *et al.*, 2005, Isla Singapur; Carrete *et al.*, 2009, Farias y Jaksic, 2011, Isla Chiloe, Chile).

Una de las explicaciones que se da a la disminución de la riqueza de especies en parches pequeños se relaciona con la forma irregular y estrecha de los mismos. Estos parches, por una parte, incrementan la longitud relativa del ámbito hogareño de las especies territoriales y por tanto el costo energético de las mismas. Por otra parte, el incremento en la relación borde/área puede aumentar también los efectos de borde (disturbio de la vegetación, invasión de especies exóticas o depredadores) y por tanto reducen la calidad del área de bosque remanente (Thiollay, 1993). Aunque las especies más asociadas con los bordes y hábitat abiertos son también las más tolerantes a la fragmentación y degradación.

Para islas templadas como las del Mediterráneo y las Macaronesias se ha documentado la influencia del área de islas y el aislamiento sobre la riqueza de especies de rapaces diurnas. Las predicciones básicas de la teoría de *Biogeografía de Islas* pueden explicar esos patrones a pesar de estar estas islas sometidas a un milenio de procesos intensos de humanización (Donazar *et al.*, 2005). Aunque se trate el tema de área y aislamiento a nivel de isla, estas relaciones pueden deberse más bien a las relaciones positivas entre el área de la isla con el total de hábitat disponible o con la estructura y diversidad de hábitat (Williams, 1964; Carrascal y

Palomino, 2002), distinguiéndose probablemente mejor la cantidad de hábitat como predictor más fuerte (Fahrig, 2013), de la misma manera que reportamos en el sistema fragmentado de la región de estudio en isla de Cuba. Al parecer, las rapaces de zonas templadas muestran una selección de hábitat de grano más grueso (Sánchez-Zapata y Calvo, 1999) porque sus números son en buena parte dependientes de la extensión total de hábitat adecuados (Donázar *et al.*, 2005). De este modo, las rapaces que viven en islas de zonas templadas, al parecer, se comportan diferente a las que viven en zonas tropicales, que son más dependientes de características de los hábitat a escalas más finas y tienen mayor cantidad de especialistas de hábitat (Thiollay, 1997; esta tesis).

En la isla tropical de Singapur se analizó que el área de los parches influye fuertemente sobre la actual riqueza de especies (Castelletta *et al.*, 2005). Por otra parte, para islas neotropicales como Chiloe (Chile) y Cuba, la riqueza de rapaces, en paisajes rurales y heterogéneos respectivamente, depende en el primer caso del tamaño de los fragmentos de bosques debido a la selección de hábitat de las especies, al área de muestreo y los efectos de borde (Farias y Jaksic, 2011, Isla Chiloe), y en el segundo caso depende de la cantidad de hábitat adecuado y de la proximidad a varios usos de suelo que implican heterogeneidad del paisaje (Isla de Cuba). En el caso de la isla Chiloe, el ensamble de rapaces está empobrecido y representado por especies generalistas y cosmopolitas (Farias y Jaksic, 2011). Sin embargo, en el área de estudio de la isla de Cuba, este gremio de depredadores tope contiene un 36% de especialistas y/o endémicos lo cual podría conllevar a preferencias diferentes de la estructura del paisaje. De forma general, las tendencias en cuanto área y aislamiento no están del todo claras cuando se pasa de islas verdaderas a “fragmentos de hábitat”, aun cuando la explicaciones de la hipótesis de *la cantidad de hábitat* incluyen tanto a los parches de hábitat como a las islas o grupos de islas verdaderas (Fahrig, 2013). Pero lo que sí podría ser una tendencia es el comportamiento diferente entre las relaciones de la riqueza de especies de rapaces en islas templadas respecto a las islas tropicales.

En varios estudios se menciona a la heterogeneidad del paisaje y la cantidad de hábitat como factores determinantes de la riqueza de especies (e.g. Boecklen, 1986; Jullien y Thiollay, 1996; Saab, 1999; Anderson, 2001; Lee *et al.*, 2002; Dunford y Freemark, 2005; Palomino y Carrascal, 2007; Smith *et al.*, 2011; Quesnelle *et al.*, 2013; Schindler *et al.*, 2013), en coincidencia con nuestros resultados. Probablemente la distancia a diferentes usos de suelo, identificada en este estudio como buenos predictores, se relacione con la presencia de los actuales paisajes heterogéneos con mosaicos de pastizales y zonas agrícolas principalmente que favorecen la disponibilidad de presas. De igual forma, en paisajes agrícolas de Canadá, la riqueza de especies ha sido relacionada significativamente con variables de productividad de los cultivos a través del NDVI que indican heterogeneidad del paisaje (Duro *et al.*, 2014). Estos hallazgos apoyan la idea de que la cantidad de energía disponible dentro de un área y a través del tiempo podría ser un factor importante que dirige la diversidad de especies (Wright, 1983). Además, también apoyan la hipótesis de *heterogeneidad del paisaje* (Williams, 1964), sobre todo si las coberturas representan la variedad de hábitat necesarios para albergar a las diferentes especies (Tews *et al.*, 2004). La heterogeneidad del paisaje es un proceso que incrementa la variedad de tipos de hábitat y la discontinuidad entre ellos, y crea un mosaico complejo de hábitat que representa mayor variedad y calidad diferencial de recursos para más especies (Fahrig y Nutton, 2005), lo que lo convierte en un predictor significativo de la riqueza.

Existen otros estudios que han demostrado una respuesta negativa de la riqueza de especies ante paisajes heterogéneos (Craig y Beal, 1992). Sin embargo, si los cambios en el paisaje son positivos o negativos para las especies dependerá de la naturaleza inicial del hábitat. Es decir, un incremento de la heterogeneidad en hábitat fuertemente modificados es diferente de los cambios que ocurren en hábitat prístinos como los bosques primarios. De este modo, un incremento en la heterogeneidad afectará positivamente a la biodiversidad hasta cierto punto, pero cuando la densidad de bordes sea muy alta y el tamaño de los parches de hábitat natural sea muy pequeño, entonces los efectos de la fragmentación podrían ser

mayores que los efectos positivos de la heterogeneidad lo que resulta en un decline de la biodiversidad (Fahrig *et al.*, 2011).

Es necesario tener en cuenta que la respuesta positiva de la riqueza de especies ante la heterogeneidad del paisaje en este estudio también podría representar la respuesta de especies de rangos geográficos amplios, e ignorar de esta forma la respuesta de especies con distribución más restringida, generalmente negativa, y con prioridades de conservación (La Sorte, 2006; Katayama *et al.*, 2014). De forma general, esta respuesta ante los patrones de heterogeneidad de hábitat es diferencial y depende del contexto ecológico, de las especies y de la escala del paisaje (Tylianakis *et al.*, 2008), al ser resultado de la interacción entre la disponibilidad y la calidad de los hábitat con las capacidades de uso de hábitat y el desplazamiento que tiene cada especie a distintas escalas del paisaje (Henle *et al.*, 2004; Tews *et al.*, 2004). Además, como se había predicho en este estudio, los procesos modernos antropogénicos dan forma a los patrones de distribución de la riqueza basados en la composición de especies comunes y raras, mediante (1) el incremento de especies comunes a través de la expansión de sus rangos geográficos y (2) al aumento de la prevalencia de las especies comunes en los ensamblajes de aves independiente de los cambios en la riqueza de especies (La Sorte, 2006).

8.5 Efecto de la escala

Como se esperaba, los resultados mostraron que un conjunto preseleccionado de variables predictoras en los modelos demuestran con una certidumbre aceptable que el uso del hábitat por las rapaces depende de factores a diferentes escalas espaciales en esta zona de humedales de Cuba. La heterogeneidad ambiental actúa de forma diferente sobre cada especie y estas responden de manera diferente a la variabilidad ambiental dependiendo de cómo aparentemente perciban la escala del hábitat en que se encuentran (Wiens, 1989). Los procesos que ocurren a una escala pequeña pueden no denotarse a escalas grandes. Para una especie con ámbito hogareño pequeño los factores ambientales y los procesos a escala pequeña (local) son quizás más importantes como condicionantes de su distribución y abundancia

que los de escala de paisaje (e.g. MacFaden y Capen, 2002). Por el contrario, para especies como las rapaces, con ámbitos hogareños grandes y largos desplazamientos diarios, la escala más importante podría estar a nivel de paisaje (e.g. Buij *et al.*, 2013; Schindler *et al.*, 2013; Thiele *et al.*, 2013) en consistencia con los resultados de este estudio, donde los modelos en la escala de 5 km explicaron el mayor porcentaje de la devianza nula para todas las especies, incluso para *Falco sparverius* que tiene una talla menor.

Cada especie presenta diferentes estrategias de forrajeo y anidación a diferentes escalas del hábitat (Lent y Capen, 1995). Asimismo, serían diferentes los factores que pueden relacionarse con la distribución y abundancia a escalas locales, intermedias y de paisaje o también puede suceder que las mismas variables tengan una significación en todas las escalas analizadas o en la mayoría de ellas como se observó en estos análisis. Estos resultados mostraron una selección multiescala para muchos elementos del hábitat que incluyeron tanto variables de configuración y composición del paisaje como variables de actividad antropogénica. Asociado a este patrón existe una variedad de mecanismos subyacentes que podrían afectar los efectos observados en el paisaje. Por ejemplo, los parches en paisajes con poca proporción de hábitat adecuado pueden ser caracterizados por una alta probabilidad en la tasa de extinción (MacArthur y Wilson, 1967), o bajas probabilidades de recolonización (Krawchuk y Taylor, 2003). Las tasas de depredación de nidos pueden ser más altas en paisajes con una alta proporción de matriz modificada. Para varias especies hay beneficios en lugar de afectaciones, sobre todo si estas son generalistas de hábitat (Campion, 2004). Los paisajes con altas proporciones de hábitat adecuado ofrecerían sitios de anidación suficientes para las especies, y a la vez pueden favorecer o restringir la presencia de las rapaces por su influencia en la detectabilidad y disponibilidad de presas, la disponibilidad de perchas, y puede influir sobre las características generales de las áreas de caza (Preston, 1990; Williams *et al.*, 2000). Se ha señalado que umbrales de cobertura de bosque mayores al 20-30% de la superficie del paisaje, incrementan de forma lineal la probabilidad de ocurrencia de especies. Por debajo de este umbral, la probabilidad

de extinción local es más alta (Fahrig, 2002). Sin embargo, para rapaces generalistas (e.g. *Milvus milvus*) de la Península Ibérica se ha documentado la selección de áreas heterogéneas para la caza y la anidación, donde el área de bosque es pequeña, y los sitios con alrededor del 25% de cobertura boscosa son los que alcanzan mayor probabilidad de ocurrencia de nidos (Campion, 2004). Por encima de este porcentaje de cobertura la probabilidad de encontrar un nido decrece.

La escala y el grado de efecto del paisaje parece ser especie-específico (Wiens, 1989). Sin embargo, para todas las especies analizadas en este estudio con los modelos GLM, las variables en la escala de paisaje explicaron más variación de la probabilidad de presencia y de la abundancia que los predictores locales y de escalas intermedias. Estos hallazgos no son consistentes con varios estudios en bosques manejados donde se reportan menores efectos a escala de paisaje (e.g. McGarigal y McComb, 1995; Hagan y Meehan, 2002; Rodewald, 2002; Carrara *et al.*, 2015). Probablemente, estas diferencias estén relacionadas con las características de las especies analizadas o a que en islas, las especies están más restringidas a lo que usan o les afecta de igual manera el paisaje, por factores denso-dependientes.

En la escala de paisaje estas rapaces podrían reconocer la configuración de los elementos clave del hábitat. Además, podrían seleccionar ciertos elementos del hábitat que cumplan los umbrales específicos para la cantidad de hábitat adecuado, el tamaño del parche y la conectividad entre parches. La confluencia de diferentes entornos que puedan satisfacer diferentes funciones de la historia de vida de las especies también podría ser una consideración importante en la escala de paisaje. MacFaden y Capen (2002) sugirieron que un posible mecanismo de influencia de la escala de paisaje podría estar relacionado, primeramente, con el reconocimiento del hábitat potencial a escala de paisaje, donde la configuración de los hábitat podría determinar los sitios donde ocurrirán las especies, y en segundo lugar, a escala más fina, se determinaría dónde las aves podrían reconocer componentes estructurales y de composición específicos de la vegetación *in situ*. Wiens *et al.* (1987) refieren

que la escala-dependencia en los estudios de hábitat de aves se aborda mejor mediante la determinación de los patrones generales de afinidades de hábitat a una gran escala y las respuestas específicas al hábitat a una escala local. De cualquier forma, los esfuerzos para entender estos patrones y la contribución para el manejo y conservación de las rapaces de la isla de Cuba requieren considerar la selección de hábitat a múltiples escalas.

8.5.1 Efecto de la escala en la relación riqueza de especies-ambiente

Un patrón interesante relacionado con la escala de los análisis fue la asociación entre la riqueza de especies, la distancia a fuentes de disturbio y la cantidad de hábitat en los radios de 1 km y 2 km y la falta de relación en la escala de 5 km. Estas métricas del paisaje funcionan bien a escalas pequeñas; sin embargo no se puede afirmar algo más allá de los 5 km. Los efectos, en este caso, dependen fuertemente de la escala de análisis y sería necesario ampliarla (>5 km) para entender el patrón de distribución de la riqueza, si es que en la medida que aumente el tamaño del paisaje definido se mantiene o cambia el patrón observado a escalas menores.

Se conoce que las aves son afectadas de forma diferencial por la estructura de los hábitat y su configuración a diferentes escalas espaciales (Lee *et al.*, 2002; Carrara *et al.*, 2015). La cantidad de hábitat en un paisaje afecta la biodiversidad a través de múltiples procesos que incluyen la reproducción, la mortalidad, la dispersión, la extinción local y las interacciones entre especies, operando a varias escalas espaciales y temporales (Addicott *et al.*, 1987). Para la riqueza de especies, el efecto neto de la fragmentación sobre múltiples procesos podría depender también de la escala si las diferentes especies responden a escalas distintas (Smith *et al.*, 2011). En contraste, el efecto de la cantidad de hábitat debería ser constante y positivo, como se obtuvo en este estudio hasta la escala de 2 km.

Definitivamente, los procesos dependientes de escala deben ser considerados en este tipo de análisis ya que las especies pueden beneficiarse de la heterogeneidad a múltiples escalas espaciales (*e.g.* Katayama *et al.*, 2014). Por

ejemplo, la comunidad de aves puede beneficiarse del cambio de hábitat a pequeñas escalas porque las pequeñas aperturas de los hábitat continuos crean nuevas condiciones y no aíslan a los hábitat ni a las poblaciones (Rodríguez-Estrella, 2007). Esto puede afectar a pocas especies sensibles y al menos mantener la riqueza y diversidad estables (Derleth *et al.*, 1989). Cuando el disturbio en el paisaje es muy grande y los hábitat se vuelven muy fragmentados, las aves especialistas aisladas tienden a desaparecer (Ferraz *et al.*, 2007), aunque la asociación con los paisajes transformados promuevan aumentos de la riqueza de especies, las raras y especialistas pueden enfrentar procesos de extinción (La Sorte, 2006; Carrara *et al.*, 2015). Esto sugiere que las generalizaciones desarrolladas a escalas espaciales gruesas deberían ser aplicadas con cautela y para tener una mejor idea de los patrones y procesos subyacentes, se recomienda seguir investigando y revisando la consistencia de los resultados de las medidas del paisaje como indicadores de la riqueza de especies a lo largo de gradientes ambientales en el área de estudio.

8.6 Implicaciones para la conservación

Estos resultados tienen implicaciones importantes para la conservación de las rapaces en Cuba y de las rapaces de islas Neotropicales. Los efectos negativos de la alteración del hábitat sobre las rapaces pueden intensificarse si aumenta el área destinada para la agricultura en el humedal o si se convierte a agricultura de monocultivos exclusivamente, eliminando la tradicional. Actualmente, las especies endémicas y otras generalistas usan las áreas naturales adyacentes como sitios de anidación, y explotan de forma oportunista los parches de cultivos y pastizales para la caza de presas. Si se continúan extendiendo estas áreas agrícolas, los hábitat adecuados para la anidación podrían disminuir y las poblaciones decrecer tanto para especies especialistas como generalistas. Lo mismo sucede en la región de los cayos aislados de la costa, donde existe explotación turística y planes de desarrollo a mediano plazo. Una disminución acelerada del área de vegetación costera, manglares y bosques donde anidan los endémicos y amenazados A.

gundlachi y *B. gundlachii* en la zona, repercutirá no solo en las poblaciones locales sino en su área de distribución en toda la isla de Cuba.

La situación particular de la región norte de Ciego de Ávila puede ser aplicada de forma general a la isla, porque las rapaces tienen las mismas amenazas a escala local, regional y nacional. *Accipiter gundlachi* ha perdido el 80% de sus hábitat adecuados en la isla y el tamaño de los parches de bosque remanentes en la mayoría de los territorios no parecen ser suficientes para asegurar la presencia de poblaciones aisladas (ver Rodríguez-Santana, 2009). Una situación similar ha sido reportada para *B. gundlachii*, con una pérdida del 75% de su hábitat adecuado (Rodríguez-Santana y Viña Dávila, 2012b), mayormente concentrado en la región central de Cuba. Ambas especies fueron consideradas como rapaces de amplia distribución, presentes fundamentalmente en bosques y zonas costeras (Garrido y Kirkconnell, 2000). Actualmente, la situación es diferente y preocupante con poblaciones aisladas, pequeñas y restringidas a tipos de hábitat particulares. La distribución actual es fragmentada y esto contribuye directamente a la vulnerabilidad de las poblaciones y a la extinción (Stratford y Stouffer, 1999; Rodríguez-Santana y Viña Dávila, 2012a, b).

Aunque las rapaces pueden tener mayores capacidades de dispersión que otros grupos de aves, la fragmentación de hábitat puede afectar la disponibilidad de presas y de sitios de anidación para las mismas. Por lo tanto, la protección de estos parches de hábitat podría ser vital para mantener la conectividad entre las subpoblaciones, ya que pueden actuar como escalones para los individuos, lo que fomenta su dispersión y la prevención de endogamia que conduce a extinciones locales (Shaffer, 1981; Palomares *et al.*, 2012). El manejo del hábitat de la matriz que rodea los parches de bosque mediante la reforestación de áreas críticas (e.g. los márgenes de ríos) y el establecimiento de corredores también puede mejorar la conectividad entre parches de bosques aislados y evitar extinciones locales de poblaciones (Simberloff *et al.*, 1992; Baum *et al.*, 2004), cuando la cantidad de hábitat total en el paisaje sea menor al umbral de tolerancia ecológica de estas especies.

Por otra parte, los modelos obtenidos en este estudio pueden ser usados como herramientas para implementar y fortalecer las iniciativas de conservación para una especie y para la comunidad de rapaces como un todo, a través del manejo y la conservación de parámetros claves del hábitat identificados en el área de estudio. Por ejemplo, los resultados indicaron que existen hábitat de anidación potenciales no ocupados por las especies (*B. gundlachii* y *F. sparverius*). En este caso de una especie rara con distribución estrecha y restringida, se confirma que los modelos confiables pueden ser generados a partir de bases de datos con pocas presencias (McPherson y Jetz, 2007; Pearson *et al.*, 2007). Este logro tiene implicaciones positivas para definir prioridades de conservación de especies especialistas, raras, crípticas y amenazadas, que normalmente son muy difíciles de estudiar, monitorear y proteger y que necesitan de una distribución conocida para que sean efectivos los planes de conservación.

Otro ejemplo fueron los patrones espaciales de abundancia predicha para *B. gundlachii*, que se identificó una coincidencia de estos con zonas de explotación turística planificada a mediano plazo, además de toda el área que actualmente se explota con esta industria, donde gran parte de la vegetación natural costera fue sustituida por instalaciones hoteleras. De forma general, la especie enfrenta varios problemas a lo largo de su área de distribución, que en muchos sitios coincide con zonas de explotación turística en el archipiélago cubano. En los últimos años han surgido actividades extractivas incipientes, completamente ilegales, que afectan directamente a la población reproductiva de los cayos. Se desconoce aún el efecto que ha tenido y tendrá esta extracción de individuos en la población del humedal. Sin embargo, nuestros resultados con mapas de patrones espaciales de distribución y abundancia podrían convertirse en una herramienta muy útil para reforzar la protección y vigilancia de los sitios más sensibles para la captura de los gavilanes. Es de esperar, que este enfoque también contribuya al mejoramiento de los planes de manejo de la especie, al aportar estimaciones espaciales de la abundancia para toda el área de estudio. Además, los modelos pueden proveer conocimiento sobre la relación especie-ambiente que permite establecer prioridades de manejo y

estrategias de conservación entre regiones que varían en su contribución a la persistencia regional de la especie.

De igual forma se integrarían los resultados de los modelos de regresión logística, que demostraron tener habilidad para identificar variables significativas del hábitat de anidación de *B. gundlachii* que pueden ser usadas para evaluar las condiciones existentes en el ecosistema de manglar. También se podrían detectar componentes de riesgo, priorizar actividades de restauración del hábitat, así como monitorear cualquier cambio futuro dentro de este sistema. Con estos resultados también se podrán identificar nuevos sitios de anidación.

A pesar de los errores e incertidumbres de los modelos (Carvalho *et al.*, 2010), se considera que este método aumenta significativamente la información de las especies endémicas y que ayudará a redefinir la red actual de áreas protegidas en beneficio de la protección y monitoreo de las poblaciones de *B. gundlachii* y *A. gundlachi*, a partir de nuestras recomendaciones mencionadas en el apartado de Resultados. En estas recomendaciones se proponen extensiones de los límites de áreas protegidas, se definen sitios importantes para el estudio y monitoreo de las poblaciones reproductivas, así como zonificaciones para áreas estrictas de conservación dentro de las áreas protegidas y se identifican zonas de alto riesgo. De esta forma, se informa sobre nuevas áreas en las cuales la conservación debería maximizar las inversiones económicas y políticas dedicadas a la protección de estas rapaces ya que el Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Cuba no protege de forma efectiva a las dos rapaces endémicas estudiadas. Por ejemplo, más de la mitad del hábitat adecuado dentro del rango de distribución de cada especie carece de toda protección legal. Regiones como la Península de Zapata y los macizos montañosos del este de Cuba encierran y protegen solo el 7% aproximadamente del área de ocupación de *A. gundlachi*. El archipiélago Sabana-Camagüey y la Ciénaga de Zapata pueden proteger casi el 26% del área de ocupación de *B. gundlachii*, que incluye hábitat adecuados y no adecuados (Rodríguez-Santana, 2009). Si los cambios de hábitat en Cuba continúan y afectan cada vez más los remanentes de hábitat adecuado de *A. gundlachi* y *B. gundlachii*, se puede esperar

que estas especies se vuelvan aún más raras y amenazadas por la extinción en el mediano plazo.

Una estrategia común para la conservación de las especies sería el diseño de una red de reservas con el objetivo final de preservar las áreas únicas y más biodiversas *in situ* (Possingham *et al.*, 2006). Sin embargo, uno de los principales problemas para la conservación de la biodiversidad es la falta de fondos en los países más biodiversos (Bruner *et al.*, 2004). Por lo tanto, se propone el uso de herramientas de modelación predictiva como Maxent para especies con altos valores de conservación como las raras y endémicas. Si se establecen mapas predictivos de la ocurrencia de las especies y se determinan áreas prioritarias para la conservación, entonces sería posible proponer cambios y expansiones en el diseño de las áreas protegidas de la región con fines de manejo para la conservación como se recomendó en este estudio. La delimitación e identificación de sitios prioritarios para los muestreos y monitoreo dentro y fuera de las áreas protegidas los sugerimos para impactar y mejorar el estado de conservación de los endémicos a escalas extensas. Cuando el tiempo, el dinero y los recursos son limitados, es más eficiente construir sobre las áreas protegidas existentes que crear nuevas (Fuller *et al.*, 2006; Thorn *et al.*, 2009). Sin embargo, no se debe excluir o dejar de considerar en programas futuros el incremento en el número de espacios protegidos.

Finalmente, si las rapaces endémicas deben ser preservadas, las estrategias de conservación deben ser dirigidas al mantenimiento de los espacios naturales, ya que gran parte de la recuperación de sus poblaciones depende de la existencia de zonas naturales con poca perturbación. Existen estudios que indican que la mayor diversidad se encuentra en los espacios modificados, impactados por las actividades humanas (e.g. Champion, 2004). Sin embargo en Cuba, para las especies especialistas y endémicas, debe protegerse primero en los espacios naturales. Por lo tanto, es urgente diseñar estudios para determinar los impactos del turismo en las áreas de productividad y de anidación de *B. gundlachii*, por ejemplo. Lo más importante sería establecer con urgencia un programa de

conservación particularmente centrado en las dos especies endémicas. Dicho programa debe incluir la protección de las áreas de anidación, la ampliación de la protección de las áreas naturales protegidas que contienen hábitat adecuado para ambas especies en las zonas costeras y los bosques, y la restauración de hábitat de anidación adecuados.

9. CONCLUSIONES

1. La comunidad de aves rapaces en la región norte de Ciego de Ávila está compuesta por un 36% de especies especialistas que fueron afectadas por la degradación del hábitat y se agruparon hacia zonas naturales, mientras que las zonas modificadas sostienen poblaciones de especies generalistas mayormente migratorias.
2. Existe un empobrecimiento de la riqueza de especies en áreas urbanizadas, con la presencia solamente de las especies generalistas más abundantes. Las respuestas a la transformación de hábitat fueron especie-específicas y dependientes del grado de modificación. Esto define un gradiente de especies de rapaces en relación a la variación ambiental, de especialistas/endémicos (*B. gundlachii*, *R. sociabilis*, *A. gundlachi* y *P. haliaetus*) en áreas naturales, “especies intermedias” (e.g. *B. jamaicensis*, *C. caracara*, *F. columbarius*) en zonas de pastos y cultivos, y generalistas (*C. aura*, *F. sparverius*) en áreas completamente modificadas.
3. Las especies más abundantes y de mayor densidad dentro de la comunidad de rapaces fueron *C. aura*, *F. sparverius*. También fueron más abundantes y densas en las zonas modificadas respecto a las naturales donde se benefician de la modificación del hábitat ya que cazan en áreas abiertas.
4. Las especies residentes (*F. sparverius* y *P. haliaetus*) aumentaron su abundancia y densidad durante la etapa no reproductiva por la presencia de los individuos migratorios. Los migrantes desplazaron a los residentes de sus áreas de alimentación preferidas, y los residentes usaron fundamentalmente las áreas naturales y mayor cantidad de hábitat, mientras que los individuos migratorios usan las áreas modificadas.

5. Las diferentes intensidades de actividad humana y fragmentación modificaron, de manera diferencial, la respuesta de las especies en cuanto a su distribución y abundancia. La respuesta de las especialistas ante la modificación de los ecosistemas fue negativa, asociándose su presencia y abundancia a ambientes naturales principalmente y siendo más sensibles a la pérdida de hábitat adecuado en el paisaje.
6. Para las especies endémicas, las variables significativas de los modelos se relacionan directa o indirectamente con requerimientos específicos de hábitat y de dieta de las mismas. Las generalistas estuvieron relacionadas con variables que indican fragmentación del hábitat por la intervención humana en el ecosistema, así como variables ambientales que finalmente se asocian directa o indirectamente con los sitios de forrajeo preferidos por las especies y la intensidad de modificaciones de hábitat que soportan las mismas.
7. Hubo una selección multiescala para muchos elementos del hábitat que incluyeron tanto variables de configuración y composición del paisaje como variables de actividad antropogénica, y en la escala de paisaje estas variables explicaron más variación de la probabilidad de presencia y de la abundancia.
8. Los sitios de anidación de *B. gundlachii* son dependientes de características ambientales más relacionadas a la calidad trófica del área que de su proximidad a zonas urbanizadas. Existe mayor probabilidad de encontrar un nido de *B. gundlachii* en sitios húmedos o con poca agua acumulada, en paisajes simples con pocos parches de vegetación costera. Además, estos nidos aparecerán en parches de mangle de tamaños similares, con formas simples, más bien circulares, dentro de paisajes de manglar homogéneo, poco diversos y con poca riqueza de otros tipos de hábitat. Los sitios de anidación de *A. gundlachi* son dependientes de bosques semidecíduos, con predominio

de zona boscosa en el paisaje pero próximos a asentamientos humanos y bordes de hábitat.

9. Los hábitat abiertos, modificados o no, con vegetación herbácea y sin cobertura arbustiva extensa son hábitat apropiados para la anidación de *F. sparverius* si tienen disponibilidad de cavidades. No existe influencia negativa de la modificación del hábitat sobre la selección del sitio de anidación. La probabilidad de encontrar un nido aumenta en la medida que el paisaje sea más diverso y que contenga mayor cantidad de parches de mangle.
10. La riqueza de especies de rapaces no depende del área de los parches de vegetación ni del aislamiento que exista entre estos, sino que se relacionó con la distancia a los pastizales, a los cultivos y a las zonas urbanas, en conjunto con la cantidad de hábitat natural adecuado en el paisaje. Paisajes más heterogéneos benefician la riqueza de especies generalistas y disminuyen la probabilidad de presencia de especies especialistas.
11. Los procesos antropogénicos dieron forma a los patrones de distribución de la riqueza, basados en la composición de especies comunes y raras, mediante el incremento y el aumento de la prevalencia de especies comunes en los ensambles de rapaces, independiente de los cambios en la riqueza de especies y la desaparición de las especies raras. Tienden a homogeneizar las especies presentes, las dominantes, generalistas.
12. Los efectos de la distancia a fuentes de disturbio y la cantidad de hábitat adecuado en el paisaje sobre la riqueza de especies dependen de la escala de análisis. A nivel de paisaje no existe asociación aparente, solamente entre las escalas de 1 km y 2 km y esto depende de la composición de especies que pueden beneficiarse de la heterogeneidad a múltiples escalas espaciales.

9.1 RECOMENDACIONES

- ✓ Diseñar estudios que analicen los efectos de la actividad turística y la pérdida y fragmentación del hábitat sobre la productividad de las especies endémicas y los residentes que se reproducen en el área de estudio.
- ✓ Modelar la distribución y abundancia de todas las especies con las mismas herramientas estadísticas para comprobar si la tendencia de relación de variables observada con los dos grupos de especies (especialistas y generalistas) se mantiene.
- ✓ Actualizar periódicamente los modelos de distribución geográfica potencial de las especies endémicas, utilizando nuevos registros.
- ✓ Realizar un estudio con enfoque multiescala de la selección del hábitat de anidación de todas las rapaces que se reproducen en el humedal y a su vez analizar los efectos de la cantidad de hábitat adecuado remanente sobre el patrón de selección.
- ✓ Validar los modelos de selección de hábitat de anidación con nuevas localidades de nidos, si es posible, para fortalecer los modelos construidos que a la vez pueden ser aplicados al manejo de las especies.
- ✓ Modelar con otras variables ambientales y otras escalas espaciales la distribución y abundancia de las especies, así como la riqueza de este grupo.
- ✓ Obtener mapas digitales de todas las especies que reflejen visualmente los resultados de los modelos. De esta forma, también contribuyen al manejo y protección de un mayor número de rapaces.

- ✓ Se debe investigar con profundidad el efecto que tiene la actividad humana sobre las poblaciones de *Caracara cheriway* en condiciones de insularidad en el Neotrópico para de esta forma entender las diferentes respuestas que tienen las poblaciones insulares comparado con su contraparte continental al disturbio humano.

- ✓ Extender estos resultados a los manejadores de áreas protegidas de la zona para que tengan una herramienta útil, a partir de estudios ecológicos en el área, con la que puedan realizar un manejo efectivo de las especies y hábitat, sobre todo las endémicas, y contribuir a su conservación.

10. LITERATURA CITADA

- Abe, F., O. Hasegawa, T. Kudo, S. Higashi. 2007. Nest-site selection of northern goshawks and Eurasian sparrow hawks in a fragmented landscape in northern Japan. *J Raptor Res.* 41(4):299–306.
- Abbot, C.G. 1933. Closing history of the Guadalupe Caracara. *Condor* 35:10–14.
- Actkinson, M.A., W.P. Kuvlesky Jr, C.W. Boal, L.A. Brennan, F. Hernandez. 2007. Nesting habitat relationships of sympatric Crested Caracaras, Red-Tailed Hawks and White-Tailed Hawks in South Texas. *Wilson J Ornithol.* 119 (4):570–578.
- Addicott, J.F., J.M. Aho, M.F. Antolin, M.F. Padilla, J.S. Richardson, A. Soluk. 1987. Ecological neighborhoods: scaling environmental patterns. *Oikos.* 49:340–346.
- Alcover, J.A., M. McMinn. 1994. Predators of vertebrates on islands. *BioScience.* 44:12–18.
- Andersen, D.E. 2007. Survey Techniques. En: Bird, D.M., Bildstein, K.L. (eds.) *Raptor Research and Management Techniques.* Hancock House. Washington. pp. 89–100.
- Allen, T.F.H., T.W. Hoekstra. 1992. *Toward a unified ecology.* Columbia University Press. Nueva York. 384p.
- Allouche, O., A. Tsoar, R. Kadmon. 2006. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *J Applied Ecol.* 43(6):1223–1232.
- Amar, A., S.M. Redpath. 2005. Habitat use by Hen Harriers *Circus cyaneus* in Orkney: implications of land-use change for this declining population. *Ibis.* 147(1):37–47.
- Andersen, D.E. 2007. Survey Techniques. En: Bird, D.M., Bildstein, K.L. (eds.) *Raptor research and management techniques.* Hancock House Publishers. Washington, D.C. pp.89–100.
- Andersen, D.E., O.J. Rongstad, W.R. Mytton. 1990. Home-range changes in raptors exposed to increased human activity levels in southeastern Colorado. *Wildl Soc Bull.* 18:134–142.
- Anderson, D.L. 2001. Landscape heterogeneity and diurnal raptor diversity in Honduras: The role of indigenous shifting cultivation. *Biotropica.* 33(3):511–519.
- Attum, O., P. Eason, G. Cobbs, S.M.B. El Din. 2006. Response of a desert lizard community to habitat degradation: Do ideas about habitat specialists/generalists hold? *Biol Cons.* 133(1):52–62.
- Bakaloudis, D.E., C.G. Vlachos, G.J. Holloway. 1998. Habitat use by short-toed eagles *Circaetus gallicus* and their reptilian prey during the breeding season in Dadia Forest (north-eastern Greece). *J Appl Ecol.* 35(6):821–828.
- Barbour, T. 1923. *The birds of Cuba.* Mem Nuttall Ornithol. Club 6.

- Barbour, T. 1943. Cuban Ornithology. Mem Nuttall Ornithol. Club 9.
- Barradas, H.H., G. Carmona, E. Rodríguez. 2004. Anidación del aguililla negra (*Buteogallus anthracinus* Deppe 1830) en el manglar de Sontecomapan, Catemaco, Veracruz, México. Madera Bosques. 2:37–43.
- Batista, L.M., R. González, A. Zúñiga, F. Matos, L. Hernández, D. González. 2006. Atributos físicos del norte de la provincia Ciego de Ávila. En: CIEC (eds.) Ecosistemas costeros: biodiversidad y gestión de recursos naturales. Editorial CUJAE. pp. 1–76.
- Battin, J., J.J. Lawler. 2006. Cross-scale correlations and the design and analysis of avian habitat selection studies. Condor. 108(1):59–70.
- Baum, K.A., K.J. Haynes, F.P. Dilleuth, J.T. Cronin. 2004. The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. Ecology. 85(10):2671–2676.
- Bautista, L.M., J.T. García, R.G. Calmaestra, C. Palacín, C.A. Martín, M.B. Morales, R. Bonal, J. Viñuela. 2004. Effect of weekend road traffic on the use of space by raptors. Conserv Biol. 18(3):726–732.
- Beauvais, G.P., D.A. Keinath, P. Hernandez, L. Master, R. Thurston. 2006. Element distribution modeling: a primer -or- Musings upon depicting the geographic arrangement of biota, with ample reference to the harsh lessons of the dark master experience. Wyoming Natural Diversity Database. Wyoming.
- Beissinger, S.R. 1983. Hunting behavior, prey selection, and energetics of Snail Kites in Guyana: consumer choice by a specialist. Auk. 100:84–92.
- Bell, G. 2001. Neutral macroecology. Science. 293(5539):2413–2418.
- Berry, M.E., C.E. Bock, S.L. Haire. 1998. Abundance of diurnal raptors on open space grasslands in an urbanized landscape. Condor. 100:601–608.
- Betts, M.G., A.W. Diamond, G.J. Forbes, M.A. Villard, J.S. Gunn. 2006. The importance of spatial autocorrelation, extent and resolution in predicting forest bird occurrence. Ecol Model. 191(2):197–224.
- Bibby, C.J., N.D. Burgess, D.A. Hill. 1992. Bird Census Techniques. Academic Press. Primera Edición. Londres. 257p.
- Bildstein, K.L. 1998. Long-term counts of migrating raptors: a role for volunteers in wildlife research. J Wildl Manage. 62(2):435–445.
- Bildstein, K.L. 2004. Raptor migration in the neotropics: patterns, processes, and consequences. Ornitol Neotrop. 15:83–99.
- Bildstein, K.L. 2006. Migrating raptors of the world: their ecology and conservation. Comstock Publishing Associates. Cornell University Press.
- Bildstein, K.L., J. Brett, L. Goodrich, C. Viverette. 1993. Shooting galleries. American Brd. 47:38–43.

- Bildstein, K.L., F. Rodríguez-Santana, L.O. Melián, M. Martell. 2002. A new migration route for Swallow-Tailed Kites *Elanoides forficatus* in east Cuba. *Cotinga*. 18:93–95.
- Bird, D.M., D. Varland, J.J. Negro (eds.). 1996. *Raptors in human landscapes*. Academic Press. Londres. 396p.
- BirdLife International. 2008. *Threatened birds of the world 2008*. CD-ROM. Cambridge. BirdLife International.
- BirdLife International. 2011. Important Bird Areas factsheet: Gran Humedal del Norte de Ciego de Ávila. Descargado de <http://www.birdlife.org> 07/07/2011.
- Blair, R.B. 2001. Creating a homogeneous avifauna. En: Marzluff, J.M., Bowman, R., Donnelly, R. (eds.) *Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World*. Kluwer Academic Publishers. Boston. pp. 459–486.
- Boecklen, W.J. 1986. Effects of habitat heterogeneity on the species-area relationships of forest birds. *J Biogeogr.* 59–68.
- Bojórquez-Tapia, L., I. Azuara, E. Ezcurra, O. Flores-Villela. 1995. Identifying conservation priorities in Mexico through geographic information systems and modeling. *Ecol Appl.* 5:215–231.
- Bolger, D.T., T.A. Scott, J.T. Rotenberry. 1997. Breeding bird abundance in an urbanizing landscape in coastal southern California. *Conserv Biol.* 11(2):406–421.
- Bond, J. 1936. *Birds of the West Indies*. Acad. Nat. Sci. Filadelfia. 256p.
- Bond, J. 1956. *Check-list of birds of the West Indies*. Cuarta Edición. Acad. Nat. Sci. Philadelphia. 184p.
- Bosakowski, T., R. Speiser. 1994. Macrohabitat selection by nesting Northern Goshawks: Implications for managing eastern forest. En: Block, W.M., Morrison M.L., Reiser M.H. (eds.) *The Northern Goshawk: Ecology and Management*. Studies in Avian Biology, No. 16. pp. 46–49.
- Bosakowski, T., D.G. Smith, R. Speiser. 1992. Status, nesting density, and macrohabitat selection of Red-Shouldered Hawks in Northern New Jersey. *Wilson Bull.* 104:434–446.
- terBraak, C.J.F. 1986. Canonical correspondence analysis: A new eigen vector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*. 67(5):1167–1179.
- Brambilla, M., D. Rubolini, F. Guidali. 2006. Factors affecting breeding habitat selection in a cliff-nesting peregrine *Falco peregrinus* population. *J Ornithol.* 147(3): 428–435.
- Brotons, L., W. Thuiller, M.B. Araújo, A.H. Hirzel. 2004. Presence absence versus presence-only modelling methods for predicting bird habitat suitability. *Ecography*. 27(4):437–448.

- Brown, J.H. 1984. On the relationship between abundance and distribution of species. *Am Nat.* 124(2):255–279.
- Brown, J., D. Mehlman, G.C. Stevens. 1995. Spatial variation in abundance. *Ecology.* 76(7):2028–2043.
- Brown, J.H., A. Kodric-Brown. 1977. Turnover rates in insular biogeography: effect of immigration on extinction. *Ecology.* 58(2):445–449.
- Brown, J.H., S.K.M. Ernest, J.M. Parody, J.P. Haskell. 2001. Regulation of diversity: maintenance of species richness in changing environments. *Oecologia.* 126(3):321–332.
- Brown, L., D. Amadon. 1968. Eagles, hawks and falcons of the World. Volumen 2. McGraw-Hill Book Co. Nueva York. 501p.
- Brown, J.L., M.W. Collopy. 2012. Bayesian hierarchical model assessment of nest site and landscape effects on nest survival of Aplomado Falcons. *J Wildl Manage.* 76(4):800–812.
- Bruner, A.G., R.E. Gullison, A. Balmford. 2004. Financial costs and shortfalls of managing and expanding protected-area systems in developing countries. *Bioscience.* 54:1119–1126.
- Buckland, S.T., D.R. Anderson, K.P. Burnham, J.L. Laake. 1993. Distance sampling: estimating abundance of biological populations. Chapman and Hall. Londres. 446p.
- Buckland, S.T., D.R. Anderson, K.P. Burnham, J.L. Laake, D.L. Borchers, L. Thomas. 2001. Introduction to distance sampling: estimating abundance of biological populations. Oxford University Press. Oxford. 432p.
- Buehler, D.A. 2000. Bald Eagle (*Haliaeetus leucocephalus*), No.506. En: Poole A., Gill F. (eds.) The birds of North America. The Birds of North America, Inc. Filadelfia.
- Buij, R., B.M. Croes, J. Komdeur. 2013. Biogeographical and anthropogenic determinants of landscape-scale patterns of raptors in West African savannas. *Biodivers Conserv.* 22(8):1623–1646.
- Burnham, K.P., D.R. Anderson. 2002. Model selection and multimodal inference: a practical information-theoretic approach. Springer-Verlag. Nueva York. 516p.
- Burnham, K.P., D.R. Anderson, J.L. Laake. 1985. Efficiency and bias in strip and line transect sampling. *J Wildl Manage.* 49(4):1012–1018.
- Bustamante, J. 1997. Predictive models for Lesser Kestrel (*Falco naumanni*) distribution, abundance and extinction in southern Spain. *Biol. Conserv.* 80(2):153–160.
- Bustamante, J., J. Seoane. 2004. Predicting the distribution of four species of raptors (Aves: Accipitridae) in southern Spain: statistical models work better than existing maps. *J Biogeogr.* 31(2):295–306.

- Butet, A., N. Michel, Y. Rantier, V. Comor, L. Hubert-Moy, J. Nabucet, Y. Delettre. 2010. Responses of common buzzard (*Buteo buteo*) and Eurasian kestrel (*Falco tinnunculus*) to land use changes in agricultural landscapes of Western France. *Agric Ecosyst Environ.* 138(3):152–159.
- Byholm, P., D. Burgas, T. Virtanen, J. Valkama. 2012. Competitive exclusion within the predator community influences the distribution of a threatened prey species. *Ecology.* 93(8):1802–1808.
- Cade, T.J., M. Martell, P. Redig, G. Septon, H. Tordoff. 1996. Peregrine Falcons in urban North America. En: Bird, D.M., Varlan, D.E., Negro, J.J. (eds.) *Raptors in human landscapes: adaptations to built and cultivated environments.* Academic Press. Nueva York. pp. 3–13.
- Cam, E., J.D. Nichols, J.R. Sauer, J.E. Hines, C.H. Flather. 2000. Relative species richness and community completeness: birds and urbanization in the Mid-Atlantic States. *Ecol Appl.* 10(4):1196–1210.
- Campion, D. 2004. Using GIS for identifying features for conserving raptors in altered habitat: a case study in a modified Mediterranean landscape. En: Rodríguez-Estrella, R., Bojórquez, L.A. (eds.) *Spatial analysis in raptor ecology and conservation.* CIBNOR-CONABIO. México. pp. 153–178.
- Cardador, L., S. Mañosa. 2011. Foraging habitat use and selection of western Marsh-harriers (*Circus aeruginosus*) in intensive agricultural landscapes. *J Raptor Res.* 45(2):168–173.
- Cardador, L., M. Carrete, S. Mañosa. 2011. Can intensive agricultural landscapes favor some raptor species? The Marsh harrier in north-eastern Spain. *Anim Conserv.* 14(4):382–390.
- Cardador, L., M. Carrete, S. Mañosa. 2014a. Factors affecting the expansion success of bird populations in human-transformed environments: the case of the Marsh Harrier *Circus aeruginosus* in the Ebro Valley. *Rev Catalana Ornitol.* 30:90–101.
- Cardador, L., F. Sardà-Palomera, M. Carrete, S. Mañosa. 2014b. Incorporating spatial constraints in different periods of the annual cycle improves species distribution model performance for a highly mobile bird species. *Divers Distrib.* 20(5):515–528.
- Carrara, E., V. Arroyo-Rodríguez, J.H. Vega-Rivera, J.E. Schondube, S.M. de Freitas, L. Fahrig. 2015. Impact of landscape composition and configuration on forest specialist and generalist bird species in the fragmented Lacandona rainforest, Mexico. *Biol Conserv.* 184:117–126.
- Carrascal, L.M., D. Palomino. 2002. Determinantes de la riqueza de especies de aves en las Islas Selvagem y Canarias. *Ardeola.* 49(2):211–221.

- Carrete, M., J.L. Tella, G. Blanco, M. Bertellotti. 2009. Effects of habitat degradation on abundance, richness and diversity of raptors across Neotropical biomes. *Biol Conserv.* 142(10):2002–2011.
- Carrete, M., S.A. Lambertucci, K. Speziale, O. Ceballos, A. Travaini, M. Delibes, F. Hiraldo, J.A. Donazar. 2010. Winners and losers in human-made habitats: interspecific competition outcomes in two Neotropical vultures. *Anim Conserv.* 13(4):390–398.
- Carvalho, S.B., J.C. Brito, R.L. Pressey, E. Crespo, H.P. Possingham. 2010. Simulating the effects of using different types of species distribution data in reserve selection. *Biol Conserv.* 143(2):426–438.
- Castelletta, M., J.M. Thiollay, N.S. Sodhi. 2005. The effects of extreme forest fragmentation on the bird community of Singapore Island. *Biol Conserv.* 121(1):135–155.
- Chace, J.F., J.J. Walsh. 2006. Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape Urban Plan.* 74(1):46–69.
- Chesser, R.T., R.C. Banks, F. K. Barker, C. Cicero, J.L. Dunn, A.W. Kratter, D.F. Stotz, K. Winker. 2010. Fifty-first supplement to the American Ornithologists' Union check-list of North American birds. *Auk* 127(3):726–744.
- Chown, S.L., N.J.M. Gremmen, K.J. Gaston. 1998. Ecological biogeography of Southern ocean islands: species-area relationships, human impacts, and conservation. *Am Nat.* 152(4):562–575.
- Chye, L.K. 2012. Current status and distribution of diurnal raptors in Malaysia. *Ornis Mongolica.* 1: 52–59.
- Clarke, R., D. Watson. 1990. The Hen Harrier *Circus cyaneus* winter roost survey in Britain and Ireland. *Bird Study.* 37(2):84–100.
- Clavero, M., L. Brotons, S. Herrando. 2011. Bird community specialization, bird conservation and disturbance: the role of wildfires. *J Anim Ecol.* 80(1):128–136.
- Cody, M.L. 1985. *Habitat selection in birds.* Academic Press, Inc. Nueva York. 558p.
- Cohen, J. 1960. A coefficient of agreement for nominal scales. *Educ Psychol Meas.* 20:37–46.
- Cohen, W.B., S.N. Goward. 2004. Landsat's role in ecological applications of remote sensing. *Biosciencie.* 54(6):535–345.
- Collins, S.L., S.M. Glenn. 1991. Importance of spatial and temporal dynamics in species regional abundance and distribution. *Ecology.* 72(2):654–664.
- Collopy, M.W., K.L. Bildstein. 1987. Foraging behavior of northern harriers wintering in southeastern salt and freshwater marshes. *Auk.* 11–16.
- Connell, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science.* 199(4335):1302–1310.

- Cox, G.W., R.E. Ricklefs. 1977. Species diversity and ecological release in Caribbean land bird faunas. *Oikos*. 28:113–122.
- Craig, R.J., K.G. Beal. 1992. The influence of habitat variables on marsh bird communities of the Connecticut River estuary. *Wilson Bull.* 295–311.
- Cramer, J.S. 2003. *Logit models from economics and other fields*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Crawley, M.J. 1993. *GLIM for ecologists*. Blackwell Scientific Publications. Oxford. 392p.
- Cringan, A.T., G.C. Horak. 1989. Effects of urbanization on raptors in the western United States. En: *Proceedings of the Western Raptor Management Symposium and Workshop*. National Wildlife Federation. Washington, DC. pp. 219–228.
- Crist, E.P., R.J. Kauth. 1986. The tasselled cap demystified. *Photogramm Eng Rem S.* 52:81–86.
- Cronk, Q.C.B. 1997. Islands: stability, diversity, conservation. *Biodivers Conserv.* 6(3):477–493.
- Davies, K.F., C.R. Margules, J.F. Lawrence. 2004. A synergistic effect puts rare, specialized species at greater risk of extinction. *Ecology*. 85(1):265–271.
- Davison, M., J.W. Fitzpatrick. 2010. Role of human-modified habitat in protecting specialist species: a case study in threatened Florida Scrub-Jay. *Biol Conserv.* 143(11):2815–2822.
- Debinski, D.M., R.D. Holt. 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Biol Conserv.* 14(2):342–355.
- de Frutos, A., P.P. Olea, R. Vera. 2007. Analyzing and modelling spatial distribution of summering lesser kestrel: the role of spatial autocorrelation. *Ecol Model.* 200(1):33–44.
- de Pando, B.B., J. Peña. 2007. Aplicación de modelos de distribución de especies a la conservación de la biodiversidad en el sureste de la Península Ibérica. *GeoFocus*. 7:100–119.
- Derleth, E.L., D.G. McAuley, T.J. Dwyler. 1989. Avian community response to small-scale habitat disturbance in Maine. *Can J Zoolog.* 67(2):385–390.
- Devictor, V., R. Julliard, D. Couvet, A. Lee, F. Jiguet. 2007. Functional homogenization effect of urbanization on bird communities. *Conserv Biol.* 21(3):741–751.
- Devictor, V., R. Julliard, F. Jiguet. 2008. Distribution of specialist and generalist species along spatial gradients of habitat disturbance and fragmentation. *Oikos*. 117(4):507–514.
- Diamond, J.M. 1975. Assembly of species communities. En: *Cody, M.L., Diamond, J.M. (eds.) Ecology and evolution of communities*. Harvard University Press. Cambridge. pp. 342–444.

- Diamond, J.M. 1988. Factors controlling species diversity. Overview and synthesis. *Ann Miss Bot Gard.* 75:117–129.
- Didham, R.K., J.M. Tylianakis, N.J. Gemmell, T.A. Rand, R.M. Ewers. 2007. Interactive effects of habitat modification and species invasion on native species decline. *Trends Ecol Evol.* 22(9):489–496.
- Di Vittorio, M., M. Sarà, P. López-López. 2012. Habitat preferences of Bonelli's Eagles *Aquila fasciata* in Sicily. *Bird Study.* 59(2):207–217.
- Donázar, J.A., F. Hiraldo, J. Bustamante. 1993. Factors influencing nest site selection, breeding density and breeding success in the Bearded Vulture (*Gypaetus barbatus*). *J Appl Ecol.* 30(3):504–514.
- Donázar, J.A., C.J. Palacios, L. Gangoso, O. Ceballos, M.J. González, F. Hiraldo. 2002. Conservation status and limiting factors in the endangered population of Egyptian vulture (*Neophron percnopterus*) in the Canary Islands. *Biol Conserv.* 107(1):89–97.
- Donázar, J.A., L. Gangoso, M.G. Forero, J. Juste. 2005. Presence, richness and extinction of birds of prey in the Mediterranean and Macaronesian islands. *J Biogeogr.* 32(10):1701–1713.
- Dormann, C.F., J. Elith, S. Bacher, C. Buchmann, G. Carl, G. Carré, S. Lautenbach. 2013. Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography.* 36(1):27–46.
- Duffy, C. 2012. Habitat and spatial relationships of nesting Common Black-Hawk (*Buteogallus anthracinus*) in southwest New Mexico. PhD. Dissertation. Prescott College. Arizona.
- Dunford, W., K. Freemark. 2005. Matrix matters: effects of surrounding land uses on forest birds near Ottawa, Canada. *Landscape Ecol.* 20(5):497–511.
- Duro, D.C., J. Girard, D.J. King, L. Fahrig, S. Mitchell, K. Lindsay, L. Tischendorf. 2014. Predicting species diversity in agricultural environments using Landsat TM imagery. *Remote Sens Environ.* 144:214–225.
- Dwyer, J.F., J.D. Fraser, J.L. Morrison. 2013. Range sizes and habitat use of non-breeding Crested Caracaras in Florida. *J Field Ornithol.* 84(3):223–233.
- Dykstra, C.R., J.L. Hays, F.B. Daniel, M.M. Simon. 2000. Nest site selection and productivity of suburban Red-Shouldered Hawks in Southern Ohio. *Condor.* 102(2):401–408.
- Eakle, W.L., E.L. Smith, S.W. Hoffman, D.W. Stahlecker, R.B. Duncan. 1996. Results of a raptor survey in southwestern New Mexico. *J Raptor Res.* 30(4):183–188.
- Edrén, S., M.S. Wisz, J. Teilmann, R. Dietz, J. Söderkvist. 2010. Modelling spatial patterns in harbour porpoise satellite telemetry data using maximum entropy. *Ecography.* 33(4):698–708.

- Ellis, D.H., R.L. Glinski, D.G. Smith. 1990. Raptor road surveys in South America. *J Raptor Res.* 24(4):98–106.
- Elith, J., C.H. Graham, R.P. Anderson, M. Dudík, S. Ferrier, A. Guisan, R.J. Hijmans, F. Huettmann, J.R. Leathwick, A. Lehmann, J. Li, L.G. Lohmann, B.A. Loiselle, G. Manion, C. Moritz, M. Nakamura, Y. Nakazawa, J.M. Overton, A.T. Peterson, S.J. Phillips, K. Richardson, R. Scachetti-Pereira, R.E. Schapire, J. Soberón, S. Williams, M.S. Wisz, N.E. Zimmermann. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography.* 29(2):129–151.
- Elith, J., S.J. Phillips, T. Hastie, M. Dudík, Y. Chee, C.J. Yates. 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Divers. Distrib.* 17(1):43–57.
- Escalante, T., E. Martínez-Meyer. 2013. Ecological niche modeling and wildlife management units (umas): an application to deer in Campeche, México. *Trop Subtrop Agroecosyst.* 16(2):183–191.
- Estela, F.A., L.G. Naranjo. 2005. Segregación en el tamaño de caracoles depredados por el gavilán caracolero (*Rostrhamus sociabilis*) y el carrao (*Aramus guarauna*) en el suroccidente de Colombia. *Ornitología Colombiana* 3:36–4.
- Fahrig, L. 2002. Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. *Ecol Appl.* 12(2):346–353.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu Rev Ecol Evol. S.* 487–515.
- Fahrig, L., 2013. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *J Biogeogr.* 40(9):1649–1663.
- Fahrig, L., W.K. Nuttle. 2005. Population ecology in spatially heterogeneous environments. En: Lovett, G.M., Jones, C., Turner, M.G., Weathers, K.C. (eds.) *Ecosystem function in heterogeneous landscapes.* Springer. Nueva York. pp. 95–118.
- Fahrig, L., J. Baudry, L. Brotons, F.G. Burel, T.O. Crist, R.J. Fuller, J.L. Martin. 2011. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecol Lett.* 14(2):101–112.
- Farias, A.A., F.M. Jaksic. 2011. Low functional richness and redundancy of a predator assemblage in native forest fragments of Chiloe Island, Chile. *J Anim Ecol.* 80(4):809–817.
- Farmer, C.J., J.P. Smith. 2009. Migration monitoring indicates widespread declines of American kestrels (*Falco sparverius*) in North America. *J Raptor Res.* 43(4):263–273.

- Feeley, K.J., J.W. Terborgh. 2008. Direct versus indirect effects of habitat reduction on the loss of avian species from tropical forest fragments. *Anim Conserv.* 11(5):353–360.
- Ferraz, G., J.D. Nichols, J.E. Hines, P.C. Stouffer, R.O. Bierregaard Jr., T.E. Lovejoy. 2007. A large-scale deforestation experiment: effects of patch area and isolation on Amazon Birds. *Science.* 315(5809):238–241.
- Fielding, A.H., J.F. Bell. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environ Conserv.* 24(01):38–49.
- Filloy, J., M.I. Bellocq. 2007. Respuesta de las aves rapaces al uso de la tierra: un enfoque regional. *Hornero.* 22(2):131–140.
- Fitzpatrick, M.C., N.J. Gotelli, A.M. Ellison. 2013. MaxEnt versus MaxLike: empirical comparisons with ant species distributions. *Ecosphere.* 4(5):55.
- Fortes, H., D. Denis. 2013a. Parámetros reproductivos y características del hábitat de nidificación del Gavilán Caracolero (*Rostrhamus sociabilis*) en dos humedales de Cuba. *J Carib Ornithol.* 26:1–7.
- Fortes, H., D. Denis. 2013b. Tamaños de los moluscos consumidos por el Gavilán Caracolero (*Rhostramus sociabilis*) en el Gran Humedal del Norte de Ciego de Ávila, Cuba. *J Carib Ornithol.* 26:8–11.
- Forsyth, D.M., S.R. McLeod, M.P. Scroggie, M.D. White. 2009. Modelling the abundance of wildlife using field surveys and GIS: non-native sambar deer (*Cervus unicolor*) in the Yarra Ranges, south-eastern Australia. *Wildlife Res.* 36(3):231–241.
- Fox, B.J., M.D. Fox. 2000. Factors determining mammal species richness on habitat islands and isolates: habitat diversity, disturbance, species interactions and guild assembly rules. *Global Ecol Biogeogr.* 9(1):19–37.
- Franklin, J. 2009. Mapping species distributions: spatial inference and prediction. Cambridge University Press. Cambridge. 336p.
- Freemark, K.E., J.B. Dunning, S.J. Hejl, J.R. Probst. 1995. A landscape ecology perspective for research, conservation and management. En: Martin, T.E., Finch, D.M. (eds.) Population ecology and conservation of neotropical migrant birds. Oxford University Press. Nueva York. pp. 381–427.
- Fuller, R.J., D.R. Langslow. 1984. Estimating numbers of birds by point counts: how long should counts last? *Bird Study.* 31:195–202.
- Fuller, M.R., J.A. Mosher. 1981. Methods of detecting and counting raptors: a review. *Stud Avian Biol.* 6:235–246.
- Fuller, M.R., J.A. Mosher. 1987. Raptor survey techniques. En: Giron Pendelton, B.A., Millsap, B.A., Cline, K.W., Bird, D.M. (eds.) Raptor management techniques manual. National Wildlife Federation. Washington DC. pp. 37–66.

- Fuller, T., M. Munguia, M. Mayfield, V. Sanchez-Cordero, S. Sarkar. 2006. Incorporating connectivity into conservation planning: a multi-criteria case study from Central Mexico. *Biol Conserv.* 133(2):131–142.
- García, D. 2006. La escala y su importancia en el análisis espacial. *Ecosistemas.* 15(3):7–18.
- García, J.T., M.B. Morales, J. Martínez, L. Iglesias, E. García de la Morena, F. Suárez, J. Viñuela. 2006. Foraging activity and use of space by Lesser Kestrel *Falco naumanni* in relation to agrarian management in central Spain. *Bird Conserv Int.* 16(01):83–95.
- Garrido, O.H. 1973. Anfibios, reptiles y aves de Cayo Real (Cayos de San Felipe), Cuba. *La Habana. Ser Agric.* 119:1–50.
- Garrido, O.H. 1976. Aves y reptiles de Cayo Coco, Cuba. *Misc Zool.* 3:1–4.
- Garrido, O.H. 1980. Los vertebrados terrestres de la Península de Zapata. *Poeyana.* 2003:1–49.
- Garrido, O.H. 1985. Cuban endangered birds. *Orn Monogr.* 36:992–999.
- Garrido, O.H., A. Schwartz. 1969. Anfibios, reptiles y aves de Cayo Cantiles. *Poeyana.* 67:44.
- Garrido, O.H., F. García Montaña. 1975. Catálogo de las Aves de Cuba. Academia de Ciencias de Cuba. La Habana. 149p.
- Garrido, O.H., C. Wotzkow. 1990. Tres ejemplos de transformación de hábitats en Cuba: su importancia en el incremento de la avifauna. *Pitirre.* 3(3):7.
- Garrido, O.H., A. Kirkconnell. 2000. Field guide to the Birds of Cuba. Cornell Univ Press. Nueva York. 253p.
- Garshelis, D.L. 2000. Delusions in habitat evaluation: measuring use, selection, and importance. En: Boitani, L., Fuller, T.K. (eds.) *Research techniques in animal ecology: controversies and consequences.* Columbia University Press. Nueva York. pp. 111–164.
- Gaston, K.J. 1996. The multiple forms of the interspecific abundance-distribution relationship. *Oikos.* 76(2):211–220.
- Gaston, K.J. 2005. Biodiversity and extinction: species and people. *Prog Phys Geogr.* 29(2):239–247.
- Gaston, K.J., R.A. Fuller. 2009. The sizes of species geographic ranges. *J Appl Ecol.* 46:1–9.
- George, T.L., S. Zack. 2001. Spatial and temporal considerations in restoring Habitat for wildlife. *Restor Ecol.* 9(3):272–279.
- Gilbert, M., R.T. Watson, M.Z. Virani, J.L. Oaks, S. Ahmed, M.J.I. Chaudhry, M. Arshad, S. Mahmood, A. Ali, A.A. Khan. 2006. Rapid population declines and mortality clusters in three Oriental White-backed Vulture *Gyps bengalensis* colonies in Pakistan due to diclofenac poisoning. *Oryx.* 40(04):388–399.

- González, H., J.L. Fontenla. 2007. Biodiversidad y Conservación. En: González, H. (ed.) Biodiversidad de Cuba. Ediciones Polymita. Guatemala. pp. 288–311.
- González, J.A., C. Montes, J. Rodríguez, W. Tapia. 2008. Rethinking the Galapagos Islands as a complex social-ecological system: Implications for conservation and management. *Ecol Soc.* 13:1–26.
- Graham, C.H., J.G. Blake. 2001. Influence of patch- and landscape-level factors on bird assemblages in a fragmented tropical landscape. *Ecol Appl.* 11(6):1709–1721.
- Graham, M.H. 2003. Confronting multicollinearity in ecological multiple regression. *Ecology.* 84(11):2809–2815.
- Granadeiro, J.P., J. Andrade, J.M. Palmeirim. 2004. Modelling the distribution of shorebirds in estuarine areas using generalized additive models. *J Sea Res.* 52(3):227–240.
- Guisan, A., N.E. Zimmermann. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecol Model.* 135(2):147–186.
- Guisan, A., W. Thuiller. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecol Lett.* 8(9):993–1009.
- Guisan, A., T.C. Edwards Jr., T. Hastie. 2002. Generalized linear and generalized additive models in studies of species distribution: setting the scene. *Ecol Model.* 157(2):89–100.
- Gundlach, J. 1876. Contribución a la ornitología cubana. Imprenta La Antilla. La Habana. 364p.
- Gundlach, J. 1893. Ornitología cubana o catálogo descriptivo de todas las especies de aves tanto indígenas como de paso anual o accidental observadas en 53 años. Archivos de la policlínica ed. Imprenta La Moderna. La Habana. 328p.
- Hagan, J.M., A.L. Meehan. 2002. The effectiveness of stand-level and landscape-level variables for explaining bird occurrence in an industrial forest. *Forest Sci.* 48(2):231–242.
- Haila, Y., I.K. Hanski, S. Raivio. 1993. Turnover of breeding birds in small forest fragments: the sampling colonization hypothesis corroborated. *Ecology.* 74(3):714–725.
- Hansen, A.J., W.C. McComb, R. Vega, M.G. Raphael, M. Hunter. 1995. Bird habitat relationships in natural and managed forests in the West Cascades of Oregon. *Ecol Appl.* 5(3):555–569.
- Harness, R.E. 2007. Mitigation. En: Bird, D.M., Bildstein, K.L. (eds.) Raptor research and management techniques. Hancock House Publishers. Washington DC. pp. 365–382.
- Hastie, T., R. Tibirishany. 1986. Generalized additive models. *Stat Sci.* 1: 297–318.

- Heaney, L.R. 2000. Dynamic disequilibrium: a long-term, large scale perspective on the equilibrium model of island biogeography. *Global Ecol Biogeogr.* 9(1):59–74.
- Henle, K., K.F. Davies, M. Kleyer, C. Margules, J. Settele. 2004. Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodivers Conserv.* 13(1):207–251.
- Henny, C.J., J.L. Kaiser. 1996. Osprey population increase along the Willamete River, Oregon and the role of utility structures, 1976–93. En: Bird, D.M., Varlan, D.E., Negro, J.J. (eds.) *Raptors in human landscapes: adaptations to built and cultivated environments.* Academic Press. Nueva York. pp. 97–108.
- Hernández-Vázquez, S., R. Rodríguez-Estrella, F. Ramírez-Ortega, J. Loera, M. Ortega. 2013. Recent increase in the distribution of the snail kite (*Rostrhamus sociabilis*) along the central Pacific Coast of México. *Rev Mex Biodivers.* 84(1):388–391.
- Herremans, M., D. Herremans-Tonnoeyr. 2000. Land use and the conservation status of raptors in Botswana. *Biol Conserv.* 94(1):31–41.
- Hill, J.K., K.C. Hamer. 2004. Determining impacts of habitat modification on biodiversity of tropical forest fauna: the importance of spatial scale. *J Appl Ecol.* 41(4):744–754.
- Hirzel, A.H., J. Hausser, D. Chessel, N. Perrin. 2002. Ecological-niche factor analysis: how to compute habitat-suitability maps without absence data? *Ecology* 83:2027–2036.
- Hirzel, A.H., J. Hausser, N. Perrin. 2004. Biomapper 3.1. Lab. Of Conservation Biology, Department of Ecology and Evolution, University of Lausanne, <http://www.unil.ch/biomapper>.
- Hobbs, R.J., S. DeStefano, W.L. Halvorson. 2006. Breeding biology and nest-site selection of red-tailed hawks in an altered desert grassland. *J Raptor Res.* 40(1):38–45.
- Hoffman, M.L., M.W. Collopy. 1988. Historical status of the American Kestrel (*Falco sparverius paulus*) in Florida. *Wilson Bull.* 100(1):91–107.
- Hogg, J.R., C.H. Nilon. 2013. Habitat associations of birds of prey in urban business parks. *Urban Ecosyst.* 18(1):267–284.
- Hosmer, D.W., S. Lemeshow. 2000. *Applied logistic regression.* John Wiley and Sons, Inc. USA. 369p.
- Howard, Ch., P.A. Stephens, J.W. Pearce-Higgins, R.D. Gregory, S.G. Willis. 2014. Improving species distribution models: the value of data on abundance. *Methods Ecol Evol.* 5(6):506–513.
- Huete, A.R. 1988. A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote Sens Environ.* 25(3):295–309.

- Huggett, A.J. 2005. The concept and utility of “ecological thresholds” in biodiversity conservation. *Biol Conserv.* 124(3):301–310.
- Hurlbert, S.H. 1984. Pseudoreplication and design of ecological experiments. *Ecol Monogr.* 54(2):187–211.
- Huston, M.A. 2014. Disturbance, productivity, and species diversity: empiricism vs. logic in ecological theory. *Ecology.* 95(9):2382–2396.
- Hutchinson, G.E. 1957. Concluding remarks. *Cold Springs Harbor Symp Quant Biol.* 22:415–427.
- Iñigo-Elías, E. 1986. The trade in diurnal birds of prey in Mexico. *Birds Prey Bull.* 3:128–140.
- Jackson, H.B., L. Fahrig. 2012. What size is a biologically relevant landscape? *Landscape Ecol.* 27(7):929–941.
- James, P.C., A.R. Smith, L.W. Oliphant, I.G. Warkentin. 1987. Northward expansion of the wintering range of Richardson’s merlin. *J Field Ornithol.* 58(2):112–117.
- Janes, S.W. 1985. Habitat selection in raptorial birds. En: Cody, M.L. (ed.). *Habitat selection in birds.* Academic Press. Florida. pp. 159–188.
- Johnson, D.H. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology.* 61(1):65–71.
- Johnson, D., J.H. Enderson. 1972. Roadside raptor census in Colorado-Winter 1971-72. *Willson Bull.* 84:489–490.
- Johnson, J.B., K.S. Omland. 2004. Model selection in ecology and evolution. *Trends Ecol Evol.* 19(2):101–108.
- Julliard, R., J. Clavel, V. Devictor, F. Jiguet, D. Couvet. 2006. Spatial segregation of specialists and generalists in bird communities. *Ecol Lett.* 9(11):1237–1244.
- Jullien, M., J.M. Thiollay. 1996. Effects of rain forest disturbance and fragmentation: comparative changes of the raptor community along natural and human-made gradients in French Guiana. *J Biogeogr.* 23(1):7–25.
- Jones, J. 2001. Habitat selection in avian ecology: a critical review. *Auk.* 118(2):557–562.
- Johnston, R.J. 1980. *Multivariate statistical analysis in Geography.* Wiley. Nueva York.
- Julliard, R., J. Clavel, V. Devictor, F. Jiguet, D. Couvet. 2006. Spatial segregation of specialists and generalists in bird communities. *Ecol Lett.* 9(11):1237–1244.
- Jullien, M., J.M. Thiollay. 1996. Effects of rain forest disturbance and fragmentation: comparative changes of the raptor community along natural and human-made gradients in French Guiana. *J Biogeogr.* 23(1):7–25.

- Kadmon, R., O. Allouche. 2007. Integrating the effects of area, isolation, and habitat heterogeneity on species diversity: a unification of island biogeography and niche theory. *Amer Nat.* 170(3):443–454.
- Kassara, C., A. Dimalexis, J. Fric, G. Karris, C. Barboutis, S. Sfenthourakis. 2012. Nest-site preferences of Eleonora's Falcon (*Falco eleonora*) on uninhabited islets of the Aegean Sea using GIS and species distribution models. *J Ornithol.* 153(3):663–675.
- Katayama, N., T. Amano, S. Naoe, T. Yamakita, I. Komatsu, S. Takagawa, N. Sato, M. Ueta, T. Miyashita. 2014. Landscape heterogeneity–biodiversity relationship: effect of range size. *PLoS ONE* 9(3):e93359. doi:10.1371/journal.pone.0093359.
- Katzner, T.E., E.A. Bragin, S.T. Knick, A.T. Smith. 2003. Coexistence of a multispecies assemblage of eagles in central Asia. *Condor.* 105(3):538–551.
- Kauth, R.J., G.S. Thomas. 1976. The Tasseled Cap - a graphic description of the spectral-temporal development of agricultural crops as seen in Landsat. En: *Proceedings on the Symposium on Machine Processing of Remotely Sensed Data.* New York Institute of Electrical and Electronics Engineers. Indiana. pp. 41–51.
- Kennedy, P.L. 1988. Habitat characteristics of Cooper's Hawks and Northern Goshawks nesting in New Mexico. *Natl Wildl Fed Sci Tech Ser.* 11:218–227.
- Kennedy, P.L., J.M. Ward, G.A. Rinker, J.A. Gessaman. 1994. Post-fledging areas in Northern Goshawk home ranges. En: Block, W.M., Morrinson, M.L., Reiser, M.H. (eds.) *The Northern Goshawk: Ecology and Management.* Studies in Avian Biology, No. 16. Cooper Ornithological Society. California. pp. 75–82.
- Kirkconnell, A. 2012. *Chondrohierax wilsonii*. En: González Alonso, H., Rodríguez Schettino, L., Rodríguez, A., Mancina, C.A., Ramos García, I. (eds.) *Libro Rojo de los Vertebrados de Cuba.* Editorial Academia. La Habana. pp. 213–214.
- Kirkconnell, A., G.M. Kirwan. 2008. Aves de cayo Paredón Grande, archipiélago Sabana-Camagüey, Cuba. *J Carib Ornithol.* 21:26–36.
- Knick, S.T., J.T. Rotenberry. 1995. Landscape characteristics of fragmented shrub steppe habitat and breeding passerine birds. *Conserv Biol.* 9(5):1059–1071.
- Kochert, M.N., K. Steenhof. 2012. Frequency of nest use by golden eagles in southwestern Idaho. *J Raptor Res.* 46(3):239–247.
- Krawchuk, M.A., P.D. Taylor. 2003. Changing importance of habitat structure across multiple spatial scales for three species of insects. *Oikos.* 103(1):153–161.
- Krebs, C.J. 1989. *Ecological methodology.* Harper Collins Publisher. Nueva York. 654p.

- Kühn, I., C. Dormann. 2012. Less than eight (and a half) misconceptions of spatial analysis. *J Biogeogr.* 39(5):995–1003.
- La Sorte, F.A., R.W. Mannan, R.T. Reynolds, T.G. Grubb. 2004. Habitat associations of sympatric red-tailed hawks and northern goshawks on the Kaibab Plateau. *J Wildl Manag.* 68(2):307–317.
- La Sorte, F.A. (2006). Geographical expansion and increased prevalence of common species in avian assemblages: implications for large-scale patterns of species richness. *J Biogeogr.* 33(7):1183–1191.
- Laurance, W.F. 2008. Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Biol Conserv.* 141(7):1731–1744.
- Laurance, W.F., H. Nascimento, S.G. Laurance, A. Andrade, P.M. Fearnside, J. Ribeiro. 2006. Rain forest fragmentation and the proliferation of successional trees. *Ecology.* 87(2):469–482.
- Laurent, E.J., H.J. Shi, D. Gatzolis, J.P. Lebouton, M.B. Walters, J.G. Liu. 2005. Using the spatial and spectral precision of satellite imagery to predict wildlife occurrence patterns. *Remote Sens Environ.* 97(2):249–262.
- Lee, M., L. Fahrig, K. Freemark, D.J. Currie. 2002. Importance of patch scale vs landscape scale on selected forest birds. *Oikos.* 96(1):110–118.
- Lee, D.C., S.J. Marsden. 2008. Adjusting count period strategies to improve the accuracy of forest bird abundance estimates from point transect distance sampling surveys. *Ibis.* 150(2):315–325.
- Legendre, P., L. Legendre. 1998. *Numerical Ecology. Developments in Environmental Modelling. Volumen 20.* Elsevier. Amsterdam. 852p.
- Legendre, P., M.R.T. Dale, M.J. Fortin, P. Casgrain, J. Gurevitch. 2004. Effects of spatial structures on the results of field experiments. *Ecology.* 85(12):3202–3214.
- Leigh, E.G. Jr., G.J. Vermeij, M. Wikelski. 2009. What do human economies, large islands and forest fragments reveal about the factors limiting ecosystem evolution? *J Evol Biol.* 22(1):1–12.
- Lent, R.A., D.E. Capen. 1995. Effects of small-scale habitat disturbance on the ecology of breeding birds in a Vermont (USA) hardwood forest. *Ecography.* 18(2):97–108.
- Lepczyk, C.A., C.H. Flather, V.C. Radeloff, A.M. Pidgeon, R.B. Hammer, J. Liu. 2008. Human impacts on regional avian diversity and abundance. *Conserv Biol.* 22(2):405–416.
- Li, H., J.F. Reynolds. 1994. A simulation experiment to quantify spatial heterogeneity in categorical maps. *Ecology.* 75(8):2446–2455.

- Lichstein, J.W., T.R. Simons, S.A. Shriver, K.E. Franzreb. 2002. Spatial autocorrelation and autoregressive models in ecology. *Ecol Monogr.* 72(3):445–463.
- Liébana, M.S., J.H. Sarasola, M.A. Santillán. 2013. Nest-box occupancy by Neotropical raptors in a native forest of central Argentina. *J Raptor Res.* 47(2):208–213.
- Lieske, D.J., D.A. Fifield, C. Gjerdrum. 2014. Maps, models, and marine vulnerability: Assessing the community distribution of seabirds at-sea. *Biol Cons.* 172:15–28.
- Lima, S.L. 1993. Ecological and evolutionary consequences of escape from predatory attack: a survey of North American birds. *Wilson Bull.* 105(1):1–47.
- Lindenmayer, D.B., J. Fisher. 2006. Tackling the habitat fragmentation panchreston. *Trends Ecol Evol.* 22(3):127–132.
- Limiñana, R., B.E. Arroyo, M. Surroca, V. Urios, A. Reig-Ferrer. 2011. Influence of habitat on nest location and reproductive output of Montagu's Harriers breeding in natural vegetation. *J Ornithol.* 152(3):557–565.
- Liu, C., P.M. Berry, T.P. Dawson, R.G. Pearson. 2005. Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography.* 28(3):385–393.
- Lobo, J.M., A. Jiménez-Valverde, R. Real. 2008. AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecol Biogeogr.* 17(2):145–151.
- Lomolino, M. 2000. A call for a new paradigm of island biogeography. *Global Ecol Biogeogr.* 9(1):1–6.
- López-López, P., C. García-Ripollés, Á. Soutullo, L. Cadahía, V. Urios. 2007. Identifying potentially suitable nesting habitat for golden eagles applied to important bird areas' design. *Anim Conserv.* 10(2):208–218.
- Loures-Ribeiro, A., L. dos Anjos. 2006. Falconiformes assemblages in a fragmented landscape of the Atlantic forest in southern Brazil. *Braz Arch Biol Technol.* 49(1):149–162.
- MacArthur, R.H., E.O. Wilson. 1967. *The theory of island biogeography.* Princeton University Press. Nueva Jersey. 203p.
- MacFaden, S.W., D.E. Capen. 2002. Avian habitat relationships at multiple scales in a New England forest. *Forest Sci.* 48(2):243–253.
- Mackey, B.G., D.B. Lindermyer. 2001. Towards a hierarchical framework for modeling the spatial distribution of animals. *J Biogeogr.* 28(9):1147–1166.
- Madders, M. 2000. Habitat selection and foraging success of Hen Harriers *Circus cyaneus* in west Scotland. *Bird Study.* 47(1):32–40.
- Maguire Jr., B. 1973. Niche response structure and the analytical potentials of its relationship to the habitat. *Am Nat.* 107(954):213–246.

- Manly, B.F.J., L.L. McDonald, D.L. Thomas, T.L. MacDonald, W.P. Erickson. 2002. Resource selection by animals. Statistical design and analysis for field studies Kluwer Academic Publisher. Segunda Edición. Londres. 221p.
- Mantel, N. 1967. The detection of disease clustering and a generalized regression approach. *Cancer Res.* 27(2):209–220.
- Margalida, A., J.A. Donazar, J. Bustamante, F.J. Hernández, M. Romero-Pujante. 2008. Application of a predictive model to detect long-term changes in nest-site selection in the Bearded Vulture *Gypaetus barbatus*: conservation in relation to territory shrinkage. *Ibis.* 150(2):242–249.
- Marmion, M., M. Parviainen, M. Luoto, R.K. Heikkinen, W. Thuiller. 2009. Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modelling. *Divers Distrib.* 15(1):59–69.
- Martin, J.L., A.J. Gaston, S. Hitier. 1995. The effect of island size on old growth forest habitat and bird diversity in Gwaii (Queen Charlotte Islands, Canada). *Oikos.* 72(1): 115–131.
- Martínez, J.A., J.E. Martínez, I. Zuberogoitia, J.T. García, R. Carbonell, M. de Lucas, M. Díaz. 2003. La evaluación de impacto ambiental sobre las poblaciones de aves rapaces: problemas de ejecución y posibles soluciones. *Ardeola.* 50(1): 85–102.
- Martínez-Abraín, A., D. Oro, D. Conesa, J. Jiménez. 2008. The compromise between seabird enjoyment and disturbance: the role of observed and observers. *Environ Conserv.* 35(2):104–108.
- Martínez-Abraín, A., D. Oro, J. Jiménez, G. Stewart, A. Pullin. 2010. A systematic review of the effects of recreational activities on nesting birds of prey. *Basic Appl Ecol.* 11(4):312–319.
- Martínez-Meyer, E., D. Díaz-Porras, A.T. Peterson, C.A. Yañez-Arenas. 2013. Ecological niche structure and rangewide abundance patterns of species. *Biol Lett.* 9(1):20120637.
- Marzluff, J.M., J.C. Withey, K.A. Whittaker, M.D. Oleyar, T.M. Unfried, S. Rullman, J. De Lap. 2007. Consequences of habitat utilization by nest predators and breeding songbirds across multiple scales in an urbanizing landscape. *Condor.* 109(3):516–534.
- Massey, B., R. Bowen, C. Griffin, K. McGarigal. 2008. A classification-tree analysis of nesting habitat in an island population of northern harriers. *Condor.* 110(1):177–183.
- Maurer, B.A. 1994. Geographical population analysis: tools for the analysis of biodiversity. Blackwell Scientific Publications. Oxford. 125p.
- McCullagh, P., J.A. Nelder. 1983. Generalized linear models. Chapman and Hall London – Nueva York. 261p.

- McGarigal, K., B.J. Marks. 1995. FRAGSTATS; special pattern analysis program for quantifying landscape structure. U.S.D.A. Forest Service. General Technical Report PNW-351. Washington, DC.
- McGarigal, K., W.C. McComb. 1995. Relationships between landscape structure and breeding birds in the Oregon Coast Range. *Ecol Monogr.* 65(3):235–260.
- McGarigal, K., S.A. Cushman, M.C. Neel, E. Ene. 2002. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for categorical maps. University of Massachusetts. Amherst. 51p.
- McKinney, M.L. 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biol Conserv.* 127(3):247–260.
- McKinney, M.L., J.L. Lockwood. 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends Ecol Evol.* 14(11):450–453.
- McNab, B.K. 2002. The physiological ecology of vertebrates. A view from energetics. Cornell University Press. Cornell. 608p.
- McPherson, J.M., W. Jetz. 2007. Effects of species' ecology on the accuracy of distribution models. *Ecography.* 30(1):135–151.
- McPherson, J.M., W. Jetz, D.J. Rogers. 2004. The effects of species' range sizes on the accuracy of distribution models: ecological phenomenon or statistical artefact? *J Appl Ecol.* 41(5):811–823.
- Meager, J.J., T.A. Schlacher, T. Nielsen. 2012. Humans alter habitat selection of birds on ocean-exposed sandy beaches. *Diversity Distrib.* 18(3):294–306.
- Menéndez, L., M. Guzmán, R. Capote. 2004. Capítulo Ecosistemas terrestres. Informe Final. Proyecto GEF-PNUD Cub/62/631. Segunda Etapa. 11p.
- Meyburg, B.U., R.D. Chancellor (eds.). 1989. Raptors in the modern world. World Working Group on Birds of Prey and Owls. Berlin. 611p.
- Mitchell, J.C., R.A. Beck. 1992. Free-ranging domestic cat predation on native vertebrates in rural and urban Virginia. *Va J Sci.* 43(1B):197–208.
- Mittermeier, R.A., P. Robles Gil, M. Hoffman, J. Pilgrim, T.C. Brooks, J. Goettsch-Mittermeier, G.A.B. Lamoreux, da Fonseca. 2005. Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Threatened Terrestrial Ecoregions. Cemex. México, DF.
- Morris, D.W. 1995. Temporal variation, habitat selection and community structure. *Oikos.* 59(3):303–312.
- Morris, D.W. 2003. Toward an ecological synthesis: a case for habitat selection. *Oecologia.* 136(1):1–13.
- Morrison, J. L. 1996. Crested Caracara (*Caracara plancus*). No. 249. En: Poole, A., Gill, F. (eds.) The birds of North America. Academy of Natural Sciences. Philadelphia. American Ornithologist's Union. Washington, D.C.

- Morrison, J.L., S.R. Humphrey. 2001. Conservation value of private lands for Crested Caracaras in Florida. *Conserv Biol.* 15(3):675–684.
- Morrison, J.L., K.E. Pias, J. Abrams, I.G. Gottlieb, M. Deyrup, M. McMillian. 2008. Invertebrate diet of breeding and nonbreeding Crested Caracaras (*Caracara cheriway*) in Florida. *J Raptor Res.* 42(1):38–47.
- Morrison, M.L., B.G. Marcot, R.W. Mannan. 1998. Wildlife-habitat relationships: concepts and applications. University of Wisconsin Press. Madison. 473p.
- Mueller-Dombois, M. 1973. Some Aspects of island ecosystems analysis (A preliminary conceptual synthesis). Reporte técnico 19. Universidad de Hawaii.
- Muñoz, A.R., A.L. Márquez, R. Real. 2013. Updating known distribution models for forecasting climate change impact on endangered species. *PLoS one.* 8(6):e65462.
- Newton, I. 1979. Population ecology of raptors. T and AD Poyser. Londres. 383p.
- Newton, I. 1986. The Sparrowhawk. T. & AD Poyser Ltd. Staffordshire. 389p.
- Nicholls, A.O. 1989. How to make biological surveys go further with generalized linear models. *Biol Conserv.* 50(1):51–75.
- Newton, I. 2002. Population limitation in Holarctic owls. En: Newton, I., R. Kavanagh, J. Olsen, I. Taylor (eds.) *Ecology and conservation of owls.* CSIRO Publishing. Collingwood, Victoria, Australia. pp. 3–29.
- Norris, K. 2004. Managing threatened species: the ecological toolbox, evolutionary theory and declining-population paradigm. *J Appl Ecol.* 41(3):413–426.
- Núñez, A. 2001. El exterminio de los bosques en Cuba. *ILÉ: Anuario de Ecología Cultura y Sociedad* 1(1).
- Oaks, J.L., M. Gilbert, M.Z. Virani, R.T. Watson, C.U. Meteyer, B.A. Rideout, H.L. Shivaprasad, S. Ahmed, M.J.I. Chaudhry, M. Arshad, S. Mahmood, A. Ali, A.A. Khan. 2004. Diclofenac residues as the cause of vulture population decline in Pakistan. *Nature.* 427(6975):630–633.
- ONE (Oficina Nacional de Estadísticas). 2009. Cuba en cifras. Objetivos de Desarrollo del Milenio. Oficina Nacional de Estadísticas. La Habana. 130p.
- Olden, J.D., N.L. Poff, M.R. Douglas, M.E. Douglas, K.D. Fausch. 2004. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends Ecol Evol.* 19(1):18–24.
- Orians, G.H., J.F. Wittenberger. 1991. Spatial and temporal scales in habitat selection. *Amer Nat.* 137:S29–S49.
- Palomares, F., J.A. Godoy, J.V. López-Bao, A. Rodríguez, S. Roques, M.I.R.E.I.A Casas-Marce, E. Revilla, M. Delibes. 2012. Possible extinction vortex for a population of Iberian lynx on the verge of extirpation. *Conserv Biol.* 26(4):689–697.

- Palomino, D., L.M. Carrascal. 2007. Habitat associations of a raptor community in a mosaic landscape of Central Spain under urban development. *Landscape Urban Plan.* 83(4):268–274.
- Panasci, T.A., D.F. Whitacre. 2002. Roadside hawk breeding ecology in forest and farming landscapes. *Willson Bull.* 114(1):114–121.
- Parada, A., E. Socarrás, M. López, R. Gómez, A. Aguilar, L. Menéndez, J.M. Guzmán. 2006. Biota terrestre del norte de la provincia Ciego de Ávila. En: CIEC (eds.) *Ecosistemas costeros: biodiversidad y gestión de recursos naturales.* Editorial CUJAE. Habana. pp. 77–181.
- Paprocki, N., N.F. Glenn, E.C. Atkinson, K.M. Strickler, C. Watson, J.A. Heath. 2015. Changing habitat use associated with distributional shifts of wintering raptors. *J Wildl Manag.* Doi: 10.1002/jwmg.848.
- Pavez, E.F., G.A. Lobos, F.M. Jaksic. 2010. Cambios de largo plazo en el paisaje y los ensamblajes de micromamíferos y rapaces en Chile central. *Rev Chil Hist Nat.* 83(1):99–111.
- Pearce, J., J. Ferrier. 2000. Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. *Ecol Model.* 133(3):225–245.
- Pearson, R.G., C.J. Raxworthy, M. Nakamura, A. Townsend Peterson. 2007. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *J Biogeogr.* 34(1): 102–117.
- Pedrana, J., J.P. Isacch, M.S. Bó. 2008. Habitat relationship of diurnal raptors at local and landscape scales in southern temperate grasslands of Argentina. *Emu.* 108(4):301–310.
- Peterson, A.T. 2001. Predicting species' geographic distributions based on ecological niche modeling. *Condor.* 103(3):599–605.
- Peterson, A.T., J. Soberón, R.G. Pearson, R.P. Anderson, E. Martínez-Meyer, M. Nakamura, M.B. Araujo. 2011. *Ecological niches and geographic distributions.* Princeton University Press, Princeton. 281p.
- Petty, S.J., D.I.K. Anderson, M. Davison, B. Little, T.N. Sherrat, C.J. Thomas, X. Lambin. 2003. The decline of Common Kestrels *Falco tinnunculus* in a forested area of northern England: the role of predation by Northern Goshawks *Accipiter gentilis*. *Ibis.* 145(3):472–483.
- Phillips, S.J., M. Dudík. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography.* 31(2):161–175.
- Phillips, S.J., R.P. Anderson, R.E. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecol Model.* 190(3):231–259.
- Piana, R.P., S.J. Marsden. 2012. Diversity, community structure and niche characteristics within a diurnal raptor assemblage of northwestern Peru. *Condor.* 114(2):279–289.

- Poirazidis, K., V. Goutner, T. Skartsi, G. Stamou. 2004. Modelling nesting habitat as a conservation tool for the Eurasian black vulture (*Aegypius monachus*) in Dadia Nature Reserve, northeastern Greece. *Biol Conserv.* 118(2):235–248.
- Possingham, H.P., K.A. Wilson, S.J. Andelman, C.H. Vynne. 2006. Protected areas. Goals, limitations, and design. En: Groom, M.J., Meffe, G.K., Carroll, C.R. (eds.) *Principles of Conservation Biology*. Sinauer Associates. Tercera Edición. Sunderland, Massachusetts. pp. 507–549.
- Pressey, R.L., M.C. Bottrill. 2009. Approaches to landscape- and seascape-scale conservation planning: convergence, contrasts, and challenges. *Oryx.* 43(04):464–475.
- Preston, C.R. 1990. Distribution of raptor foraging in relation to prey biomass and habitat structure. *Condor.* 92(1):107–112.
- Preston, C.R., R.D. Beane. 1993. Red-tailed Hawk (*Buteo jamaicensis*). En: Poole, A., Gill, F. (eds.) *The birds of North America*, No. 52. The Academy of Natural Sciences. Philadelphia. American Ornithologists' Union. Washington, D.C.
- Pulliam, H.R. 1988. Sources, sinks, and population regulation. *Am Nat.* 132(5):652–661.
- Purvis, A., J.L. Gittleman, G. Cowlishaw, G.M. Mace. 2000. Predicting extinction risk in declining species. *Proc R Soc Lond.* 267:1947–1952.
- Quesnelle, P.E., L. Fahrig, K.E. Lindsay. 2013. Effects of habitat loss, habitat configuration and matrix composition on declining wetland species. *Biol Conserv.* 160:200–208.
- Rams, A., C. Peña. 1988. Contribución al anidamiento del Gavilán Colilargo (*Accipiter gundlachi* spp.) en la región norte de las provincias orientales. *Garciana.* 13:4.
- Rapport, D.J., H.A. Regier, T.C. Hutchinson. 1985. Ecosystem behavior under stress. *Amer Nat.* 125(5):617–640.
- Ray, J.C. 2005. Large carnivorous animals as tools for conserving biodiversity: assumptions and uncertainties. En: Ray, J.C., Redford, K.H., Steneck, R.S., Berger, J. (eds.) *Large carnivores and the conservation of biodiversity*. Island Press. Washintong, D.C. pp. 34–56.
- Renner, I.W., D.I. Warton. 2013. Equivalence of MAXENT and Poisson Point Process Models for species distribution modeling in ecology. *Biometrics.* 69(1):274–281.
- Reynard, J., L. Short, O.H. Garrido, G. Alayón. 1987. Nesting, voice, status and relationships of the endemic Cuban Gundlach's Hawk (*Accipiter gundlachi*). *Wilson Bull.* 99(1):73–77.
- Reynolds, R.T., J.M. Scott, R.A. Nussbaum. 1980. A variable circular-plot method for estimating bird numbers. *Condor.* 82(3):309–313.

- Richards, J.A. 1986. Remote sensing digital image analysis. Springer-Verlag. Berlin.
- Rodewald, A.D. 2002. Nest predation in forested regions: landscape and edge effects. *J Wildlife Manage.* 66(3):634–640.
- Rodgers, J.A., Jr., S.T. Schwikert, A.S. Wenner. 1988. Status of the Snail Kite in Florida: 1981–1985. *American Birds* 42(1):30–35.
- Rodríguez, F. 2004. The order Falconiformes in Cuba: status, distribution, migration and conservation. En: Chancellor, R.D., Meyburg, B.U. (eds.) *Raptors worldwide*. WNGBPINME.
- Rodríguez, F., M. Martell, P. Nye, K.L. Bildstein. 2001. Osprey migration through Cuba. En: Bildstein, K.L., Klem, D. (eds.) *Hawkwatching in the Americas*. North Whales, PA: Hawk Migration Assoc. North America. pp. 107–117.
- Rodríguez-Estrella, R. 1997. Factores que condicionan la distribución y abundancia de las aves terrestres en el desierto xerófilo de Baja California Sur, México: el efecto de los cambios en el hábitat por actividad humana. Tesis de Doctorado. Universidad Autónoma de Madrid. 301p.
- Rodríguez-Estrella, R. 2007. Land use changes affect distributional patterns of desert birds in the Baja California peninsula, Mexico. *Diversity Distrib.* 13(6):877–889.
- Rodríguez-Estrella, R., J.A. Donázar, F. Hiraldo. 1998. Raptors as indicators of environmental change in the scrub habitat of Baja California Sur, Mexico. *Conserv Biol.* 12(4):921–925.
- Rodríguez-Estrella, R., L.A. Bojórquez (eds.). 2004. *Spatial Analysis in Raptor Ecology and Conservation*. CIBNOR-CONABIO. México.
- Rodríguez-Estrella, R., S. Sánchez-Colón. 2004. Predictive models of raptor habitats in Baja California Sur, Mexico: A comparison of logistic and classification-tree models. En: Rodríguez-Estrella, R., Bojórquez. L.A. (eds.) *Spatial analysis in raptor ecology and conservation*. CIBNOR-CONABIO. México. pp. 179–212.
- Rodríguez-Santana, F. 2009. Distribución, migración y conservación de las aves rapaces del orden Falconiformes en Cuba. Tesis de Doctorado. Universidad de Alicante. 330p.
- Rodríguez-Santana, F. 2010. Reports of Cooper's Hawks (*Accipiter cooperii*), Swainson's Hawks (*Buteo swainsoni*), and Short-tailed Hawks (*Buteo brachyurus*) in Cuba. *J Raptor Res.* 44(2):146–150.
- Rodríguez-Santana, F., M. Martell, K.L. Bildstein. 2002. Highest single-day count of migrating Ospreys (*Pandion haliaetus*) for Cuba and the insular Caribbean. *Pitirre* 15:127–128.

- Rodríguez-Santana, F., L.M. Hernández, M. Martell, K.L. Bildstein. 2003. Cuban raptor migration counts in 2001. *J Raptor Res.* 37(4):330–333.
- Rodríguez-Santana, F., N. Viña Davila. 2012a. *Accipiter gundlachi*. En: González Alonso, H., Rodríguez Schettino, L., Rodríguez, A., Mancina, C.A., Ramos García, I. (eds.) Libro Rojo de los Vertebrados de Cuba. Editorial Academia. La Habana. pp. 214–217.
- Rodríguez-Santana, F., N. Viña Davila. 2012b. *Buteogallus gundlachii*. En: González Alonso, H., Rodríguez Schettino, L., Rodríguez, A., Mancina, C.A., Ramos García, I. (eds.) Libro Rojo de los Vertebrados de Cuba. Editorial Academia. La Habana. pp. 217–219.
- Rodríguez-Santana, F., Y. Segovia, M. Sánchez, C. Plasencia, Y.E. Torres, M. Sánchez, A. Mustelier, Y. Rivera. 2014. Magnitude and timing of autumn Osprey migration in southeastern Cuba. *J Raptor Res.* 48(4):334–344.
- Rohrbaugh, R.W. Jr., R.H. Yahner. 1997. Effects of macrohabitat and microhabitat on nest-box use and nesting success of American kestrels. *Wilson Bull.* 109(3):410–423.
- Rondeaux, G., M. Steven, F. Baret. 1996. Optimization of Soil-Adjusted Vegetation Indices. *Remote Sens Environ.* 55(2):95–107.
- Root, R.B. 1973. Organization of a plant-arthropod association in simple and diverse habitats: the fauna of collards (*Brassia oleracea*). *Ecol Monogr.* 43(1):95–120.
- Rosenfield, G.H., K. Fitzpatric-Lins. 1986. A coefficient of agreement as a measure of thematic classification accuracy. *Photogramm Eng Rem S.* 52(2):223–227.
- Rosenfield, R.N., J.W. Grier, R.W. Fyfe. 2007. Reducing management and research disturbance. En: Bird, D.M., Bildstein, K.L. (eds.) Raptor research and management techniques. Hancock House Publishers. Washington, D.C. pp.351–364.
- Rotenberry, J.T., J.A. Wiens. 1980. Habitat structure, patchiness, and avian communities in North American steppe vegetation: a multivariate analysis. *Ecology.* 61(5):1228–1250.
- Rotenberry, J.T., K.L. Preston, S.T. Knick. 2006. Gis-based niche modeling for mapping species' habitat. *Ecology* 87:1458–1464.
- Rullman, S., J.M. Marzluff. 2014. Raptor presence along an urban-wildland gradient: Influences of prey abundance and land cover. *J Raptor Res.* 48(3):257–272.
- Saab, V. 1999. Importance of spatial scale to habitat use by breeding birds in riparian forests: a hierarchical analysis. *Ecol Appl.* 9(1):135–151.
- Sadoti, G. 2008. Nest-site selection by Common Black-Hawks in southwestern New Mexico. *J Field Ornithol.* 79(1):11–19.

- Sadoti, G. 2012. Nesting ecology of Common Black-Hawks in relation to landscape features. *J Raptor Res.* 46(3):296–303.
- Sánchez, D., B. Rodríguez. 2000. Avifauna associated with the aquatic and coastal ecosystems of Cayo Coco, Cuba. *Pitirre* 13(3):68–75.
- Sánchez-Zapata, J.A., J.F. Calvo. 1999. Raptor distribution in relation to landscape composition in semi-arid Mediterranean habitats. *J Appl Ecol.* 36(2):254–262.
- Sánchez-Zapata, J.A., J.F. Calvo. 2004. Patch occupancy patterns of forest raptors in southeastern Spain. En: Rodríguez-Estrella, R., Bojórquez, L.A. (eds.) *Spatial analysis in raptor ecology and conservation*. CIBNOR-CONABIO. Mexico. pp. 57–74.
- Sánchez-Zapata, J.A., M. Carrete, A. Grailov, S. Sklyarenko, O. Ceballos, J.A. Donazar, F. Hiraldo. 2003. Land use changes and raptor conservation in steppe habitats of Eastern Kazakhstan. *Biol Conserv.* 111(1):71–77.
- Sanderson, E.W., K.H. Redford, A. Vedder, P.B. Coppolillo, S.E. Ward. 2002. A conceptual model for conservation planning based on landscape species requirements. *Landscape Urban Plan.* 58(1):41–56.
- Santolo, G.M., J.T. Yamamoto. 2009. Nest box and site use by, and selenium concentrations in, American Kestrels at Kesterson Reservoir, Central California. *J Raptor Res.* 43(4):315–324.
- Santos, T., J.L. Tellerí, R. Carbonell. 2002. Bird conservation in fragmented Mediterranean forests of Spain: effects of geographical location, habitat and landscape degradation. *Biol Conserv.* 105(1):113–125.
- Schindler, S., H. von Wehrden, K. Poirazidis, T. Wrbka, V. Kati. 2013. Multiscale performance of landscape metrics as indicators of species richness of plants, insects and vertebrates. *Ecol Indic.* 31:41–48.
- Schnell, J.H. 1994. Common Black-Hawk (*Buteogallus anthracinus*). En: Poole, A., Gill, F. (eds.) *The Birds of North America*. The Academy of Natural Science, No. 122. Washington D.C. The American Ornithologists' Union.
- Schoener, T.W. 1974. Resource partitioning in ecological communities. *Science.* 185(4145):27–39.
- Scott, J.M., F.L. Ramsey. 1981. Length of count period as a possible source of bias in estimating bird densities. *Stud Avian Biol.* 6:409–413.
- Şekercioğlu, C.H., S.L. Loarie, F. Oviedo Brenes, P.R. Ehrlich, G.C. Daily. 2007. Persistence of forest birds in the Costa Rican agricultural countryside. *Conserv Biol.* 21(2):482–494.
- Sergio, F., I. Newton, L. Marchesi, P. Pedrini. 2006. Ecologically justified charisma: preservation of top predators delivers biodiversity conservation. *J Appl Ecol.* 43(6): 1049–1055.

- Sergio, F., T. Caro, D. Brown, B. Clucas, J. Hunter, J. Ketchum, K. McHugh, F. Hiraldo. 2008. Top predators as conservation tools: ecological rationale, assumptions, and efficacy. *Annu Rev Ecol Evol Syst.* 39:1–19.
- Shaffer, M.L. 1981. Minimum population sizes for species conservation. *BioScience.* 31(2):131–134.
- Shaffer, T.L., A.E. Burger. 2004. A unified approach to analyzing nest success. *Auk.* 121(2):526–540.
- Sherrod, S.K. 1978. Diets of North American falconiformes. *Raptor Res.* 12(3/4):49–121.
- Shultz, S., H.S. Baral, S. Charman, A.A. Cunningham, D. Das, G.R. Ghalasi, M.S. Goudar, R.E. Green, A. Jones, P. Nighot, D.J. Pain, V. Prakash. 2004. Diclofenac poisoning is widespread in declining vulture populations across the Indian subcontinent. *Proc R Soc Lond Ser B.* 271(6):S458–S460.
- Siegel, S. N.J. Castellan. 1988. *Nonparametric statistics for the behavioural sciences.* McGraw-Hill. Nueva York.
- Siders, M.S., P.L. Kennedy. 1994. Nesting habitat of *Accipiter* Hawks: Is body size a consistent predictor of nest habitat characteristics? En: Block, W.M., Morrinson, M.L. Reiser, M.H. (eds.) *The Northern Goshawk: ecology and management.* Studies in avian biology, No. 16. pp. 92–96.
- Simberloff, D., J.A. Farr, J. Cox, D.W. Mehlman. 1992. Movement corridors: conservation bargains or poor investments? *Conserv Biol.* 6(4):493–504.
- Smallwood, J.A., P.J. Wargo. 1997. Nest site habitat structure of American Kestrels in northwestern New Jersey. *Bull N J Acad Sci.* 42:7–10.
- Smallwood, J.A., D.M. Bird. 2002. American Kestrel (*Falco sparverius*). En: Poole, A., Gill, F. (eds.) *The birds of North America*, No. 602. The Academy of Natural Sciences. Philadelphia. American Ornithologists' Union. Washington, D.C.
- Smallwood, J.A., M.W. Collopy. 2009. Southeastern American Kestrels respond to an increase in the availability of nest cavities in North-Central Florida. *J Raptor Res.* 43(4):291–300.
- Smallwood, S.K., B.J. Nakamoto, S. Geng. 1996. Association analysis of raptors on a farming landscape. En: Bird, D.M., D. Varland, J.J. Negro. (eds.) *Raptors in human landscapes.* Academic Press. Londres. pp. 177–190.
- Smallwood, J.A., P. Winkler, G.I. Fowles, M.A. Craddock. 2009. American Kestrel breeding habitat: The importance of patch size. *J Raptor Res.* 43(4):308–314.
- Smith, A.C., L. Fahrig, C.M. Francis. 2011. Landscape size affects the relative importance of habitat amount, habitat fragmentation, and matrix quality on forest birds. *Ecography.* 34(1):103–113.
- Snyder, N.F.R., H.A. Snyder. 1969. A comparative study of mollusc predation by Limpkins, Everglade Kites, and Boat-tailed Grackles. *Living Bird.* 8:177–223.

- Sokal, R.R., F.J. Rohlf. 1995. Biometry: The principles and practice of statistic in biological research. W.H. Freeman. San Francisco. 887p.
- Solonen, T. 1994. Factors affecting the structure of Finnish birds of prey. *Ornis Fenn.* 71:156–169.
- Sorace, A., M. Gustin. 2009. Distribution of generalist and specialist predators along urban gradients. *Landscape Urban Plan.* 90(3):111–118.
- Spitzer, P.R., A.F. Poole, M. Sceibel. 1985. Initial population recovery of breeding ospreys (*Pandion haliaetus*) in the region between New York City and Boston. En: Ilyichev, V.D., Gavrillov, V.M. (eds.) Proceedings of the 18th International Ornithological Congress. Moscú. pp. 705–714.
- Steenhof, K., I. Newton. 2007. Assessing nesting success and productivity. En: Bird, D.M., Bildstein, K.L. (eds.) Raptor research and management techniques. Hancock House. Surrey, Canada. pp. 181–192.
- Steenhof, K. B.E. Peterson. 2009. American Kestrel reproduction in Southwestern Idaho: annual variation and long-term trends. *J Raptor Res.* 43(4):283–290.
- Stockwell, D.R.B., I.R. Noble. 1992. Induction of sets of rules from animal distribution data – a robust and informative method of data-analysis. *Mathematics and Computers in Simulation* 33:385–390.
- Stout, W.E., S.A. Temple, J.R. Cary. 2006. Landscape features of red-tailed hawk nesting habitat in an urban/suburban environment. *J Raptor Res.* 40(3):181–192.
- Strasser, E.H., J.A. Heath. 2013. Reproductive failure of a human-tolerant species, the American kestrel, is associated with stress and human disturbance. *J Appl Ecol.* 50(4):912–919.
- Stratford, J.A., P.C. Stouffer. 1999. Local extinctions of terrestrial insectivorous birds in a fragmented landscape near Manaus, Brazil. *Conserv Biol.* 13(6):1416–1423.
- Sutherland, W.J., R.E. Green. 2004. Habitat assessment. En: Sutherland, W.J., Newton, I., Green, R.S. (eds.) Bird ecology and conservation: a handbook of techniques. Oxford University Press. Oxford. pp. 251–268.
- Sykes, P.W., Jr. 1979. Status of the Everglade Kite in Florida, 1968–1978. *Wilson Bull.* 91(4):495–511.
- Sykes, P.W., Jr. 1983a. Recent population trend of the Snail Kite in Florida and its relationship to water levels. *J Field Ornithol.* 54(3):237–246.
- Sykes, P.W., Jr. 1983b. Snail Kite use of the freshwater marshes of South Florida. *Fla Field Nat.* 11:73–88.
- Sykes, P.W., Jr. 1987a. The feeding habits of the Snail Kite in Florida, USA. *Colonial Waterbirds.* 10(1):84–92.

- Sykes, P.W., Jr. 1987b. Some aspects of the breeding biology of the Snail Kite. *J Field Ornithol.* 58(2):171–189.
- Tapia, L., P.L. Kennedy, R.W. Mannan. 2007. Habitat sampling. En: Bird, D.M., Bildstein, K.L. (eds.) *Raptor research and management techniques*. Hancock House Publishers. Washington. pp. 153–171.
- Tapia, L., J. Domínguez, L. Rodríguez. 2008. Hunting habitat preferences of raptors in a mountainous area (Northwestern Spain). *Pol J Ecol.* 56(2):323–333.
- Tella, J.L., F. Hiraldo, J.A. Donazar, J.J. Negro. 1996. Costs and benefits of urban nesting in the Lesser kestrel. En: Bird, D.M., Varland, D., Negro, J.J. (eds.) *Raptors in human landscapes*. Academic Press. Londres. pp. 53–60.
- Tews J., U. Brose, V. Grimm, K. Tielbörger, M.C. Wichmann, M. Schwager, F. Jeltsch. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *J Biogeogr.* 31(1):79–92.
- Thibaud, E., B. Petitpierre, O. Broennimann, A.C. Davison, A. Guisan. 2014. Measuring the relative effect of factors affecting species distribution model predictions. *Methods Ecol Evol.* 5(9):947–955.
- Thiollay, J.M. 1989. Censusing of diurnal raptors in a primary rain forest: comparative methods and species detectability. *J Raptor Res.* 23(3):72–84.
- Thiollay, J.M. 1993. Response of a raptor community to shrinking area and degradation of tropical rainforest in the south Western Ghats (India). *Ecography.* 16(2):97–110.
- Thiollay, J.M. 1996. Distributional patterns of raptors along gradients in the northern Andes and effects of forest fragmentation. *J Trop Ecol.* 12(4):535–560.
- Thiollay, J.M. 1997. Distribution and abundance patterns of bird community and raptor populations in the Andaman archipelago. *Ecography.* 20(1):67–82.
- Thiollay, J.M. 1998. Distribution patterns and insular biogeography of South Asian raptor communities. *J Biogeogr.* 25(1):57–72.
- Thiollay, J.M. 1999. Responses of an avian community to rain forest degradation. *Biodivers Conserv.* 8(4):513–534.
- Thiollay, J.M. 2001. Long-term changes of raptor populations in Northern Cameroon. *J Raptor Res.* 35(3):173–186.
- Thiollay, J.M. 2006. The decline of raptors in West Africa: long term assessment and the role of protected areas. *Ibis.* 148(2):240–250.
- Thomas, L., S.T. Buckland, E.A. Rexstad, J.L. Laake, S. Strindberg, S.L. Hedley, J.R.B. Bishop, T.A. Marques, K.P. Burnham. 2010. Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *J Applied Ecol.* 47(1):5–14.

- Thorn, J.S., V., Nijman, D. Smith, K.A.I. Nekaris. 2009. Ecological niche modelling as a technique for assessing threats and setting conservation priorities for Asian slow lorises (Primates: Nycticebus). *Diversity Distrib.* 15(2):289–298.
- Thiele, J.P., K.K. Bakker, C.D. Dieter. 2013. Multiscale nest site selection by Burrowing Owls in western South Dakota. *Wilson J Ornithol.* 125(4):763–774.
- Tinajero, R., R. Rodríguez-Estrella. 2012. Efectos de la fragmentación del matorral desértico sobre poblaciones del Aguililla Cola-Roja y el Cernícalo Americano en Baja California Sur, México. *Acta Zool Mex. (ns)* 28:427–446.
- Todd, W.E.C. 1916. The birds of the Isle of Pines. Incorporating the substance of the field-notes by Gustav A. Link. *Ann Carnegie Mus.* 10:146–296.
- Toland, B.R., W.H. Elder. 1987. Influence of nest-box placement and density on abundance and productivity of American Kestrels in central Missouri. *Wilson Bull.* 99(4):712–717.
- Torres, A., E. Solana. 1994. Listado de las aves observadas dentro del corredor migratorio de Gibara, provincia Holguín, Cuba. *Garciana.* 22:1–4.
- Torres, Y.E. 2008. Aspectos de la biología reproductiva del Gavilán Colilargo (*Accipiter gundlachi*) en la Gran Piedra, Santiago de Cuba, Cuba. Tesis de Diploma. Universidad de Oriente. Cuba. 59p.
- Torres, A., C. Wotzkow, A. Rams. 1988. Algunas consideraciones sobre la biología del Gavilán Colilargo oriental, *Accipiter gundlachi wileyi* (Wotzkow) en las provincias orientales. *Garciana.* 10:1–2.
- Turner, M., R.H. Gardner, R.V. O'Neill. 2001. Landscape ecology in theory and practice: pattern and process. Springer-Verlag. Nueva York. 401p.
- Tylianakis, J.M., T.A. Rand, A. Kahmen, A.M. Klein, N. Buchmann, J. Perner, T. Tschardt. 2008. Resource heterogeneity moderates the biodiversity-function relationship in real world ecosystems. *PLoS Biol.* 6(5):e122.
- Tyre, A., H. Possingham, D. Lindenmayer. 2001. Inferring process from pattern: can territory occupancy provide information about life history parameters? *Ecol Appl.* 11(6):1722–1737.
- Urios, G., A. Martínez-Abraín. 2006. The study of nest-site preferences in Eleonora's falcon *Falco eleonora* through digital terrain models on a western Mediterranean island. *J Ornithol.* 147(1):13–23.
- Valdés Miró, V. 1984. Datos de nidificación sobre las aves que crían en Cuba. *Poeyana.* 282:27.
- VanDerWal, J., L.P. Shoo, C.N. Johnson, S.E. Williams. 2009. Abundance and the environmental niche: environmental suitability estimated from niche models predicts the upper limit of local abundance. *Am Nat.* 174(2):282–291.
- Vannini, J.P. 1989. Neotropical raptors and deforestation: notes on diurnal raptors at Finca El Faro, Quetzaltenango, Guatemala. *J Raptor Res.* 23(2):27–38.

- Verner, J. 1985. Assessment of counting techniques. En: Johnston, R.F. (ed.) *Current ornithology*. Volume 2. Springer US. Nueva York. pp. 247–302.
- Villard, M.A., M. Kurtis, G. Merriam. 1999. Fragmentation effects on forest birds: relative influence of woodland cover and configuration on landscape occupancy. *Biol Conserv*. 13(4):774–783.
- Vimal, R., V. Devictor. 2015. Building relevant ecological indicators with basic data: Species and community specialization indices derived from atlas data. *Ecol Ind*. 50:1–7.
- Walkinshaw, L.H., B.W. Baker. 1946. Notes of the Birds of the Isle of Pines, Cuba. *Wilson Bull*. 58:133–147.
- Walls, S., R. Kenward. 2012. Analysis of location for conservation of raptors. *Ornis Mongolica* 1:30–36.
- Warren, D.L., S.N. Seifert. 2011. Ecological niche modeling in Maxent: the importance of model complexity and the performance of model selection criteria. *Ecol Appl*. 21(2):335–342.
- Watling, J.I., M.A. Donnelly. 2006. Fragments as islands: a synthesis of faunal responses to habitat patchiness. *Conserv Biol*. 20(4):1016–1025.
- Watson, D.M. 2003. Long-term consequences of habitat fragmentation—highland birds in Oaxaca, Mexico. *Biol Conserv*. 111(3):283–303.
- Webb, T.J., D. Noble, R.P. Freckleton. 2007. Abundance–occupancy dynamics in a human dominated environment: linking interspecific and intraspecific trends in British farmland and woodland birds. *J Anim Ecol*. 76(1):123–134.
- Whitacre, F., C.W. Turley. 1990. Further comparisons of tropical rainforest census techniques. En: Burnham, W.A., Whitacre, D.E., Jenny, J.P. (eds.) *Maya Project: use of raptors as environmental indices for design and management of protected areas and for building local capacity for conservation in Latin America*. The Peregrine Fund. Idaho. pp. 71–92.
- Whittaker, R.H. 1975. *Communities and ecosystems*. McMillan. Nueva York. 162p.
- Wiens, J.A. 1989. Spatial scaling in ecology. *Funct Ecol*. 3(4):385–397.
- Wiens, J.A., J.T. Rotenberry, B. Van Horne. 1987. Habitat occupancy patterns of North American shrubsteppe birds: the effects of spatial scale. *Oikos*. 48(2):132–147.
- Wiens, J.A., N.C. Stenseth, B. Van Horne, R.A. Ims. 1993. Ecological mechanism and landscape ecology. *Oikos*. 66(3):369–380.
- Wiggers, E.P., K.J. Kritz. 1991. Comparison of nesting habitat of coexisting Sharp-Shinned and Cooper’s Hawks in Missouri. *Wilson Bull*. 103(4):568–577.
- Wiley, J.W. 1985. Status and conservation of forest raptors in the West Indies. *ICBP Technical Publication*. 5:199–204.

- Wiley, J.W., O.H. Garrido. 2005. Taxonomic status and biology of the Cuban Black-Hawk, *Buteogallus anthracinus gundlachii* (Aves: Accipitridae). *J Raptor Res.* 39(4):351–364.
- Wiley, J.W., A.F. Poole, N.J. Clum. 2014. Distribution and natural history of the Caribbean Osprey (*Pandion haliaetus ridgwayi*). *J Raptor Res.* 48(4):396–407.
- Williams, C.B. 1964. Patterns in the balance of nature. Academic Press. Nueva York. 324p.
- Williams, C.K., R.D. Applegate, R.S. Lutz, D.H. Rusch. 2000. A comparison of raptor densities and habitat use in Kansas cropland and rangeland ecosystems. *J Raptor Res.* 34(3):203–209.
- Williamson, M. 1981. Island populations. Oxford University Press. Oxford. 286p.
- Wilmers, T.J. 1983. Kestrel use of nest boxes on reclaimed surface mines in West Virginia and Pennsylvania. *Raptor Res.* 17:30–31.
- Wilson, M.W., B. O'donoghue, B. O'mahony, C. Cullen, T. O'donoghue, G. Oliver, B. Ryan, P. Troake, S. Irwin, T.C. Kelly, J.J. Rotella, J. O'halloran. 2012. Mismatches between breeding success and habitat preferences in Hen Harriers *Circus cyaneus* breeding in forested landscapes. *Ibis* 154(3):578–589.
- Woodbridge, B., P.J. Detrich. 1994. Territory occupancy and habitat patch size of Northern Goshawks in the Southern Cascades of California. En: Block, W.M., Morrison, M.L., Reiser, M.H. (eds.) *The Northern Goshawk: ecology and management. Studies in avian biology, No. 16.* pp. 83–87.
- Wotzkow, C. 1985. Status and distribution of Falconiformes in Cuba. *Bulletin of the World Working Group on Birds of Prey* 2:1–10.
- Wotzkow, C. 1986. Ecological observations of Gundlach's Hawk *Accipiter gundlachi* in Cuba. *Birds of Prey Bull.* 3:111–114.
- Wright, D.H. 1983. Species–energy theory: an extension of species–area theory. *Oikos.* 41(3):496–506.
- Wu, J., H. Li. 2006. Concepts of scale and scaling. En: Wu, J., Jones, K.B., Li, H., Loucks, O.L. (eds.) *Scaling and uncertainty analysis in ecology: Methods and applications.* Springer. Holanda. pp. 3–15.
- Yañez-Arenas, C., E. Martínez-Meyer, S. Mandujano, O. Rojas-Soto. 2012. Modelling geographic patterns of population density of the white-tailed deer in central Mexico by implementing ecological niche theory. *Oikos.* 121(12):2081–2089.
- Zalles, J.I., K.L. Bildstein. 2000. *Raptor watch: A global directory of raptor migration sites.* BirdLife Conservation Series No. 9. Cambridge. BirdLife International. Kempton. PA. Hawk Mountain Sanctuary.
- Zilio, F., A. Bolzan, A. de Mendonça-Lima, C. Oliveira da Silva, L. Verrastro, M. Borges-Martins. 2013. Raptor assemblages in grasslands of Southern Brazil:

- species richness and abundance and the influence of the survey method. *Zool Stud.* 52:27.
- Zurita, G.A., M.I. Bellocq. 2007. Pérdida y fragmentación de la selva Paranaense: efectos sobre las aves rapaces diurnas. *Hornero.* 22(2):141–147.
- Zuur, A.F., E.N. Ieno, C.S. Elphick. 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods Ecol Evol.* 1(1):3–14.

11. ANEXOS

Anexo I. Uso y selección de hábitat.

Según las revisiones de Tapia *et al.* (2007) para las especies de aves rapaces, se conoce como “*hábitat*” al lugar que reúne un conjunto de recursos y condiciones favorables para que una especie pueda vivir y desarrollarse; “*uso de hábitat*” es la forma en la que una especie usa un conjunto de componentes físicos y biológicos (recursos) dentro de un área y tiempo definidos; “*selección de hábitat*” es un proceso jerárquico que involucra una supuesta serie de respuestas innatas, aprendidas o ambas, hechas por las especies en relación a qué hábitat usar a diferentes escalas ambientales; “*preferencias de hábitat*” es la consecuencia del proceso de selección de hábitat, que resulta en un uso desproporcionado de algunas áreas sobre otras.

Este concepto de hábitat lleva implícito que los individuos y poblaciones puedan desarrollarse en el hábitat. Es decir, incluye una noción de lo que sería un buen hábitat en el cual la especie puede persistir. Este tipo de análisis en los estudios de selección de hábitat es muy raro, ya que resulta difícil relacionar tales medidas de calidad del hábitat para las especies. En efecto, la mayoría de las veces los investigadores describen el hábitat de las especies a través de la relación entre la presencia de los individuos, poblaciones o una especie y las características del área, asumiendo de esta forma que la presencia es un buen representante de la calidad del hábitat. En este contexto, el concepto de hábitat es empleado en un sentido más espacial. Por ejemplo, si consideramos la dinámica fuente-sumidero (Pulliam, 1988), en la que una población fuente (para la cual la reproducción es mayor a la mortalidad localmente) vive en un área que tiene características ambientales diferentes al área donde vive la población sumidero (para la cual la reproducción falla en superar la mortalidad localmente), sin la población fuente, la población sumidero no persistiría. Por lo tanto, el área donde vive la población sumidero no sería un hábitat de la especie en el contexto de la persistencia o desarrollo de la definición. Es bastante difícil llegar a un consenso en relación al concepto de hábitat. En este estudio no se mide la capacidad de una especie para desarrollarse en un hábitat. Por estas razones, se usa el término de hábitat sin que incluya la persistencia de las especies en los mismos. Por lo tanto, un hábitat sumidero sería un hábitat para la especie, pero de baja calidad donde se podría encontrar una alta mortalidad o baja tasa de reproducción.

En las últimas décadas, se ha estudiado con énfasis el tema de selección de hábitat en las aves (e.g. Bosakowski y Speiser, 1994; Dykstra *et al.*, 2000; Marzluff *et al.*, 2007). Brambilla *et al.* (2006) y Marzluff *et al.* (2007) expresan que la selección en las aves rapaces puede estar influenciada por el tipo o estructura de la vegetación, disponibilidad del alimento y del sitio de anidación, así como la

presencia de depredadores y competidores. Por su parte, Woodbridge y Detrich (1994) generalizan que, para todos los animales, el hábitat adecuado está en función de sus características estructurales y de la presencia de depredadores, competidores y una adecuada fuente de alimentación. Los aspectos que refieren estos autores como determinantes en la selección del hábitat no son los únicos; la exclusión de otros como el clima y la intervención humana en los ecosistemas restringe el análisis de las investigaciones y subestima el verdadero modelo de selección.

Los estudios de selección y preferencias de hábitat necesitan de una evaluación del hábitat disponible, hábitat no usado o la extensión y la forma de uso por la especie. Con frecuencia se infiere que ciertas características están disponibles para un ave si las mismas aparecen dentro del ámbito hogareño de los individuos. De hecho, generalmente no se conoce si un ave es excluida de usar ciertas características del hábitat debido a variables o procesos no relacionados con el hábitat (Cody, 1985) como la depredación del nido, competencia interespecífica, atracción intraespecífica y disturbio humano (Sutherland y Green, 2004). La extensión en la que estas variables o procesos afectan la selección de hábitat hecha por los individuos se desconoce. Las inferencias sobre las relaciones entre características estructurales del hábitat (*e.g.* cobertura de la vegetación) y uso de otros recursos (*e.g.* presas) pueden realizarse combinando análisis conductuales y de hábitat (Bustamante *et al.*, 1997; Amar y Redpath, 2005). Finalmente, tanto la escala espacial como temporal del estudio pueden influir en la percepción de la disponibilidad de hábitat por las especies (Sutherland y Green, 2004).