



UNIVERSIDAD MICHOACANA DE SAN NICOLÁS DE HIDALGO

FACULTAD DE BILOGÍA

**PROGRAMA INSTITUCIONAL DE DOCTORADO EN CIENCIAS
BIOLÓGICAS**

**OPCIÓN EN CONSERVACIÓN Y MANEJO DE RECURSOS
NATURALES**

**PRIORIZACIÓN Y CONECTIVIDAD DEL HÁBITAT EN LA
DISTRIBUCIÓN ACTUAL DE LA FAMILIA PSITTACIDAE, EN LA
VERTIENTE DEL PACÍFICO MEXICANO**

T E S I S

Que para obtener el grado académico de
DOCTOR EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

Presenta:

María Consuelo Marín Togo

Director de tesis:

Dr. Ciencias en Conservación y Manejo de Fauna Silvestre

Tiberio César Monterrubio Rico

Co director

Dr. en Conservación y Manejo de Recursos Naturales

Juan Manuel Ortega Rodríguez

Morelia, Michoacán, agosto de 2013

U. M. S. N. H



**FACULTAD
DE
BIOLOGÍA**



DR. JOSÉ LÓPEZ BUCIO
COORDINADOR GENERAL DEL PROGRAMA INSTITUCIONAL DE
DOCTORADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
P R E S E N T E

Por este conducto nos permitimos comunicarle que después de haber revisado el manuscrito final de la Tesis Titulada: "Priorización y conectividad del Hábitat en la distribución actual de la familia *Psittacidae*, en la vertiente del Pacífico Mexicano" presentado por la M.C MARÍA CONSUELO MARÍN TOGO, consideramos que reúne los requisitos suficientes para ser publicado y defendido en Examen de Grado de Doctora en Ciencias.

Sin otro particular por el momento, reiteramos a usted un cordial saludo.

ATENTAMENTE

Morelia, Michoacán, 11 de julio de 2012

MIEMBROS DE LA COMISIÓN REVISORA

Dr. Tiberio César Monterrubio Rico
Director de Tesis

Dr. Juan Manuel Ortega Rodríguez
Co Director

Dr. José Fernando Villaseñor Gómez
Vocal

Dra. María Luisa España Boquera
Vocal

Dr. Cuauhtémoc Sáenz Romero
Vocal

c.c.p. Archivo de la OCMRN

Coordinación de Posgrado de la Facultad de Biología. Edif. "R" Planta Baja. Ciudad Universitaria, Morelia, Michoacán.
CP 58060. Tel/Fax. (443) 3167412. Email: plili_10@yahoo.com o pcerritosbarriga@gmail.com
Laboratorio de Biología del Desarrollo Vegetal. Edificio B3 IIQB. Ciudad Universitaria. Morelia, Michoacán.
Email: jbucio@umich.mx



DR. JOSÉ LÓPEZ BUCIO
COORDINADOR GENERAL DEL PROGRAMA INSTITUCIONAL DE
DOCTORADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
PRESENTE


Por este conducto nos permitimos comunicarle que después de haber revisado el manuscrito final de la Tesis Titulada: "Priorización y conectividad del Hábitat en la distribución actual de la familia *Psittacidae*, en la vertiente del Pacífico Mexicano" presentado por la M.C MARÍA CONSUELO MARÍN TOGO, consideramos que reúne los requisitos suficientes para ser publicado y defendido en Examen de Grado de Doctora en Ciencias.

Sin otro particular por el momento, reiteramos a usted un cordial saludo.

ATENTAMENTE

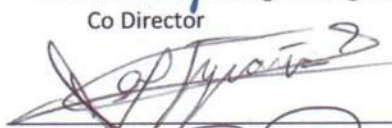
Morelia, Michoacán, 11 de julio de 2012

MIEMBROS DE LA COMISIÓN REVISORA

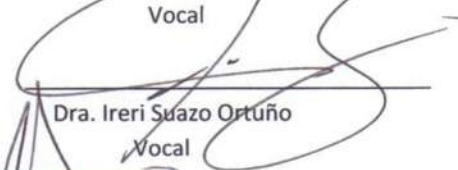

Dr. Tiberio César Monterrubio Rico
Director de Tesis



Dr. Juan Manuel Ortega Rodríguez
Co Director


Dr. José Fernando Villaseñor Gómez
Vocal


Dra. María Luisa España Boquera
Vocal


Dr. Cuauhtémoc Saenz Romero
Vocal


Dra. Ireri Suazo Ortuño
Vocal


Dr. Leonel Arturo López Toledo
Vocal

c.c.p. Archivo de la OCMRN

Coordinación de Posgrado de la Facultad de Biología. Edif. "R" Planta Baja. Ciudad Universitaria, Morelia, Michoacán.
CP 58060. Tel/Fax. (443) 3167412. Email: plil1_10@yahoo.com o pcerritosbarriga@gmail.com
Laboratorio de Biología del Desarrollo Vegetal. Edificio B3 IIQB. Ciudad Universitaria. Morelia, Michoacán.
Email: jbucio@umich.mx

DEDICATORIA

A Paulo, por estar siempre a mi lado, por demostrarme su amor aún en los momentos de mayor presión, a través de su paciencia, apoyo y respeto.

A Paul Emmanuel, por llegar a mi vida para convertirse en el motivo más importante para tratar de ser cada día mejor persona, profesionista y madre. Porque al ver sus ojos y escuchar su risa me siento capaz de redoblar esfuerzos para seguir adelante.

A ambos, por demostrarme que no hay posgrado que deje mayor enseñanza que la paciencia y apoyo que brinda el amor. Los amo.

A mi madre María Consuelo, por apoyarme y acompañarme en todo momento, por sus consejos, por sus valores, por su fortaleza que me motiva constantemente y que me ha permitido ser una persona de bien, pero más que nada, por su amor.

A mi padre Manuel, por transmitirme su gusto y amor por la naturaleza, por sus ejemplos de responsabilidad, perseverancia y constancia que lo caracterizan y que me ha infundado siempre, por sus palabras, por el valor mostrado para salir adelante y por su amor.

A mis hermanos Manuel, David y Javier, a mis cuñadas y a mis amados sobrinos: porque el tan sólo verlos, convivir con ellos y escucharlos me motiva para seguir luchando para salir adelante y me hacen sonreír, gritar, bromear, bailar, abrazar y amar.

A DIOS, POR TODO Y POR TODOS.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, especialmente a la coordinación del Programa Institucional de Doctorado en Ciencias Biológicas, Opción en Conservación y Manejo de Recursos Naturales.

Al CONACYT por la beca brindada para desarrollar la presente investigación.

Agradezco al Dr. Tiberio César Monterrubio Rico, por compartir su tiempo, conocimientos y pasión por la Biología, por su interés en mi formación. Por supuesto por la amistad brindada a lo largo de casi diez años de trabajo juntos y de aprendizaje constante.

Agradezco al Dr. Juan Manuel Ortega Rodríguez, por su amistad, por su interés en mi desarrollo personal y profesional, por compartir su enorme conocimiento y gusto por los sistemas de información geográfica.

Al Dr., Cuauhtémoc Sáenz Romero, por su paciencia y por sus sugerencias para la mejora de este trabajo.

A la doctora María Luisa, por sus aportes y por compartir su conocimiento en tele detección y sistemas de información geográfica.

A José Fernando Villaseñor, por compartir sus conocimientos en redacción y difusión científica. Por su amistad, su paciencia y su permanente sonrisa.

A la Dra. Ileri Suazo-Ortuño y al Dr. Leonel Arturo López Toledo, por revisar y aportar parte de su conocimiento para la mejora del presente trabajo.

Al personal administrativo de división de estudios de Posgrado de la Facultad de Biología de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Patricia Liliana Cerritos Barriga y Ana Luisa Sosa Ledesma, por la eficiencia en su trabajo que incluye por supuesto la amabilidad, la amistad y la sonrisa que me han brindado.

A mis compañeros del Laboratorio de Vertebrados Terrestres Prioritarios: Adrián, Daniel Felipe, Margarito, Nadia, Ramón y Quetzal. A mis compañeros del laboratorio de Percepción Remota y SIG: Gerardo, Iván, Isabel, Larissa, Lucero, Mario y Marisol y por los momentos y esfuerzos compartidos.

A las integrantes del Centro de Apoyo a la Salud Alternativa A.C., del Centro de Investigaciones y proyectos Geográficos CIPG, S.C. y del Grupo Interdisciplinario de Tecnología Rural Apropiaada A.C. por su amistad y por el espacio para trabajar.

A mis amigas: Beneiza, Edna, Lorena y Mariela, porqué con su amistad y los conocimientos en Biología que me han compartido, han hecho más agradable aún el reto estudiar un doctorado.

A los integrantes de la familia Limantour Covarrubias de Sauza Mora: Adris, Alex, Azu, Diego, Edgar, Gaby y Mangú, por compartir y disfrutar el gusto y el conocimiento de la Geografía y su aplicación en diferentes áreas del conocimiento, además por demostrarme el valor de la amistad durante casi 18 años.

A mis tíos Rosalinda, Fernando y Víctor Togo, y a mi prima Lulú por sus palabras de motivación.

*Whatever progress we make with the application of the physical,
biological and mathematical sciences to landscapes, it will amount to
little unless we can incorporate the impacts of human activity.*

Ian Noble (1996).

CONTENIDO

| | Pág. |
|---|------|
| RESUMEN | vii |
| ABSTRACT | xii |
| INTRODUCCIÓN | 1 |
| JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS | 5 |
| OBJETO DE ESTUDIO Y ÁREA DE ANÁLISIS | 8 |
| CAPÍTULO I. APLICACIONES DE SISTEMAS DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA Y ALGORITMOS PARA LA CONSERVACIÓN Y ANÁLISIS ECOLÓGICOS A NIVEL PAISAJE..... | |
| | 10 |
| CAPÍTULO II. DISTRIBUCIÓN ACTUAL REDUCIDA DE PSITÁCIDOS EN LA VERTIENTE DEL PACÍFICO MEXICANO: IMPACTOS POTENCIALES DE LA PÉRDIDA DEL HÁBITAT Y DE LA CAPTURA PARA COMERCIALIZACIÓN | |
| | 27 |

| | |
|---|-----|
| CAPITULO III. IDENTIFICACIÓN DE ÁREAS PRIORITARIAS Y SU CONECTIVIDAD POTENCIAL PARA LA CONSERVACIÓN DE PSITÁCIDOS EN LA VERTIENTE DEL PACÍFICO MEXICANO | 54 |
| DISCUSIÓN GENERAL | 114 |
| REFERENCIAS COMPLEMENTARIAS | 117 |
| ANEXO FOTOGRÁFICO | 120 |
| APÉNDICE I. CARACTERÍSTICAS DE LOS SITIOS PRIORITARIOS Y ESPECIES QUE CONTIENEN. | 125 |
| APÉNDICE II. ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS CONSIDERADAS EN EL ANÁLISIS..... | 132 |

RESUMEN

Las 22 especies de Psitácidos reportadas para México se encuentran listadas en alguna categoría de riesgo de la normatividad nacional, siendo las principales causas del declive de sus poblaciones la pérdida y fragmentación del hábitat, y la extracción de individuos de su hábitat natural. Paradójicamente, a pesar de ser un grupo de aves conspicuas, se dispone de poca información sobre sus requerimientos ecológicos y su distribución actual, que sirva de base para orientar acciones para su conservación (del Hoyo *et al.* 1997, Macías e Iñigo 2003, Marín-Togo 2006, Téllez 2008).

La vertiente del Pacífico Mexicano representa una región importante para el estudio y conservación de esta familia de aves, ya que en ella se distribuyen once especies, de las cuales dos son endémicas. El presente trabajo tiene como propósito analizar la distribución actual de nueve especies de la familia *Psittacidae* en la vertiente del Pacífico Mexicano, considerando registros actuales de presencia, evaluando su representatividad al interior de Áreas Naturales Protegidas (ANP's), e identificando sitios prioritarios para su conservación, así como la disponibilidad de hábitat remanente que permita una conectividad potencial entre éstos.

Primero obtuve modelos de distribución potencial de nueve especies de Psitácidos usando el Genetic Algorithm for Rule set Prediction (GARP). Consideré como variables a la elevación, aspecto, pendiente, un índice topográfico y un índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) el cual nos permite estimar la cantidad, calidad y desarrollo de la vegetación con base en sensores remotos. Establecí también una base de datos con los

registros de presencia, la cual se basó en muestreos de campo intensivos y extensivos realizados durante el periodo 2001-2010.

De acuerdo a la información y experiencia adquirida, identifiqué la existencia de áreas donde el saqueo de pollos de diferentes especies ha influido en la pérdida de distribución a nivel local, aún cuando hay disponibilidad de hábitat; la reducción del área de distribución más severa se identificó con 79.1% en *Amazona oratrix*.

Usé el mapa del Inventario Nacional Forestal del año 2000 para identificar el tipo de vegetación y cobertura del suelo en la distribución actual de cada especie, y en las áreas donde se identificó ausencia de especies. La distribución actual de seis especies presenta más del 60% de vegetación primaria, mientras que las tres especies cuya distribución se limita a la región del Istmo de Tehuantepec y costa de Chiapas en México, cuentan con menos de 30% de su distribución actual con vegetación primaria.

También analicé la representatividad de la distribución actual de las especies en el sistema nacional de ANP's, así como la distribución de éstas en el área de estudio. Seis especies presentan menos del tres por ciento de su distribución actual dentro de ANP's, y a lo largo del área de estudio, existen distancias de hasta 500 km de separación entre ANP. Ante ello, se presenta una propuesta de sitios prioritarios complementarios para conservar, que reduce las distancias entre poblaciones y fortalece la protección de todas las especies.

Los sitios prioritarios propuestos se determinaron con el algoritmo ResNet 1.2, que se basa en los principios de rareza y de complementariedad con las áreas protegidas existentes. Como unidades de análisis se incorporaron las microcuencas editadas por SAGARPA y FIRCO en 2005. Use registros recientes de presencia de las especies (Marín-

Togo *et al.* 2012) e incorporé la técnica de análisis multicriterio para determinar los sitios con mayor aptitud para conservación respecto a los criterios de elevación, pendiente, distancia a carreteras, cobertura del suelo y cantidad de poblados.

El conjunto de sitios prioritarios propuestos consta de 33 polígonos que cubren una superficie de 9,163 km². Al considerar en conjunto los sitios prioritarios y las ANP's, la especie que refleja menor beneficio de protección, con el 4.7% de su distribución actual protegida, es *Ara militaris*; mientras que *Amazona auropalliata* es la más beneficiada con el 47.7% de su distribución actual protegida. Además, el conjunto polígonos que conforman los sitios prioritarios propuestos y las ANP's, muestran una separación máxima de 250 km; no obstante, es necesario identificar si las condiciones del paisaje permiten la movilidad entre éstos.

Para ello, elaboré un modelo de conectividad, con la aplicación del módulo "Habitat Assesment Panel" del software Idrisi 16, empleando el conjunto de datos contenidos en "MODIS Vegetation Continuous Fields" y considerando información de estimaciones de rango hogareño y distancias de vuelo que cubren las especies. Con esto obtuve como resultado la clasificación del hábitat remanente entre sitios prioritarios y ANP's en tres categorías: hábitat primario, corredores primarios y corredores secundarios.

La especie con mayor representación en el modelo de conectividad es *Ara militaris*, ya que el 46.9% de su distribución actual coincide con fragmentos que facilitan su movilidad. El caso contrario es *Amazona auropalliata*, con el 9.4% de su distribución actual. Algunas especies presentan conectividad potencial, aún en áreas donde se reporta su posible extirpación local, como es el caso de *Forpus cyanopigyus*, que coincide un

60.4% del área donde se no se registró su distribución actual, con fragmentos del modelo del conectividad.

También identifique patrones de conectividad con base en la categoría de conectividad predominante: en la porción norte del área de estudio, que ocupan los estados de Sonora, Sinaloa, Nayarit y Jalisco, predomina la conectividad a través de hábitat primario. En los estados de Colima, Michoacán y Guerrero predominan los corredores primarios, y disminuye el tamaño de los fragmentos, respecto a la zona norteña. Finalmente, en la porción sur, en los estados de Oaxaca y Chiapas existe una combinación de las tres categorías, pero con fragmentos aún más pequeños.

Las conclusiones principales destacan la importancia de contar con registros recientes de campo, para tener una mayor aproximación a la distribución de las especies, ya que hay fenómenos como el saqueo que no se pueden incorporar en la aplicación de los algoritmos ni el proceso de modelación. También señalan la necesidad de no sólo de incorporar áreas protegidas al sistema actual, sino que además incluyan planes de monitoreo y manejo a largo plazo, así como un análisis del diseño del polígono y su relación espacial con otros sitios protegidos o con disponibilidad de hábitat.

La presente investigación provee información robusta para la planeación de actividades de conservación, y representa una aplicación metodológica que se puede emplear para realizar el análisis de otros grupos de especies con amplios requerimientos de hábitat.

Por último, destaca a las especies de la familia Psittacidae como indicador de calidad de hábitat, por sus requerimientos para anidación, y de ámbito hogareño (Snyder *et*

al. 2000). Por ello, mi propuesta es que el conjunto de sitios prioritarios y conectividad presentados, se evalúen en términos de efectividad y el beneficio potencial para otras especies prioritarias y endémicas. Esto puede implicar una necesidad de modificar la escala de análisis espacial, para poder identificar el impacto local en comunidades, así como en el contexto regional y continental.

ABSTRACT

The 22 species of Parrots reported for Mexico are listed on some risk category of national regulations, the main causes of the decline of their populations are the loss and fragmentation of habitat, and removal of individuals from their natural habitat. Paradoxically, despite being a conspicuous group of birds, there is little information on their ecological requirements and current distribution as a basis to guide conservation actions (del Hoyo et al., 1997, Macias and Inigo 2003, Marin -Togo 2006).

The Mexican Pacific coast represents an important region for the study and conservation of this family of birds, since it is distributed in eleven species, of which two are endemic. This research aims to analyze the current distribution of nine species of the family Psittacidae in the Mexican Pacific coast, considering current presence records, assessing their representativeness within protected areas, and identifying priority sites for preservation, and also the availability of remnant habitat that allows potential connectivity between them.

First I got potential distribution models of nine Psittacidae species using the Genetic Algorithm for Rule September Prediction (GARP), considering as variables to elevation, aspect, slope, topographic index and an index of normalized difference vegetation index (NDVI). Established also a database with records of occurrence, which was based on field surveys conducted intensive and extensive during the period 2001-2010.

According to information and the acquired experience, I identified the existence of areas where the capture for trade of different parrots species has caused the local

extirpation, even when there is habitat availability, *Amazona oratrix* had the greatest distribution reduction, with 79.1% of distribution loss.

I used the National Forest Inventory of year 2000 to identify the vegetation type and land cover in the current distribution of each species, and identified areas where the absence of species. The current distribution of six species presents more than 60% of primary vegetation, while the three species whose distribution is limited to the region of the Isthmus of Tehuantepec and the coast of Chiapas, Mexico, have less than 30% of its current distribution with primary vegetation.

Also I analyzed the representativeness of the current distribution of the species in the national system of protected areas, and distribution of these in the study area. Six species have less than three percent of its current distribution within the protected areas. Throughout the study area, there are separation distances up to 500 km between protected areas. For this reason, we present a complementary proposal to conserve priority sites, which reduces the distances between towns and strengthens the protection of all species.

The proposed priority sites were determined with the algorithm ResNet 2.1, which is based on principles of rarity and complementarity with existing protected areas. As spatial units were used micro-basin published by SAGARPA and FIRCO in 2005. I used recent records of the species presence (Marin-Togo et al. 2012) and incorporated multicriteria analysis technique to determine the sites most suited for conservation on the criteria of elevation, slope, distance to roads, land cover, and number of villages.

The proposed priority set sites consists of 33 polygons which cover an area of 9,163 km². When considering together the priority sites and protected areas, the specie which

reflects the lowest protection benefit, with 4.7% of its current distribution protected, is *Ara militaris*, contrary *Amazon auropalliata* is the most benefited with 47.7% of its protected current distribution. In addition, the polygons of priority sites proposed, in addition with protected areas, show a maximum separation of 250 km, however, is required identify whether landscape conditions allow mobility between them.

To do this, I designed a connectivity model, with the application of the module "Habitat Assessment Panel" in the Idrisi 16 software; using the set of data contained in "MODIS Vegetation Continuous Fields" and considering home range's estimates and flight distances species cover. I got as a result, the remaining habitat between protected areas and priority sites classified into three categories: primary habitat, primary corridors and secondary corridors.

The species most represented in the model of connectivity is *Ara militaris*, 46.9% of its current distribution coincided with fragments for easier movement. The opposite is *Amazona auropalliata*, with 9.4% of its current distribution. Some species have potential connectivity even in areas where reports its local removal possible, as is the case *Forpus cyanopygus* which coincides 60.4% of the area where there was no current distribution, with connectivity pattern fragments.

I also identified connectivity patterns based on the predominant category of connectivity: in the northern portion of the study area, occupying the states of Sonora, Sinaloa, Nayarit and Jalisco, dominated connectivity through primary habitat. In the states of Colima, Michoacan and Guerrero dominated by primary corridors, and decrease the size of the fragments with respect to the northern zone. Finally, in the southern portion, in the

states of Oaxaca and Chiapas there is a combination of the three categories, but even smaller fragments.

The main conclusions highlight the importance of recent records of field, to have a closer approximation to the distribution of the species, due to there are phenomena such as capture for trade which can't be incorporated in the implementation of the algorithms and the modeling process. Also highlights the need to incorporate not only protected areas to the current system, but also include plans for monitoring, for long-term management, the polygon design analysis, considering its spatial relationship to other protected sites or habitat availability.

This research provides robust information for planning conservation activities, and represents an important methodological application that can be used for the analysis of other groups of species with large habitat requirements, including structural and functional needs of entire ecological communities, and allow gradually identified connectivity network be part of regional ecological conservation.

Finally, highlights the family Psittacidae species as an indicator of habitat quality for its requirements for nesting, and home range (Snyder et al. 2000). Therefore, my proposal is that the set of priority sites and connectivity presented, be evaluated in terms of effectiveness and potential benefit to other priority species and endemic. This may imply a need to change the scale of spatial analysis in order to identify the local impact on communities as well as regional and continental context.

ÍNDICE DE CUADROS

| | Pág. |
|--|------|
| CAPÍTULO II | |
| Cuadro 1. Field localities and distribution estimates for nine <i>Psittacidae</i> species along the Pacific coast of Mexico, based on extensive field surveys and ecological niche modeling..... | 37 |
| Cuadro 2. Area (km ²) of vegetation and land-use within the current distribution of nine <i>Psittacidae</i> species on the Pacific coast of Mexico..... | 40 |
| Cuadro 3. Extent of primary habitats and protected areas within the current distribution of nine <i>Psittacidae</i> along the Pacific coast of Mexico..... | 45 |
| Cuadro 4. Estimates of protected area availability (km) for each <i>Psittacidae</i> species based on the prediction of suitable ecological conditions in each protected area with confirmed species presence based on field surveys (2001–2009) along the Mexican Pacific..... | 50 |
| CAPÍTULO III | |
| Cuadro 1. Agrupación de especies de acuerdo a similitudes en requerimientos de hábitat por cada criterio seleccionado..... | 66 |
| Cuadro 2. Escala de importancia relativa | 67 |
| Cuadro 3. Matriz de comparación por pares | 68 |
| Cuadro 4. Parámetros utilizados en el ejercicio de conectividad de hábitat..... | 72 |
| Cuadro 5. Incremento en área protegida considerando los sitios prioritarios identificados..... | 76 |
| Cuadro 6. Superficies de contradicción entre sitios prioritarios y pérdida de distribución de las especies..... | 77 |

| | |
|--|----|
| Cuadro 7. Vegetación (%) en superficie priorizada por especie..... | 78 |
| Cuadro 8. Extensión para cada especie (km ²) con respecto a superficie de coincidencia en distribución, conectividad potencial, y áreas de contradicción..... | 81 |
| Cuadro 9. Representación de los elementos de conectividad potencial, en áreas de distribución actual y en áreas de posible extirpación local de las diferentes especies..... | 83 |

ÍNDICE DE FIGURAS

| | Pág. |
|---|------|
| OBJETO DE ESTUDIO Y AREA DE ANÁLISIS | |
| Figura 1. Área de estudio, delimitada por ecorregiones definidas por CONABIO | 2 |
| CAPÍTULO II | |
| Figura 1. Current distribution (black shading) and absence areas (grey shading) for <i>Amazona auropalliata</i> , <i>Brotogeris jugularis</i> , and <i>Aratinga strenua</i> along coastal Chiapas, east of Tehuantepec..... | 39 |
| Figura 2. Current distribution (black shading) and absence areas (grey shading) for <i>Aratinga canicularis</i> , <i>Amazona albifrons</i> , and <i>Forpus cyanopygius</i> along the Mexican Pacific coast..... | 41 |
| Figura 3. Current distribution (black shading) and absence areas (grey shading) for <i>Ara militaris</i> , <i>Amazona finschi</i> , and <i>Amazona oratrix</i> | 43 |
| CAPÍTULO III | |
| Figura 1. Porcentaje de superficie protegida que tendría cada especie al considerar la adición de sitios prioritarios a la superficie protegida actual..... | 75 |
| Figura 2. Conectividad, sitios prioritarios y ANP´s de Sonora a Nayarit..... | 84 |
| Figura 3. Conectividad, sitios prioritarios y ANP´s de Jalisco a Michoacán..... | 85 |
| Figura 4. Conectividad, sitios prioritarios y ANP´s de Guerrero a Oaxaca..... | 86 |
| Figura 5. Conectividad, y sitios prioritarios y ANP´s en el estado de Chiapas..... | 87 |

INTRODUCCIÓN

La Biología de la Conservación es una disciplina científica multidisciplinaria, que se apoya en áreas del conocimiento como la ecología, biogeografía, genética de poblaciones, economía, sociología, y antropología, entre otras, para hacer frente al fenómeno de pérdida de biodiversidad, derivada principalmente del incremento de transformaciones del paisaje a consecuencia de actividades antropogénicas (Forman 1998).

No obstante, la falta de información biológica, ecológica y de distribución actual de las especies, así como la falta de conocimiento histórico de la relación entre procesos ecológicos locales y procesos a escala regional, conllevan a la ausencia de criterios claros que brinden las bases para diseñar objetivos y estrategias concretas de conservación (Low *et al.* 2000, Loyola *et al.* 2007).

Ante la necesidad de contar con información para enfocar las acciones de conservación, se han aprovechado herramientas tecnológicas e informáticas, y en la actualidad se implementan algoritmos enfocados a generar información espacial de las especies, que al ser incorporada y analizada con el uso de los Sistemas de Información Geográfica (SIG), permiten satisfacer algunas demandas de información para la planeación ambiental (Ortega-Rodríguez 2009, Sarkar 2012).

Entre las aplicaciones de los algoritmos destaca la modelación de la distribución geográfica de especies, que se basa en la combinación de información sobre condiciones ambientales y sitios de ocurrencia conocida de las especies de interés, además de la identificación de sitios prioritarios para proteger con base en su contenido de biodiversidad

y su relación espacial con otras áreas protegidas. Respecto al uso de SIG, destaca su aplicación en el entendimiento de temas como: la distribución geográfica de la aptitud ecológica de las especies, los cambios en la estructura del paisaje a través del tiempo y sus factores causales, los patrones del paisaje y sus efectos en procesos ecológicos, entre otros (Turner 1990, Baker y Cai 1992, Velázquez y Bocco 1994, Corsi *et al.* 1998).

El uso de estas herramientas ha permitido enfocar la planificación de acciones de conservación a escalas geográficas amplias (Pearman *et al.* 2002, Loyola *et al.* 2007, Sarkar *et al.* 2009, Stralberg 2010), ya que facilita analizar las condiciones del hábitat a nivel paisaje y el entendimiento de la dinámica de poblaciones, ya que los organismos se mueven en paisajes heterogéneos (Saab 1999). También ha favorecido el atender la creciente problemática de pérdida de hábitat, que ha dado lugar a que paisajes que alguna vez se presentaron continuos y naturales, ahora se aprecien divididos en parches, debido al proceso de fragmentación (Meffe y Ronald 1994, Forman 1998, Boudjemadi *et al.* 1999, Velazquez *et al.* 2002, IUCN 2003).

Ante esta problemática generalizada en grandes regiones, la estrategia de conservación predominante ha sido la creación y establecimiento de parques y reservas. Sin embargo, este esquema enfrenta cuatro desventajas principales: a) las áreas destinadas a parques en ocasiones obedecen más a la característica de poca o nula productividad de la tierra, que a la conservación de biodiversidad; b) algunos elementos de la biodiversidad se encuentran sobrerrepresentados, mientras que otros no son representados del todo; c) la mayoría de las áreas protegidas no tienen el tamaño adecuado para garantizar la sobrevivencia de poblaciones, ni para permitir la continuidad de procesos ecológicos a nivel población o comunidad, especialmente en especies de tamaño grande; y d) las áreas

protegidas generalmente se encuentran aisladas, en medio de extensas áreas con superficies agrícolas, redes de carreteras, asentamientos humanos, etc. (Soulé y Terborgh 1999).

Por lo tanto, en la identificación de sitios de alto valor de conservación, es importante considerar aspectos como: a) el contexto regional, continental o mundial en el que están inmersos; b) las concentraciones de especies endémicas o amenazadas (aunque en algunos sitios no coincidan con las áreas con alta diversidad); c) el proteger parches de pequeñas dimensiones y asilados puede ser insuficiente para mantener una población viable; y d) considerar que mientras se permita que una población esté integrada por varias sub-poblaciones unidas entre sí por inmigración y emigración, conformando metapoblaciones, se favorece su conservación (Sarukhán y Dirzo 1992, Anzures-Dadda y Manson 2007, Loyola *et al.* 2007).

El presente trabajo es un ejemplo de la aplicación de SIG y algoritmos, en conjunto con información recolectada en campo, para analizar el área de distribución actual y potencial de nueve especies de la familia Psittacidae en la vertiente del Pacífico Mexicano, considerando aspectos como disponibilidad de Áreas Naturales Protegidas (ANP's), identificación de sitios prioritarios para conservar y un análisis de conectividad potencial.

En el primer capítulo se presenta una síntesis de información documental referente al contexto y evolución de la Ecología del Paisaje, diferenciando etapas de acuerdo a los elementos de análisis que incorpora, así como las herramientas que utiliza.

El segundo capítulo se enfoca en el análisis de la reducción de la distribución de nueve especies de la familia *Psittacidae* en la vertiente del Pacífico Mexicano,

considerando los posibles impactos de la pérdida del hábitat, y la captura para venta como mascotas en la reducción de su distribución actual.

En el tercer capítulo, se presenta un análisis del paisaje que considera la identificación de sitios prioritarios para conservar con base en la aplicación del algoritmo ResNet 1.2, el análisis multicriterio y la complementariedad con las ANP's federales. Considera también la caracterización del hábitat remanente con el fin de identificar la conectividad potencial entre sitios prioritarios y ANP's.

JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS

La región de la vertiente del Pacífico Mexicano, se caracteriza por su alta diversidad biológica: contribuye con cerca del 20% de especies del total de la flora de México y alberga una gran diversidad faunística (Ceballos *et al.* 2010). Sin embargo también es una región que presenta una compleja intensificación de actividades antropogénicas, principalmente agropecuarias y la expansión urbana, que han provocado una aceleración del cambio de uso del suelo (Ríos-Muñoz y Navarro-Sigüenza 2009).

En esta región se distribuyen once especies de la familia *Psittacidae*, todas ellas con fuertes disminuciones en sus poblaciones, por lo que se han incluido en alguna categoría de riesgo de acuerdo a las normatividad Mexicana: cinco se encuentran en peligro de extinción (*Amazona albifrons*, *Amazona fischleri*, *Amazona oratrix*, *Ara militaris* y *Rhynchopsitta pachyrhyncha*), tres amenazadas (*Aratinga holochlora*, *Aratinga strenua* y *Brotogeris jugularis*) y tres bajo protección especial (*Amazona albifrons*, *Forpus cyanopygius* y *Aratinga canicularis*) (NOM-ECOL 059-2010). Entre las principales causas de su situación actual, se han identificado la pérdida y fragmentación de su hábitat y el saqueo de individuos para su venta como mascotas (Cantú *et al.* 2007, Ríos-Muñoz y Navarro Sigüenza 2009), así como la poca representatividad en áreas protegidas (Ríos Muñoz y Navarro Sigüenza 2009, Marín-Togo *et al.* 2012).

Algunos estudios específicos por especie han identificado a la fragmentación y reducción del hábitat como un fenómeno que puede repercutir negativamente en el éxito reproductivo y en la reducción en la distribución de los Psitácidos, ya que son un grupo de aves altamente sensible a la fragmentación, y usualmente requieren grandes extensiones

continuas de bosque para mantener poblaciones viables (Velásquez-Tibata y López-Arévalo 2006). Por ejemplo: Enkerlin-Hoeflich (1995) identificó bajo éxito reproductivo de *Amazona oratrix* en hábitats perturbados, Wright *et al.* (2001) comprobaron un éxito reproductivo bajo de *Amazona auropalliata* en hábitats modificados en Guatemala y Costa Rica, Ortega-Rodríguez y Monterrubio-Rico (2008) analizaron las características geográficas y del paisaje de zonas de anidación de *Amazona finschi* en Michoacán, México, e identificaron una tendencia anidar en zonas escarpadas y con vegetación abundante; y Monterrubio-Rico *et al.* (2010) encontraron poca presencia de *Amazona oratrix* en zonas perturbadas, a lo largo de la región costera del Pacífico Mexicano, y señalan al bosque tropical subcaducifolio, como probable hábitat óptimo de reproducción.

También se ha demostrado el impacto de la extracción de individuos en la disminución de las poblaciones a pesar de que haya disponibilidad de hábitat (Wright *et al.* 2001, Monterrubio-Rico *et al.* 2007, Marín-Togo *et al.* 2012), y la poca disponibilidad de ANP's en la región del Pacífico Mexicano (Monterrubio-Rico *et al.* 2007, Ortega-Rodríguez y Monterrubio-Rico 2008, Ríos-Muñoz y Navarro-Sigüenza 2009, Monterrubio-Rico *et al.* 2010, Marín-Togo *et al.* 2012).

Si bien se dispone de conocimiento importante para conocer algunas particularidades de los Psitácidos, la mayoría de la información disponible es analizada de manera individual para algunas especies, o para regiones muy localizadas (Macías e Iñigo 2003), por lo tanto es importante analizar las características del hábitat a nivel paisaje, para diseñar estrategias de manejo y conservación más generales, como podría ser ampliar los fragmentos remanentes de hábitat estableciendo reservas donde idealmente se implementen acciones de reforestación con especies de importancia ecológica para la anidación y

alimentación de las especies (Ortega-Rodríguez y Monterrubio Rico 2008). Ante esta situación, este proyecto plantea los siguientes objetivos:

Objetivo general

Analizar la situación de la distribución actual de nueve especies de la familia Psittacidae en la vertiente del Pacífico Mexicano, considerando registros actuales de presencia, su representatividad al interior de áreas naturales protegidas, la identificación de sitios prioritarios para conservar, así como patrones de conectividad entre éstos.

Objetivos particulares

Analizar los modelos de distribución potencial de las especies y ajustarlos para delimitar el área de distribución actual y posibles áreas extirpación local, mediante el uso de registros recientes de campo.

Estimar la representatividad de la distribución actual de las especies, en el sistema nacional de áreas naturales protegidas, e identificar regiones que carecen de protección.

Identificar sitios prioritarios para la conservación de las especies, y calcular el incremento de su distribución actual protegida, al considerar los sitios prioritarios identificados como propuesta de áreas para protección.

Analizar e identificar áreas con aptitud para establecer rutas (corredores) de conectividad potencial entre sitios prioritarios y áreas naturales protegidas, mediante la identificación y análisis de la disponibilidad de hábitat remanente.

OBJETO DE ESTUDIO Y ÁREA DE ANÁLISIS

En México se han identificado 22 especies de la familia Psittacidae (Howell y Webb 1995, Escalante *et al.* 1996) cuya distribución se presenta en las vertientes del Pacífico y del Golfo de México, así como en la Península de Yucatán. Los Psitácidos habitan principalmente en las tierras bajas dominadas por bosques tropicales perennifolios, caducifolios y subcaducifolios (Navarro 2009), aunque algunas llegan a distribuirse en las islas del Pacífico y en las zonas montañas de la Sierra Madre del Sur y Sierra Madre Oriental (Howell y Webb 1995, Juniper y Parr 1998).

El objeto de estudio del presente trabajo son nueve especies de la familia *Psittacidae* distribuidas en la vertiente del Pacífico Mexicano: *Amazona albifrons*, *Amazona fischeri*, *Amazona oratrix*, *Amazona albifrons*, *Ara militaris*, *Aratinga strenua*, *Aratinga canicularis*, *Brotogeris jugularis*, y *Forpus cyanopygius*.

Área de estudio

El presente estudio se enfoca en el área que conforma la distribución potencial de la familia Psittacidae en la vertiente de Pacífico Mexicano. La cual coincide con tres principales tipos de vegetación de acuerdo con la delimitación de ecorregiones de la CONABIO (2010): a) Selvas Cálido Secas, caracterizadas por su estructura arbórea de entre 4 y 15 m. de altura, con climas cálidos y semisecos, en las que más del 75% de los árboles pierden el follaje durante la época seca del año; b) Selvas Cálido Húmedas, definidas como comunidades vegetales arbóreas de entre 15 a 30 m. de altura, en las que más del 75% de los árboles pierden el follaje durante la época seca y, c) Sierras Templadas, integradas por bosques de coníferas, de encino y bosque mesófilo de montaña (Fig. 1).

En el contexto geopolítico de México, el área de estudio se extiende en la parte sur de los estados de Sonora y Chihuahua, en el oeste de Durango, a lo largo de Sinaloa, en la porción costera de Nayarit, Jalisco, Colima, Oaxaca y Chiapas; y en la región centro y sur de Michoacán y Guerrero.

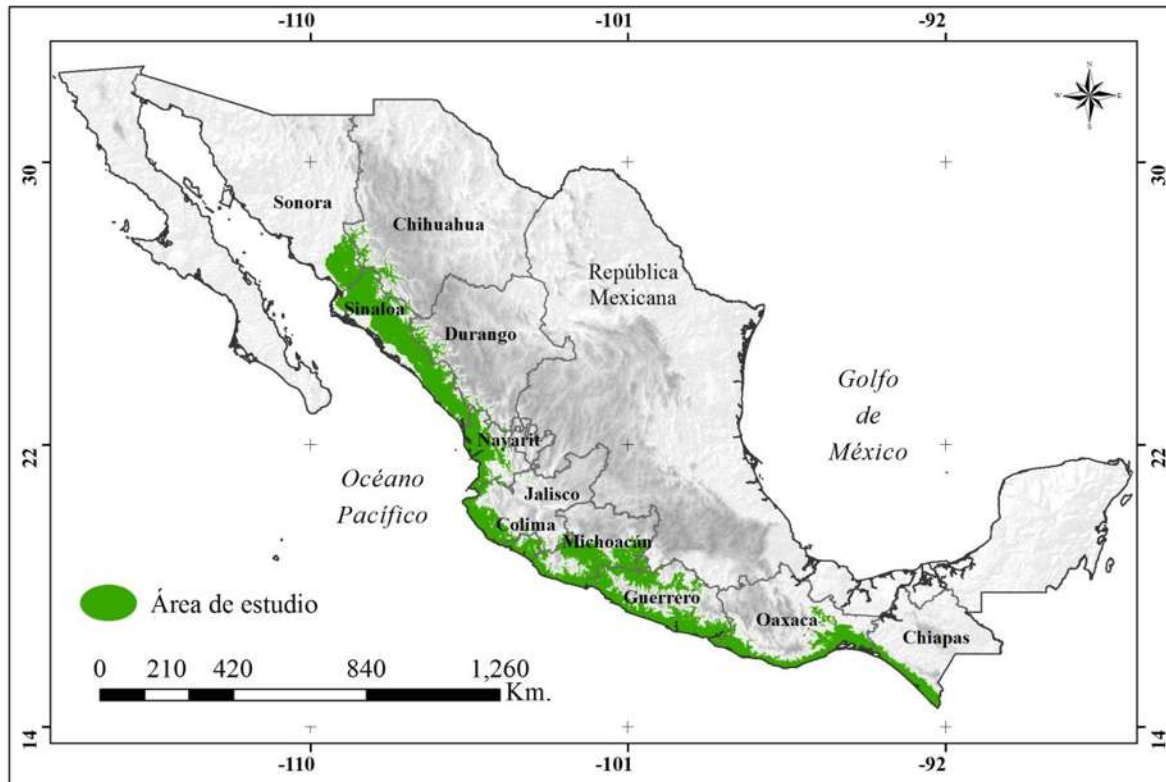


Figura 1. Área de estudio correspondiente a la distribución potencial de la familia *Psittacidae* en la vertiente de Pacífico Mexicano

CAPÍTULO I

APLICACIONES DE SISTEMAS DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA Y ALGORITMOS PARA LA CONSERVACIÓN Y ANÁLISIS ECOLÓGICOS A NIVEL PAISAJE

El término “Ecología del Paisaje” incluye dos conceptos, que implican en sí mismos un contexto y el desarrollo de su entendimiento histórico dentro de las ciencias biológicas. Por un lado, el paisaje es definido como una porción de terreno heterogénea, compuesta por una agrupación de ecosistemas interrelacionados, que se repiten a través de dicha superficie estableciendo un patrón, y que comparten características climáticas y geomorfológicas (Forman y Gordon 1986, Urban *et al.* 1987). Por otro otro lado esta la ecología, que estudia la composición, estructura y función del paisaje, y cómo se ven afectados sus procesos ecológicos (Urban *et al.* 1987).

En conjunto, la Ecología del Paisaje es definida por la Asociación Internacional de Ecología del Paisaje como la disciplina que se enfoca al *estudio interdisciplinario de la variación espacial en los paisajes en una variedad de escalas, incluyendo las causas y consecuencias biofísicas y sociales de la heterogeneidad del paisaje, con principal atención en cuatro temas centrales: a) el patrón espacial o la estructura de los paisajes, b) la relación entre los patrones y procesos en los paisajes, c) la relación de la actividad humana con el patrón del paisaje, el proceso y el cambio; y d) el efecto de la escala y la perturbación en el paisaje* (IALE 2013).

Esta definición abarca diversos conceptos que han sido desarrollados e incorporados a lo largo de los años. Desde sus inicios, a finales de la década de 1930, la Ecología del Paisaje se ha caracterizado por el constante proceso de adopción de elementos, técnicas y herramientas de análisis, así como por su involucramiento y afinidad con otras áreas del conocimiento que la han llevado a establecerse como una perspectiva científica multidisciplinaria consolidada, e involucrada en comprender y ayudar a resolver algunos de

los principales retos en la conservación del patrimonio natural y cultural (Irastorza-Vaca 2006).

El presente escrito contiene una síntesis del proceso de desarrollo de la disciplina conocida como Ecología del Paisaje; se hace énfasis en la incorporación de nuevos elementos de análisis, conceptos, técnicas, teorías y herramientas, que ha experimentado desde su aparición hasta la actualidad (Forman 1998, Vila *et al.* 2006, Irastorza-Vaca 2006).

La Ecología del Paisaje se originó como disciplina científica en 1938, cuando el geógrafo alemán Carl Troll, la relacionó con la interpretación científica de la fotografía aérea. Incluyó como elemento de análisis a los parches que se pueden apreciar (vegetación, asentamientos humanos, cuerpos de agua, infraestructura, etc.), y que en conjunto forman un mosaico en la superficie terrestre. Cada parche fue denominado como unidad de paisaje, analizándose las relaciones físico-biológicas tanto en su interior, como con otros parches adyacentes (Troll 2010).

Si bien en ese entonces las relaciones al interior de las unidades del paisaje ya eran estudiadas por la Ecología, los elementos que facilitaron una rápida aceptación en el campo científico y que hicieron novedosa a la Ecología del Paisaje, fueron el análisis de las relaciones inter-unidades y de la complejidad de las relaciones causa y efecto entre las comunidades de seres vivos y sus condiciones ambientales (Forman 1998). Estos análisis, generalmente consideraban escalas gruesas o amplias, bajo un enfoque descriptivo y cuantitativo; consideraba como variables las relaciones entre parches, su distribución, tamaño, forma, y distancias que los separan (Vila *et al.* 2006).

Posteriormente en la década de los 1950's, fue posible diferenciar tres aspectos importantes en la evolución de la Ecología del paisaje: en primer lugar la implementación de la teoría de Biogeografía de Islas de MacArthur y Wilson, que incluyó las bases para analizar aspectos como la subdivisión de poblaciones en diferentes parches, y la conformación de metapoblaciones (de acuerdo al concepto de Richard Levins). En segundo lugar, la inclusión de aspectos antropogénicos en el análisis de la estructura del paisaje, considerándolos como el principal factor de la constante evolución del paisaje. Por último, el comienzo de la necesidad de la planificación del paisaje considerando principios de la Ecología del Paisaje, con fines de frenar la disminución de la biodiversidad a consecuencia de la pérdida de hábitat (Forman 1998).

En la década de los 1980s, se percibía a la Ecología del Paisaje como una de las áreas más importantes de la Biología de la Conservación, tal como la apreciamos en la actualidad (Dop y Opdam 1987, Kaswamila y Songorwa 2009). El desarrollo tecnológico e informático benefició al enfoque conservacionista, a través de la programación de algoritmos informáticos heurísticos (Sarkar 2012), con fines de zonificar áreas con prioridades de conservación considerando la diversidad de especies que contienen, la heterogeneidad de hábitat, y los procesos ecosistémicos (Noss y Harris 1986), lo que más tarde fue denominado "Planeación Sistemática de la Conservación" (Margules y Pressey 2000, Sarkar 2012).

Ante la acelerada pérdida de especies debido cambio de uso del suelo, se visualizó la necesidad de identificar y establecer corredores de conectividad de hábitat, que permitieran el desplazamiento de la biota entre parches de hábitat, considerando como elementos que permitían la conectividad a los cauces de ríos y la vegetación ribereña,

cercas vivas y bordes de carreteras principalmente (McIntyre y Barrett 1992, Taylor *et al.* 1993, Tiebout y Anderson 1996, Dzialak *et al.* 2005).

Desde entonces, se comenzó a considerar el análisis de la heterogeneidad del paisaje a nivel regional, la inclusión de elementos y conceptos de análisis como la fragmentación del hábitat, fronteras de parches y restauración, y el uso de métodos estadísticos. Destacó también la implementación de la teoría de la jerarquía de parches, que basa su análisis en la asignación de jerarquías a cada parche del paisaje analizado, con base en las estructuras y procesos relevantes para el fenómeno de estudio que contienen, ya que un parche puede estar constituido por un conjunto de parches más pequeños que integran diferentes funciones ecológicas al sistema (Forman 1998).

La década de 1990's, marcó un aporte conceptual para la Ecología del Paisaje, al identificarse como prioridades de estudio a la estructura y función del paisaje, su diversidad biótica, el movimiento de especies, la distribución de nutrientes, los flujos de energía, los cambios del paisaje, su estabilidad y resiliencia (Forman 1998). También se desarrollaron las bases conceptuales de la conectividad y se profundizaron los análisis sobre los beneficios de preservar las relaciones existentes entre organismos o el restablecimiento de conexiones extintas, y el proveer de rutas para plantas y animales en dispersión entre reservas o parches remanentes de hábitat (Haddad 1999). Además, se identificó que las conexiones entre fragmentos de hábitat pueden facilitar algunos procesos como la recolonización de especies con poblaciones localmente extirpadas (Williams 1998), y que pueden ser efectivas en la conservación de rutas de especies migratorias (Villaseñor 1993), comenzando a considerar temas como el arreglo espacial de ecosistemas y sus

implicaciones ecológicas en las poblaciones y metapoblaciones (Turner 1990, Baker y Cai 1992).

Otras consideraciones adicionales que surgieron fueron la necesidad de analizar la variación del tamaño del corredor en relación con el tipo de especies que se pretende beneficiar, así como la exposición y diversidad de tipos de bordes, ya que suelen estar habitados por especies generalistas o invasoras, y que generalmente representan amenazas y/o competencia para las especies de interés (Villaseñor 1993, Vergara y Marquet 2007), además de su exposición a efectos de actividades humanas como el uso de pesticidas y depredación (Villaseñor 1993, Dzialak *et al.* 2005, Vergara y Marquet 2007).

También en esta década de los 1990's, en la literatura científica sobre Ecología del Paisaje, comenzó a destacar el uso de algoritmos predictivos de distribución de las especies, a través de la estimación de su nicho ecológico (Stockwell y Peters 1999), así como la preocupación por el incremento de la temperatura en el clima a nivel global, debido principalmente al aumento en las concentraciones de dióxido de carbono (CO₂) en la atmósfera, que se relacionan con la modificación de los patrones de precipitación y la distribución natural de la vegetación. Esto reforzó la idea de la interrelación del clima con la distribución de la vegetación natural a gran escala, por lo que se iniciaron investigaciones para mostrar el impacto potencial del cambio climático en la distribución de la vegetación. Entonces, el uso de modelos permitió proyectar la vegetación natural en función del clima a través de mapas (Emanuel *et al.* 1985, Cha 1997), al igual que las implicaciones ecológicas que conlleva la transformación del paisaje (Sykes *et al.* 1999).

Los análisis de conectividad, el conocimiento de la distribución del nicho ecológico

y las implicaciones del clima en la configuración del paisaje, promovieron el interés por los análisis a diferentes escalas espaciales y temporales (Baker y Cai 1992, Gustafson y Parker 1992, Wu 1999) y la incorporación de nuevas técnicas y métodos como la percepción remota, el modelado espacial, los Sistemas de Información Geográfica (SIG) y la telemetría (McIntyre y Barrett 1992, Forman 1998).

Estas herramientas se comenzaron a considerar útiles no sólo en la identificación de cambios en la cobertura del suelo, sino en el entendimiento, visualización y cuantificación de la distribución de la biota y de los cambios en la estructura del paisaje a través del tiempo, así como la identificación de los factores que influyen en la configuración del paisaje y cómo éstos afectan a los procesos ecológicos. Ayudaron también a visualizar el cambio como parte integral de la comunidad, del ecosistema y del funcionamiento del paisaje, considerando fenómenos ecológicos como sucesión de la vegetación y la dinámica de parches, afectación y disponibilidad de nutrientes, así como afectaciones por el cambio climático (Johnston y Naiman 1990, Turner 1990, Baker y Cai 1992, Velázquez y Bocco 1994, Corsi *et al.* 1998).

A partir de la primera década del siglo XXI, la aplicación de la Ecología del Paisaje ha tenido como reto resolver problemáticas más complejas, relacionando por ejemplo la variabilidad de coberturas y tamaño de parches como características de la estructura del paisaje, como factores que afectan directa e indirectamente la ecología y la demografía de especies de flora y fauna, además de entender su influencia en la composición de las comunidades y en la relación especies-área (Marín *et al.* 2008).

También han cobrado importancia los análisis a diferentes escalas espaciales para monitorear el estado de conservación del paisaje y de las especies, ya que las asociaciones y/o interacciones biológicas, así como los procesos y patrones del paisaje varían según la escala así como su representatividad (Bergin *et al.* 2000). Por ejemplo, a una escala local, un espacio conservado puede ser la zona núcleo de un área protegida, pero a escala regional puede ser parte de una red de áreas conservadas y/o protegidas (Nielsen *et al.* 2009).

El uso constante de los SIG, de la percepción remota y de algoritmos, representan avances que complementan y minimizan el costo del análisis espacial a diferentes escalas, además de que pueden ser utilizados para comparar diferentes escenarios con bases de datos alternativas (Pressey *et al.* 1996). Este conjunto de herramientas se presentan además como una valiosa alternativa para evaluar los patrones de distribución e identificar áreas ricas en especies, brindando una alternativa rápida de evaluación a corto plazo y proporcionando información para la priorización de áreas (Margules y Pressey 2000, Justus y Sarkar 2002, Traba *et al.* 2007, Stralberg *et al.* 2010, de Pous *et al.* 2011), permitiendo optimizar el uso de la información disponible para suministrar información oportuna sobre la distribución de especies, aspectos que regularmente representan un obstáculo mayor para identificar las áreas prioritarias para la conservación (Bojorquez *et al.* 1995).

Entre otras aplicaciones, actualmente destacan los análisis de la composición de comunidades, de la estimación de pérdida de nicho ecológico, análisis espacial de pérdidas de especies, de la priorización de áreas de conservación, del establecimiento de corredores, de la predicción de cambios en la vegetación y la fauna asociados a cambios climáticos. Algunos ejemplos ilustrativos de la aplicación de algoritmos y SIG bajo el enfoque de conservación, se describen a continuación.

- Feria y Peterson (2002), analizaron las comunidades de 89 especies de aves en la cuenca del río Balsas en México, usando el algoritmo GARP, y registros provenientes de colecciones científicas y de museos.
- Peterson (2003) analizó la disminución del área de nicho ecológico de 49 especies de aves en Norteamérica, por efecto del cambio climático. Detectó también la necesidad de desplazar el nicho ecológico aproximadamente 400 km para conservar las poblaciones de aves estudiadas en los próximos 50 años.
- Peterson y colaboradores (2006), monitorearon la extirpación de once especies de córvidos en México. Para ello hicieron una sobreposición de modelos de Nicho de nicho ecológico creados con GARP (realizados con base en datos provenientes de museos y colecciones científicas), utilizando datos de cobertura del suelo de las décadas de los 1970s, 1980s y 1990s, para identificar la disminución del hábitat.
- Marín-Togo *et al.* (2012) identificaron áreas de extirpación local de Psitácidos en la vertiente del Pacífico Mexicano. Obtuvieron modelos de nicho ecológico con ayuda del algoritmo GARP, usando datos de campo recientes (registrados de los años 2001 a 2009). Los registros actuales de las especies permitieron delimitar en los modelos las zonas donde ya no se reporta la especie a pesar de tener disponibilidad de hábitat.
- Se han desarrollado también ejercicios de priorización y selección de áreas para conservación de mamíferos en Oaxaca, México, usando modelos de nicho ecológico elaborados con Maxent y el algoritmo ResNet (Iloldi-Rangel *et al.* 2008).
- Respecto al diseño de corredores, Rabinowitz y Zeller en 2010, identificaron rutas de conectividad funcional para jaguar a lo largo de América Latina; usaron mapas en formato raster de coberturas de uso del suelo, porcentaje de árboles y herbáceas, elevación, distancia a carreteras, a asentamientos humanos y densidad de población

humana, a los que asignamos diferentes valores de costo (costo bajo cuando facilitaba la movilidad de la especie). Con el uso de un SIG, relacionaron los mapas y crearon una matriz de permeabilidad que les permitió identificar las rutas de conectividad.

- También existen análisis de las posibles implicaciones del cambio climático en la distribución de la biodiversidad. Sáenz-Romero y colaboradores (2010) generaron un modelo climático con base en datos de condiciones climáticas obtenidos de estaciones meteorológicas en México, y emitieron escenarios con las posibles condiciones climáticas para los años 2050, 2060 y 2090. Detectaron una disminución espacial de las condiciones climáticas favorables para la distribución de diferentes especies de pinos en México.

A pesar de las ventajas y avances en la planificación de la conservación a la que puede conducir el uso de SIG y de algoritmos, existen autores como Parra-Olea y colaboradores (2005), que han recomendado tomar con precaución los resultados de la implementación de estas herramientas, ya que pueden existir variables como las interacciones bióticas, cambios recientes de uso del suelo, cambios en las condiciones climáticas, el saqueo de flora y fauna silvestre, así como aspectos socioeconómicos y culturales que no se pueden incorporar a los algoritmos, lo que afecta la certidumbre de los resultados. No obstante, el uso de algoritmos predictivos y los SIG, han significado un gran avance en el entendimiento de la dinámica del paisaje, de las poblaciones, y en su implementación para acciones y planificación de la conservación.

Sin embargo, el mayor progreso requiere de un trabajo interdisciplinario en el que aprendamos más sobre los alcances y limitaciones de los algoritmos y sus resultados (Stralberg *et al.* 2010), considerando la importancia que tiene la generación del

conocimiento acerca de la naturaleza, de las necesidades de las especies, de la multiplicidad de factores interactuantes en los sistemas biológicos, del dinamismo y complejidad de su funcionamiento y de la inclusión de los elementos socioculturales que determinan en la mayoría de los casos la dirección e intensidad de los cambios en el corto, mediano y largo plazo.

REFERENCIAS

- Baker, W. L. y Y. Cai. 1992. The role programs for multiscale analysis of landscape structure using the GRASS geographical information system. *Landscape ecology* 7:291-302.
- Bergin, T.M., L.B. Best, K.E. Freemark y K.J. Koehler. 2000. Effects of landscape structure on nest predation in roadsides of a Midwestern agroecosystem: a multiescale analysis. *Landscape Ecology* 15: 131-143.
- Bojórquez-Tapia, L. A., I. Azuara y E. Ezcurra. 1995. Identifying conservation priorities in Mexico through geographic information systems and modeling. *Ecological Applications*, 5(1): 215-231.
- Boudjemadi, K., J. Lecomte y J. Cloberte. 1999. Influence of connectivity on demography and dispersal in two contrasting habitats: an experimental approach. *Journal of Animal Ecology* 68: 1207-1224.
- Cha, G. 1997. The impacts of climate change on potential natural vegetation. *Journal of Forest Research* 2:147-152.

- Corsi, F., E. Dupré y L. Boitani. 1998. A Large-Scale Model of Wolf Distribution in Italy for Conservation Planning. *Conservation Biology* 13:150-159.
- Dzialak, M. R., M. J. Lacki, J. L. Larkin, K. M. Carter y S. Vorisek. 2005. Corridors affect dispersal initiation in reintroduced peregrine falcons. *Animal Conservation* 8: 421–430.
- Dop, D. V. y P. F. M. Opdam. 1987. Effects of patch size, isolation and regional abundance on forest bird communities. *Landscape Ecology* 1:59-73.
- Emanuel, W. R., H. H. Shugart y M. P. Stevenson. 1985. Climatic change and the Broad-scale distribution of terrestrial ecosystem complexes. *Climatic Change* 7: 29-43.
- Feria, T. P. y A. T. Peterson. 2002. Using point count occurrence data and inferential algorithms to predict local communities of birds. *Diversity and Distributions* 8:49-56.
- Forman y Gordon. 1986. *Landscape Ecology*. Wiley, Nueva Work.
- Forman, R. T. T. 1998. *Land mosaics. The ecology of landscape regions*. Cambridge University, Cambridge.
- Gustafson, E. J. y G. R. Parker. 1992. Relationships between land cover proportion and indices of landscape spatial pattern. *Landscape Ecology* 7:101-110.
- Haddad, N. M. 1999. Corridor use predicted from behaviors at habitat boundaries. *American Naturalist* 153(2): 215-227.

IALE, 2013. International Association for Landscape Ecology. www.landscape-ecology.org. Consultado en línea el 5 de junio de 2013.

Iloldi-Rangel, P., T. Fuller, M. Linaje, C. Pappas, V. Sánchez-Cordero y S. Sarkar. 2008. Solving the maximum representation problem to prioritize areas for the conservation of terrestrial mammals at risk in Oaxaca. *Diversity and Distributions* 14:493-508.

Irastorza-Vaca, Pedro. 2006. Integración de la Ecología del Paisaje en la Implementación Territorial. Aplicación a la Comunidad de Madrid. Tesis Doctoral. Departamento de Proyectos y Planificación Rural. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes. Madrid, España.

Johnston, C. A. y R. J. Naiman. 1990. The use of a geographic information system to analyze long-term landscape alteration by beaver. *Landscape Ecology* 4(1): 5-19.

Justus J. y S. Sarkar. 2002. The principle of complementarity in the design of reserve networks to conserve biodiversity: a preliminary history. *J. Biosci.* 27(4) Suppl.2: 421-435.

Kaswamila, A. L. y A. N. Songorwa. 2009. Participatory land-use planning and conservation in northern Tanzania rangelands. *Land-use Planning and Conservation* 47:228-234.

Marín-Togo, M. C., T. C. Monterrubio-Rico, K. Renton, Y. Rubio-Rocha, C. Macías-Caballero, J. M. Ortega-Rodríguez y R. Cancino-Murillo. 2011. Reduced current

- distribution of Psittacidae on the Mexican Pacific coast: potential impacts of habitat loss and capture for trade. *Biodiversity and Conservation* 21:451-473.
- Marín V., A. L., C. F. Álvarez H., S. I. Uribe S. y M. Morales R. 2008. Dinámica temporal del patrón del paisaje en el área de la hidroeléctrica Porce II, (Antioquia, Colombia) de 1961 al 2001. *Boletín de Ciencias de la Tierra Medellín, Colombia* 23: 33-42.
- Margules, C. R. y Pressey R. L. 2000. Systematic Conservation Planning. *Nature*. 405: 243-253.
- McIntyre, S. y G. W. Barrett. 1992. Habitat variegation, an alternative to fragmentation. *Conservation Biology* 6:146-147.
- Nielsen, S. E., D. L. Haughland, E. Bayne y J. Schieck. 2009. Capacity of large-scale, long-term biodiversity monitoring programs to detect trends in species prevalence. *Biodivers. Conserv.* 18:2961–2978.
- Noss, R.F. y L.D. Harris 1986. Nones, Networks, and MUMs: Preserving diversity at all scales. *Environmental Management* 10 (3): 299-309.
- Parra-Olea, G., E. Martínez-Meyer y G. Pérez-Ponce de León. 2005. Forecasting climatic change effects on salamander distribution in the highlands of Central Mexico. *BOTROPICA* 37(2): 202-208.
- Peterson, A. T., G. L. Ball y P.K. Cohoon. 2003. Predicting distributions of Mexican Birds using ecological niche modeling methods. *IBIS* 144:27-32.

- Peterson, A. T., V. Sánchez-Cordero, E. Martínez-Meyer, y A. G. Navarro-Sigüenza. 2006. Tracking population extirpations via melding ecological niche modeling with land-cover information. *Ecological Model* 195:229-236.
- Pressey, R. L., H. P. Possingham y C. R. Margules. 1996. Optimality in reserve selection algorithms: when does it matter and how much? *Biological Conservation* 76: 259 - 267.
- De Pous, P., W. Beukema, M. Weterings, I. Dümmer y P. Geniez. 2011. Area prioritization and performance evaluation of the conservation area network for the Moroccan herpetofauna: a preliminary assessment. *Biodiversity and Conservation* 20:89–118.
- Rabinowitz, A. y K. A. Zeller. 2010. A range model of landscape connectivity and conservation for the jaguar, *Panthera onca*. *Biological Conservation* 143: 939-945.
- Sáenz-Romero, C., G. E. Rehfeldt, N.L. Crookston, P. Duval, R. St-Amant, J. Beaulieu y B.A. Richardson. 2010. Spline models of contemporary, 2030, 2060 y 2090 climates for Mexico and their use in understanding climate-change impacts on the vegetation. *Climate Change*. 102: 595-623
- Sánchez-Cordero, V., V. Cirelli, M. Murguía y S. Sarkar. 2005. Place prioritization for biodiversity representation using species ecological niche modeling. *Biodiversity Informatics*. 2:11 - 23.
- Sarkar, S. 2012. Complementarity and the selection of nature reserves: algorithms and the origins of conservation planning. *Arch. Hist. Exact Sci.* 66:397–426. 426. Vol. 66, Issue 4. pp. 397-426.

- Stockwell, D. R. B. y D. P. Peters. 1999. The GARP modeling system: problems and solutions to automated spatial prediction. *Int. Journal of Geog. Inf. Syst.* 13: 143-158.
- Stralberg D., D. R. Cameron, M. D. Reynolds, C. M. Hickey, K. Klausmeyer, S. M. Busby, L. E. Stenzel, W. D. Shuford, G. W. Page. 2010. Identifying habitat conservation priorities and gaps for migratory shorebirds and waterfowl in California. *Biodivers. Conserv.* 20 (1): 19-40
- Sykes, M. T., C. Prentice y F. Laarif. 1999. Quantifying the impact of global climate change of potential natural vegetation. *Climatic Change* 41: 37-52.
- Taylor, P. D., L. Fahrig, K. Henein, G. Merriam, y G. Merriam. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68:571-572.
- Tiebout, H. M. I. y R. A. Anderson. 1996. A comparison of corridors and intrinsic connectivity to promote dispersal in transit successional landscapes. *Conservation Biology* 11:620-627.
- Traba J., E.L. García de la Morena, M.B. Morales y F. Suárez. 2007. Determining high value areas for steppe birds in Spain: hot spots, complementarity and the efficiency of protected areas. *Biodivers. Conserv.* 16:3255-3275.
- Troll, C. 2010. *Ecología del Paisaje*. Sección: Clásicos del medio ambiente. *Investigación Ambiental* 2(1): 94-105.
- Turner, M. G. 1990. Spatial and temporal analysis of landscape patterns. *Landscape Ecology* 4:21-30.

- Urban, D. L., R.V. O'Neill, H.H. Shugart, Jr. 1998. Landscape Ecology. A hierarchical perspective can help scientist understand spatial patterns. *BioScience*. 37 (2): 119-127.
- Velázquez, A. y G. Bocco. 1994. Modeling conservation alternatives with Ilwis: a case study of the volcano rabbit. *ITC Journal* 3:197-204.
- Vergara, P. M. y P. A. Marquet. 2007. On the seasonal effect of landscape structure on a bird species: the thorn-tailed rayadito in a relict forest in northern Chile. *Landscape Ecol.* 22:1059-1071.
- Vila S. J., D. Varga L., A. Llausàs P., A. Ribas P. 2006. Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje (landscape ecology). Una interpretación desde la geografía. *Doc. Anal. Geogr.* 48: 151-166
- Villaseñor, J. F. 1993. The importance of agricultural border strips in the conservation of North American migratory land birds in western Mexico. Master of Arts thesis. University of Montana.
- Williams, J. C. 1998. Delineating protected wildlife corridors with multi-objective programming. *Environmental Modeling and Assessment* 3:77-86.
- Wu J. 1999. Hierarchy and scaling: extrapolating information along a scaling ladder. Department of Life Sciences. *Canadian Journal of Remote Sensing* 25 (4): 367-380.

CAPÍTULO II

DISTRIBUCIÓN ACTUAL REDUCIDA DE PSITÁCIDOS EN LA VERTIENTE DEL PACÍFICO MEXICANO: IMPACTOS POTENCIALES DE LA PÉRDIDA DEL HÁBITAT Y DE LA CAPTURA PARA COMERCIALIZACIÓN

RESUMEN

Los modelos de nicho ecológico proporcionan predicciones útiles de distribución de las especies, y sin embargo no tienen la capacidad de detectar una reducción en la distribución debido a factores distintos a la pérdida de hábitat, tales como la caza o el saqueo de especies para su comercialización. Durante el periodo de 2001 a 2009, llevamos a cabo trabajo de campo a lo largo de la Vertiente del Pacífico Mexicano para obtener registros de presencia-ausencia de nueve especies de Psitácidos. Utilizamos el algoritmo GARP (Genetic Algorithm for Rule Set Prediction) para generar modelos de nicho ecológico, usando registros de presencia actual verificada, para determinar la distribución potencial actual de cada especie. Se incorporaron registros de donde no se registró la especie durante los nueve años de muestreo (que fueron interpretados como registros de ausencia) para delimitar áreas de extirpación y áreas de distribución actual. Todas las especies incluidas en el estudio, mostraron una distribución actual reducida en un rango de entre el 9.6% y el 79% respecto a su distribución potencial. Las especies amenazadas y endémicas *Amazona oratrix*, *Amazona finschi* y *Forpus Cyanopygius*, fueron las que presentaron mayor reducción en su distribución, incluso en valores mayores a lo estimado previamente por otros autores basados en la pérdida de hábitat. Esto sugiere que la captura de individuos para su comercialización puede haber causado la extirpación local de estas especies. Las especies con mayor distribución y menor reducción de su distribución original fueron *Aratinga canicularis*, *Amazona albifrons* y *Ara militaris*. *Amazona auropalliata*, *Aratinga strenua* y *Brotogeris jugularis*, tienen una distribución restringida a la costa de Chiapas. A pesar de que estas especies muestran una reducción relativamente pequeña en su distribución, también son las tres especies que muestran menor porcentaje de

hábitat primario en su distribución actual. Nuestros resultados destacan a la costa Guerrero, norte de Nayarit y sur de Sinaloa como regiones donde se ha extirpado alguna especie de Psitácido, a pesar de que los modelos GARP predijeron disponibilidad de hábitat adecuado. Se plantea cómo ideal verificar en campo los modelos de distribución potencial, con el fin de asegurar que las prioridades y esfuerzos de conservación sean dirigidos al mantenimiento de las poblaciones de especies con mayor reducción en su distribución.

*Reduced current distribution of Psittacidae
on the Mexican Pacific coast: potential
impacts of habitat loss and capture for
trade*

**María Consuelo Marín-Togo, Tiberio
C. Monterrubio-Rico, Katherine
Renton, Yamel Rubio-Rocha, Claudia
Macías-Caballero, Juan Manuel Ortega-**

Biodiversity and Conservation

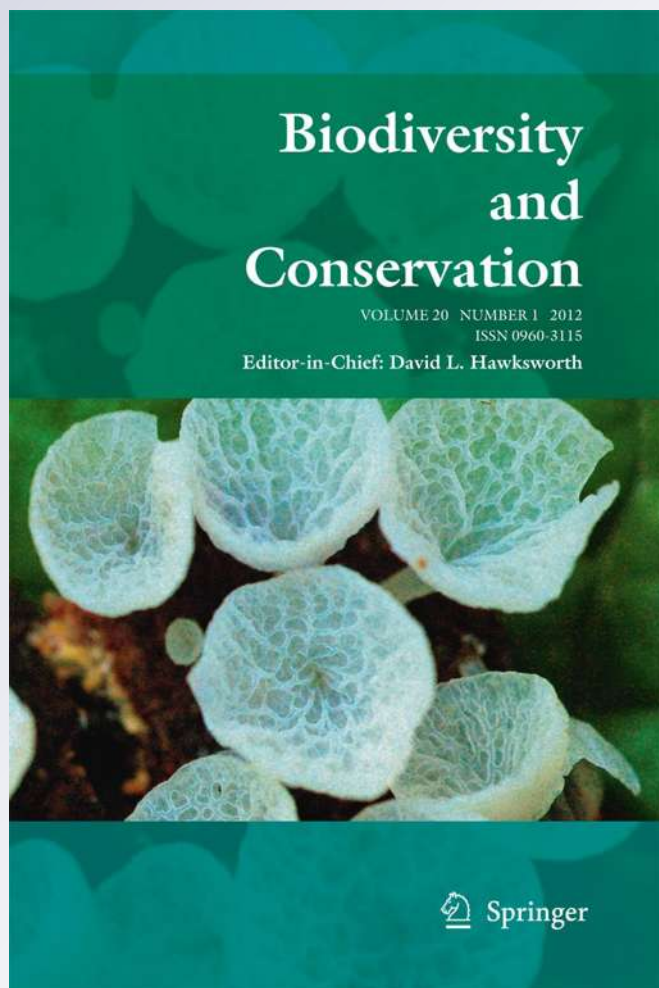
ISSN 0960-3115

Volume 21

Number 2

Biodivers Conserv (2012) 21:451-473

DOI 10.1007/s10531-011-0193-y



Reduced current distribution of Psittacidae on the Mexican Pacific coast: potential impacts of habitat loss and capture for trade

María Consuelo Marín-Togo · Tiberio C. Monterrubio-Rico · Katherine Renton · Yamel Rubio-Rocha · Claudia Macías-Caballero · Juan Manuel Ortega-Rodríguez · Ramón Cancino-Murillo

Received: 6 March 2011 / Accepted: 16 November 2011 / Published online: 30 November 2011
© Springer Science+Business Media B.V. 2011

Abstract Ecological niche models provide useful predictions of species distributions, but may fail to detect reductions in distribution due to factors other than habitat loss, such as hunting or trade. From 2001 to 2009, we conducted field-surveys along the Mexican Pacific coast to obtain presence–absence data for nine Psittacidae species. We applied Genetic Algorithm for Rule set Prediction (GARP) ecological niche modeling, using field-survey presence data to determine the potential current distribution of each species, and incorporated absence data to delineate extirpation areas. All parrot species showed a reduced current distribution, ranging from 9.6 to 79% reduction of estimated original distribution. The threatened and endemic species of *Amazona oratrix*, *Amazona finschi*, and *Forpus cyanopygius* suffered the greatest distribution reduction, higher than previously estimated by habitat-based models, suggesting that capture for trade may have caused extirpation of these species. The greatest extent of current distribution was occupied by *Aratinga*

M. C. Marín-Togo · T. C. Monterrubio-Rico · R. Cancino-Murillo
Laboratorio de Ecología de Vertebrados Terrestres Prioritarios, Facultad de Biología,
Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Edificio “R”, Ciudad Universitaria,
58194 Morelia, MICH, Mexico

M. C. Marín-Togo (✉)
Facultad de Biología, Edificio “R” Planta Baja, Ciudad Universitaria, 58040 Morelia, MICH, Mexico
e-mail: mar_martog@yahoo.com.mx

K. Renton
Estación de Biología Chamela, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México,
Apto. Postal 21, 48980 San Patricio, JAL, Mexico

Y. Rubio-Rocha
Escuela de Biología, Universidad Autónoma de Sinaloa, Culiacán, Mexico

C. Macías-Caballero
Pronatura Chiapas, San Cristobal de las Casas, CHIS, Mexico

J. M. Ortega-Rodríguez
Laboratorio de Percepción Remota y Sistemas de Información Geográfica, Facultad de Biología,
Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Edificio “R”, Ciudad Universitaria,
58194 Morelia, MICH, Mexico

canicularis, *Amazona albifrons* and *Ara militaris*, which continue to occur throughout most of their original distribution. *Amazona auropalliata*, *Aratinga strenua*, and *Brotogeris jugularis* also occur throughout their restricted distribution in coastal Chiapas, and show a relatively small distribution reduction, but had the highest proportion of modified lands within their current distributions. Our results highlighted the regions of coastal Guerrero, northern Nayarit, and southern Sinaloa where parrot species have been extirpated even though GARP models predicted suitable habitat available. Ideally distribution models should be verified in the field to determine conservation priorities, and efforts should be directed to maintain populations of species with greatest distribution reductions.

Keywords Field surveys · Distribution reduction · Ecological niche models · Habitat availability · Parrots · Presence–absence records · Protected areas · Species extirpation

Introduction

The family Psittacidae has the highest number and percent of threatened species of any avian family (Bennett and Owens 1997). Habitat loss has traditionally been considered the main threat to parrot populations (Collar and Juniper 1992). Recently, Ríos Munoz and Navarro Ziguena (2009) applied Genetic Algorithm for Rule set Prediction (GARP) ecological niche modeling to estimate the original distribution for 22 Mexican Psittacidae species based on historic data from scientific collections. Using vegetation cover in 1976, 1996, and 2000, Ríos Munoz and Navarro Ziguena (2009) estimated potential reduction in distribution for each Psittacidae species, and predicted for 2000 a hypothetical 15–86% reduction in distribution for most parrot species due to habitat loss.

However, capture for trade may also impact wild populations of parrots leading to local extirpation of species which will not be reflected in habitat-based distribution models (Monterrubio-Rico et al. 2007, 2010). The Pacific coast of Mexico forms one of the principal routes for the illegal trade of parrots to the United States, and has suffered the most intensive pressure from capture of parrots for trade (Iñigo-Elías and Ramos 1991; Cantu et al. 2007). It is estimated that over the past 30 years, 74–86% of parrots captured for trade in Mexico originate in the Pacific coast states, with *Aratinga canicularis*, *Amazona finschi*, *Forpus cyanopygius*, and *Amazona albifrons* being the top parrot species captured for trade (Iñigo-Elías and Ramos 1991; Cantu et al. 2007). Of these heavily traded species, *Amazona finschi*, and *Forpus cyanopygius* are endemic to the Pacific coast of Mexico, while another three Pacific coast species have a restricted distribution in Mexico (*Amazona auropalliata*, *Aratinga strenua* and *Brotogeris jugularis*). Additionally, four species (*Ara militaris*, *Amazona oratrix*, *Amazona auropalliata*, and *Amazona finschi*), are globally recognized as vulnerable or endangered on the IUCN Red List (IUCN 2008), and are also included in CITES “Appendix I”.

Previous predictions based on habitat availability estimated that five Pacific coast parrot species, *Amazona oratrix*, *Amazona auropalliata*, *Aratinga holochlora*, *Aratinga strenua* and *Brotogeris jugularis*, have suffered a reduction of more than 50% in their potential distribution due to habitat loss (Ríos Munoz and Navarro Ziguena 2009). However, presence–absence field-survey data for *Amazona oratrix* along the Pacific coast of Mexico demonstrated that the species has suffered a 79% reduction in original distribution (Monterrubio-Rico et al. 2010), more than the estimate of 59% reduction based on habitat

loss (Ríos Munoz and Navarro Ziguena 2009), and the species is now no longer found in many areas with suitable habitat (Monterrubio-Rico et al. 2007, 2010).

Habitat-based models may overestimate a species' current distribution as they do not take into account phenomena such as capture for trade or selective logging of nesting trees (Monterrubio-Rico et al. 2007). On the other hand, habitat-based models may also underestimate current distribution for those parrot species able to use landscapes with secondary forests and agricultural areas to feed, roost, and occasionally nest, as long as large trees and primary habitat is available within relatively short flying distance (Enkerlin-Hoeflich 1995; Monterrubio-Rico et al. 2009). Therefore, accurate current distribution estimates based on recent field data are required for threatened Psittacidae in order to assess their current status and develop geographically appropriate conservation strategies.

In the present study, we aimed to estimate the current distribution along the Pacific coast of Mexico for nine species of Psittacidae, combining extensive field-surveys throughout their original ranges and the use of GARP ecological niche modeling to adjust estimates of potential distribution taking into account absence data from field surveys. We further aimed to assess the conservation status of each species based on the extent of primary habitat and protected areas within the estimated current distribution of each species. Finally, we compared our presence–absence estimates of current distribution with the habitat-based estimates of original and current distribution obtained by Ríos Munoz and Navarro Ziguena (2009) to identify the species whose distributions may have been affected by capture for trade as well as habitat loss.

Methods

Historical records

We conducted our study for nine of eleven species of Psittacidae occurring along the lowland Pacific coast of Mexico: *Ara militaris*, *Amazona oratrix*, *Amazona auropalliata*, *Amazona finschi*, *Amazona albifrons*, *Aratinga canicularis*, *Aratinga strenua*, *Forpus cyanopygius* and *Brotogeris jugularis*. We did not include *Rhynchopsitta pachyrhyncha* or *Aratinga holochlora* in this analysis as these are not lowland species but occur in the highlands of the Sierra Madre Occidental (Forshaw 1989).

To establish field survey areas for the study, we obtained historical records of each species for the period from 1900 to 1990 from the Atlas of Birds of Mexico (Navarro et al. 2003), the Global Biodiversity Information Facility data bases (GBIF 2000), and the Psittacidae specimens in the National Avian Collection at the Instituto de Biología of the Universidad Nacional Autónoma de México (Chávez-Castañeda et al. 1996), as well as published sources (Van Rossem 1945; Friedmann et al. 1950; Alvarez del Toro 1952, 1954, 1980; Miller et al. 1957; Schaldach 1963, 1969; Rowley 1966, 1984; Escalante Pliego 1988; Villaseñor-Gómez 1988; Binford 1989; Arizmendi et al. 1990; Navarro 1992; Stotz et al. 1996; Russell and Monson 1998; Howell 1999). We only considered records with a geo-reference or an identifiable locality name; and used ArcMap version 9.3 to overlay the localities of each species on digital elevation and vegetation maps in order to target field surveys in these areas. We also reviewed published material to determine ecological parameters such as biogeographic regions, climate, vegetation, elevation, and nesting requirements (Forshaw 1989; Howell and Webb 1995; Collar 1997; Collar et al. 2000). Where available, we consulted management plans for the protected areas of Sierra de Manantlán in Jalisco and Colima, La Sepultura, La Encrucijada in Chiapas, and

Huatulco in Oaxaca (INE-SEMARNAP 1999a, b, c) to obtain information on species and habitat characteristics. We assumed that species' ecological requirements such as elevation and primary habitats (vegetation) have not changed significantly in the last 40 years.

Field surveys

From 2001 to 2009, four research groups conducted 1,475 extensive field surveys sessions along the Pacific coast during the species' breeding season (January–May) and non-breeding season (June–December). Not all areas along the Pacific coast could be sampled with equal intensity due to logistical constraints of inaccessibility or security concerns. However we surveyed all coastal municipalities of Chiapas, Guerrero, Michoacán, Colima, Jalisco, Nayarit, and the majority of municipalities in Oaxaca and Sinaloa. We also surveyed areas of the Sierra Madre Occidental from central Sonora in the north through the coastal regions of the Pacific slope from Sinaloa to the Guatemala border in Chiapas, including the lower Balsas drainage in Michoacan. Field effort was implemented from sea level to 900 m asl, but some localities up to 2000 m asl were also surveyed. Where we suspected that a species may have been extirpated from a municipality, we revisited the area in both the breeding season and non-breeding season, conducting surveys in areas with remaining original vegetation.

Field survey methods included the standard procedures for point-counts, and surveys from elevated vantage points (Marsden 1999; Bibby et al. 2000). Point-counts were conducted during the first 3 h after sunrise and observations from elevated vantage points were conducted in the last 2 h prior to sunset, as these are the periods of greatest activity for foraging parrots (Salinas-Melgoza and Renton 2005). Point-counts were conducted along a transect line consisting of 10 point-count locations separated by 250 m, with a count duration of 10 min at each point (Marsden 1999; Bibby et al. 2000). For each parrot observation we recorded the species, number of individuals, activity (perched, flying, feeding), direction of flight, and method of detection (sighting or vocalization). In addition to the field surveys, we conducted informal interviews with local residents to confirm past and present occurrence of parrot species in the region. We focused on people living in the countryside, and interviewed both older residents who have lived most of their lives in the locality, as well as adolescents who frequently undertake nest poaching activities in poor rural areas. We used images of the different parrot species when talking with local residents to avoid species confusions.

Current distribution

To determine the current distribution of each species along the Pacific coast, we used presence data from field surveys to generate potential distribution models, and then adjusted these by subtracting the absence areas determined from field surveys in each municipality, using an overlay analysis with ArcMap version 9.3. Presence records were selected to avoid a high concentration of records in a particular locality, especially for those localities where point-counts provided several records that differed only by a few seconds (Martínez-Meyer 2005). We considered municipalities as the basic geographical unit to define presence or extirpation areas as: 1) municipalities have clear geographic boundaries using major rivers as natural limits, which provide a practical geographical unit to analyze species distribution; 2) most rural people can identify for each locality the corresponding municipality; 3) governmental development programs, and poverty and human development indices are based on municipalities, as well as decisions concerning

land use, and forest conversion; and 4) results of this analysis can be easily oriented and adapted to develop adequate conservation and human development policies on land use at a local level, once the priority municipalities for the species conservation are identified. We considered 293 municipalities in our analysis, which had a mean size of $971.2 \pm 1106 \text{ km}^2$ (interquartiles: 25% = 269.2 km^2 , 75% = 1284.8 km^2 ; $n = 293$). This was of sufficient area to incorporate potential long-distance movements by parrots of 50–60 km (Renton and Salinas-Melgoza 2002).

We used a conservative approach to determine whether a species had been extirpated from a municipality. Firstly, we considered a species present in a municipality if it was recorded in any survey within that municipality, following the assumption that presence of the species in one locality and absence from a neighboring locality in the same municipality may be due to sampling error and/or insufficient sampling effort. Secondly, most rural inhabitants clearly identify each parrot species, so we used local knowledge in addition to our survey results to assess whether a species had been extirpated. Potential and current distribution based on presence–absence data has already been produced for *Amazona oratrix* along the Pacific coast of Mexico (Monterrubio-Rico et al. 2007, 2010), and is included here for comparisons with other Pacific coast parrots. Finally, we compared our current distribution estimates with the original distribution estimates generated by Ríos Munoz and Navarro Ziguena (2009) for seven Psittacidae species (*Amazona oratrix*, *Amazona finschi*, *Amazona auropalliata*, *Aratinga canicularis*, *Aratinga strenua*, *Brotogeris jugularis*, and *Forpus cyanopygius*). For two additional species, *Amazona albifrons* and *Ara militaris*, which occur on both the Pacific and Gulf coast, we calculated original distribution estimates for the Pacific coast of Mexico, given that the original distribution estimates of Ríos Munoz and Navarro Ziguena (2009) incorporate the entire countrywide distributions of these species.

Distribution modeling

We employed the “Genetic Algorithm for Rule set Prediction” (GARP) methodology (Stockwell and Peters 1999), as this algorithm has been tested frequently, generating accurate models under difficult test conditions and demonstrating good performance in recent comparative studies (Peterson et al. 2002, 2007; Stockwell and Peterson 2002; Papes and Gaubert 2007; Tsoar et al. 2007), and in particular with Mexican birds (Ortega-Huerta and Peterson 2008). In addition, the geographic scale and amount of field data on ecological space available for this study are adequate to maximize GARP predicting power (Peterson et al. 2002; Stockwell and Peterson 2002; Martínez-Meyer 2005; Papes and Gaubert 2007; Tsoar et al. 2007). The use of GARP as our modeling algorithm also enabled us to compare our current distribution estimates with the original and predicted distribution estimates of Ríos Munoz and Navarro Ziguena (2009) who used GARP modeling.

The GARP ecological niche model was based on four environmental layers from the HYDRO1k database in geographic projection and datum WGS84, (<http://edc.usgs.gov/products/elevation/gtopo30/hydro/index.html>): elevation, aspect, slope and a compound topographic index; as well as NDVI vegetation continuity fields (Hansen et al. 2003), which contain proportional estimates for vegetation types: woody vegetation, herbaceous vegetation and bare ground, derived from MODIS imagery for the year 2001. Data layers have resolution of 30 arc-s equivalent in Mexico by its latitude to 1 km^2 . To evaluate vegetation types, we overlaid digital information on vegetation and land-cover from the National Forest Inventory for Mexico (SEMARNAP-UNAM 2000).

Prior to the generation of the models, we set aside 40% of the occurrence data points as extrinsic testing data for an external test of model quality (Peterson et al. 2002, 2006; Martínez-Meyer 2005). The remaining presence data points were divided in 50% for test points and 50% for training points. We developed 100 replicate models before considering a best subset based on optimal error distributions for individual replicate models (Anderson et al. 2003). The 10 models with omission error rates of <10% were retained initially, and then the 10 closest to the predicted median area (commission error index) were selected as the best model subset. These were summed to produce a final composite map representing the geographic distribution of suitable environmental conditions for each species (Anderson et al. 2003; Soberón and Peterson 2005).

We used a conservative threshold to avoid over-predicting presence areas (Papes and Gaubert 2007) by analyzing the coincidence of independent field records with the number of independent models that predicted presence on a pixel by pixel basis. In the most accurate models, 97% of the field records coincided with 8–10 models predicting presence, therefore we used those models as the estimate of the species potential distribution. The correspondence between independent test data and the geographic predictions was also evaluated for significance using χ^2 goodness of fit to determine whether test points fall within regions of predicted presence more often than expected at random (Anderson and Martínez-Meyer 2004; Martínez-Meyer 2005; Peterson et al. 2006). Given that model results can include areas where the species has not historically occurred (*Amazona albifrons* has never been recorded in Jalisco and Colima), we removed the areas of over-prediction using the watershed basins that coincided with each species' known historical range as a geographical limit for the modeled distribution. To evaluate the degree of robustness of our predictions, we obtained distribution models using the Maxent algorithm for three species with a wide distribution in the Mexican Pacific coast *Amazona finschi*, *Amazona albifrons* and *Ara militaris*. These models were generated using the same records as for the GARP algorithm models, as well as bioclimatic variables obtained from the WorldClim database with a resolution of 30 arc s (WorldClim 2011). We compared the GARP and Maxent models in terms of estimated current distribution, the coincidence with field-survey presence records, and primary habitat availability within the estimated distributions.

Habitat availability and protected areas

To evaluate the availability of suitable habitat within each species' range, we used the vegetation and land-cover digital maps and statistics of the National Forest Inventory for Mexico (SEMARNAP-UNAM 2000). We considered 10 vegetation and land-use categories: temperate forests (this includes all combinations of temperate mixed pine-oak forests), cloud forest, three types of tropical forests incorporating both conserved and modified conditions: tropical moist forest, tropical dry deciduous forest, and tropical semi-deciduous forests (including riparian), palm forest, mangroves and marshes, tropical scrubland, and transformed agricultural land (all types of agricultural, horticultural or pastures). For the purposes of this analysis, we considered as primary habitat for parrots, all the original vegetation types used by the species which remained in a reserved condition within the species original ranges. To evaluate the percent distribution reduction potentially caused by factors other than habitat loss, we quantified availability of forest cover in the verified absence areas.

To determine the extent of protected area within each species' current distribution, we used the polygons provided by the National Commission of Protected Areas, selecting only those areas oriented to biodiversity and ecosystem protection with an existing management plan. We restricted our consideration of protected areas to those with established

management plans where conservation actions are enforced by strict guidelines (CONANP 2011) so as to avoid the inclusion of protected areas which exist on paper but are not actually enforced. We also conducted surveys in the protected areas to confirm the presence of the species reported in management plans. A total of 15 protected areas in three categories of protection were visited and surveyed for parrot presence: Biosphere Reserves, ($n = 6$), National Parks ($n = 4$), and Flora and Fauna Protection Areas ($n = 5$).

Results

Occurrence in survey localities, historical and field records

We analyzed 11,134 field records from 1,726 localities surveyed, and we confirmed presence in less than half of the localities surveyed for most of the species (Table 1). The two species with the highest percent occurrence in localities surveyed were *Aratinga canicularis* with 73.5%, and *Brotogeris jugularis* with 62.6% occurrence (Table 1). The two species with the lowest confirmed presence were *Aratinga strenua* and the endemic *Forpus cyanopygius* confirmed in 19.0 and 20.7% of localities surveyed, respectively (Table 1). The four internationally threatened or endangered parrot species were on average confirmed present in $32.7 \pm 5.6\%$ of localities surveyed (Table 1). Of these, the highest confirmed presence was obtained for *Amazona auropalliata*, which occurred in 40.1% of surveyed sites within its range on coastal Chiapas, and the Isthmus of Tehuantepec in Oaxaca. By comparison, the endangered *Amazona oratrix* had the lowest confirmed presence in only 27% of the field localities surveyed (Monterrubio-Rico et al. 2010).

The species with the lowest occurrence in historical record localities along the Pacific coast were *Amazona oratrix* and *Amazona finschi*. Monterrubio-Rico et al. (2010)

Table 1 Field localities and distribution estimates for nine Psittacidae species along the Pacific coast of Mexico, based on extensive field surveys and ecological niche modeling

| Species | Number of localities surveyed | Localities confirmed present (%) | Original distribution (km ²) | Current distribution (km ²) | Distribution reduction (%) |
|-----------------------------|-------------------------------|----------------------------------|--|---|----------------------------|
| <i>Amazona oratrix</i> | 437 | 27.0 | 90,470 ^a | 18,957 | 79.1 |
| <i>Amazona finschi</i> | 653 | 33.6 | 212,715 ^b | 58,347 | 72.6 |
| <i>Amazona auropalliata</i> | 142 | 40.1 | 8,420 ^b | 7,033 | 21.0 |
| <i>Amazona albifrons</i> | 632 | 55.5 | 89,476 ^c | 76,557 | 14.5 |
| <i>Ara militaris</i> | 589 | 30.0 | 79,137 ^c | 66,831 | 15.6 |
| <i>Aratinga canicularis</i> | 816 | 73.5 | 155,940 ^b | 140,938 | 9.6 |
| <i>Aratinga strenua</i> | 142 | 19.0 | 12,710 ^b | 6,750 | 46.9 |
| <i>Forpus cyanopygius</i> | 265 | 20.7 | 108,250 ^b | 41,793 | 61.4 |
| <i>Brotogeris jugularis</i> | 142 | 62.6 | 8,650 ^b | 5,247 | 39.4 |

Distribution reduction determined by comparison with habitat-based estimates of potential original distribution by Ríos Muñoz and Navarro Ziguena (2009) and Monterrubio-Rico et al. (2010) for species restricted to the Pacific coast

^a Monterrubio-Rico et al. (2010)

^b Ríos Muñoz and Navarro Ziguena (2009)

^c This study

confirmed *Amazona oratrix* as present in only 36% of historical record localities. In the case of *Amazona finschi* only 48.5% of historical localities occurred in areas where we registered current distribution of the species, with 47% of historical record localities now occurring in human-modified areas. By comparison, *Aratinga canicularis* had the highest presence of 96% of historic records in areas of current distribution, with 60.4% of historic record localities now in areas of modified agricultural land and 39.6% in primary vegetation types.

We obtained 1,560 interviews with local people, with reports of a species presence or absence demonstrating high correspondence with field survey results at the municipality level. In particular, there was 100% concordance between interviews and field surveys for *Aratinga canicularis*. For the other species, less than 10% of their current distributions were attributed to interview reports of presence of a species in a municipality where it was not recorded in field surveys. This was lowest for *Amazona albifrons* where the species was reported as present but not recorded in surveys in 3.6% of municipalities in central Sinaloa, equivalent to 0.73% of its current distribution. Highest discordance was found for *Ara militaris* reported as present but not registered in surveys in 9.6% of its current distribution (principally municipalities in northern Sinaloa), and *Amazona oratrix* in 9.3% of its current distribution (mainly municipalities in coastal Oaxaca).

Current distribution

The smallest current distributions were occupied by *Amazona auropalliata*, *Aratinga strenua* and *Brotogeris jugularis* (Table 1), all of which are restricted to the coastal plains of Chiapas and Oaxaca, east of the Isthmus of Tehuantepec (Fig. 1). Of these, *Amazona auropalliata* is an internationally threatened species, and was observed in mangrove forests at sea level to deciduous forests at 516 m elevation (Table 2). Most field records of *Brotogeris jugularis* were below 300 m, though the species was observed to 695 m elevation. By comparison, *Aratinga strenua* was recorded along a broad altitudinal elevation from sea-level to 1,245 m (Table 1). The main absence areas for these three species were recorded in the northern part of their range in southern Oaxaca and the Isthmus of Tehuantepec (Fig. 1). However, despite the fact that these three species persist along most of their known distribution in coastal Chiapas, they also had the highest 79–94% of agricultural or human modified land within their current distributions (Table 2).

The Psittacidae species with the broadest current distributions were *Aratinga canicularis* and *Amazona albifrons* both of which persist throughout their range from southern Sonora to Chiapas, with a current distribution of 140,938 and 76,557 km², respectively (Table 1; Fig. 2). We obtained field records of both species over a broad altitudinal range, from sea level to 1380 m asl. *Amazona albifrons* was the Amazon parrot species with the broadest current distribution, and was also recorded in the lower Balsas basin and coastal Michoacan, which were not previously considered as part of the species' range (Forshaw 1989; Howell and Webb 1995). Nevertheless, *Amazona albifrons* exhibits a reduction in distribution along coastal Nayarit and southern Sinaloa (Fig. 2). A similar pattern is demonstrated by the endemic *Forpus cyanopygius* with a reduction of distribution in the southern portion of its range in southern Jalisco and Colima, and southern Sinaloa and Nayarit (Fig. 2). We observed the species only in scattered localities throughout its distribution (Table 1), at elevations of 40–785 m.

Of the four internationally threatened species, *Ara militaris* and *Amazona finschi* had the broadest current distribution of 66,831 and 58,347 km², respectively (Table 1). *Ara militaris* appears to occupy a continuous low elevation (≤ 1500 m) distribution throughout the

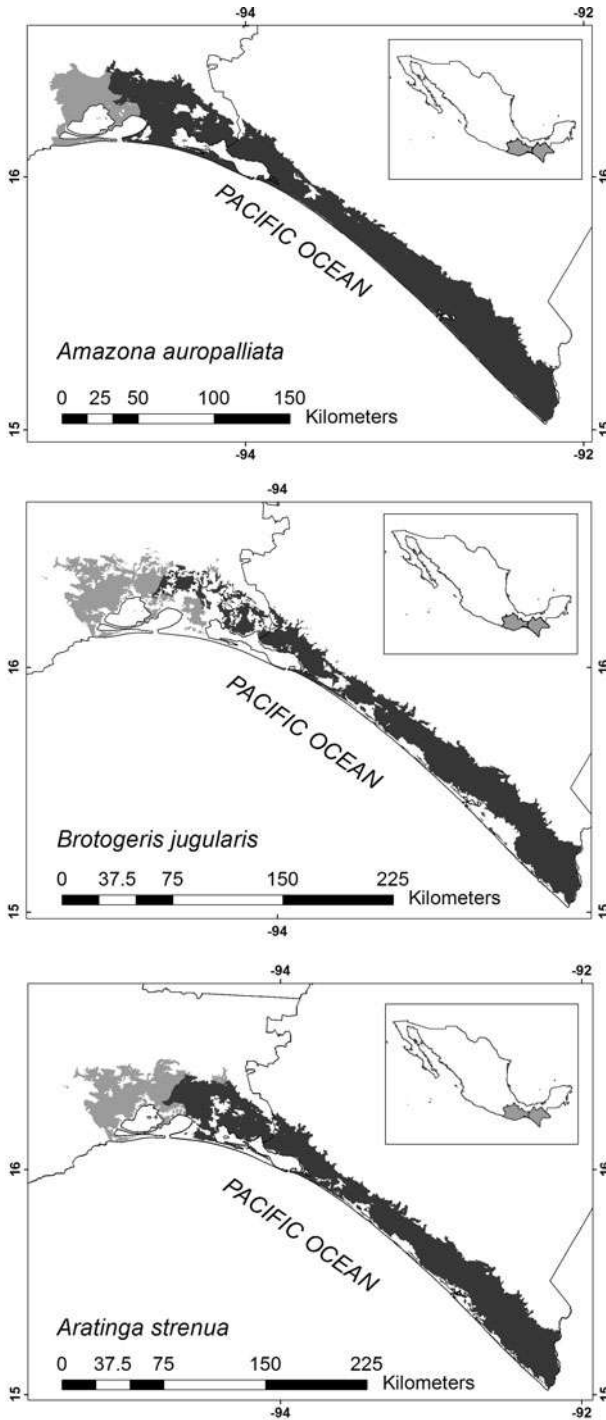


Fig. 1 Current distribution (black shading) and absence areas (grey shading) for *Amazona auropalliata*, *Brotogeris jugularis*, and *Aratinga strenua* along coastal Chiapas, east of Tehuantepec

Table 2 Area (km²) of vegetation and land-use within the current distribution of nine Psittacidae species on the Pacific coast of Mexico

| Vegetation and land use | <i>Amazona oratrix</i> | <i>Amazona finschi</i> | <i>Amazona europallata</i> | <i>Ara militaris</i> | <i>Amazona albifrons</i> | <i>Aratinga canicularis</i> | <i>Aratinga strenua</i> | <i>Brotogetis jugularis</i> | <i>Forpus cyanopygius</i> |
|--|------------------------|------------------------|----------------------------|----------------------|--------------------------|-----------------------------|-------------------------|-----------------------------|---------------------------|
| Tropical semi-deciduous and riparian forests | 3,677 (19.4%) | 3,847 (6.6%) | 42 (0.7%) | 5,660 (8.5%) | 4,162 (5.4%) | 10,133 (7.2%) | 110 (1.6%) | 1.4 (0.03%) | 2,788 (6.7%) |
| Tropical deciduous forest | 8,379 (44.2%) | 29,044 (49.8%) | 580 (9.1%) | 35,109 (52.6%) | 35,786 (46.7%) | 57,071 (40.5%) | 495 (7.3%) | 129 (2.5%) | 21,198 (50.7%) |
| Tropical moist forest | 0 | 0 | 101 (1.6%) | 0.0 | 382 (0.5%) | 1,142 (0.8%) | 274 (4.1%) | 141 (2.7%) | 0 |
| Cloud forest | 0 | 14 (0.02%) | 0 | 34.5 (0.1%) | 28 (0.04%) | 165 (0.1%) | 0 | 0 | 0 |
| Temperate pine-oak forest | 840 (4.4%) | 4,112 (7.0%) | 0 | 6,873 (10.3%) | 2,928 (3.8%) | 13,883 (9.9%) | 0 | 0 | 2,485 (6.0%) |
| Palm forests and water courses | 0 | 781 (1.3%) | 88 (1.4%) | 605 (0.9%) | 1,148 (1.5%) | 1,785 (1.3%) | 70 (0.1%) | 56 (1.1%) | 410 (1.0%) |
| Mangroves and marshes | 0 | 122 (0.2%) | 247 (3.9%) | 42 (0.1%) | 1,050 (1.4%) | 551 (0.4%) | 234 (3.5%) | 0 | 1.1 (0.003%) |
| Scrubland | 0 | 1,018 (1.7%) | 281 (4.4%) | 634 (0.9%) | 1,529 (2.0%) | 2,435 (1.7%) | 285 (4.2%) | 0 | 1,195 (2.9%) |
| Agricultural land, and modified areas | 6,057 (32%) | 19,400 (33.3%) | 5,057 (79.1%) | 17,851 (26.7%) | 29,545 (38.6%) | 53,773 (38.2%) | 5,282 (78.3%) | 4,919 (93.8%) | 13,717 (32.8%) |

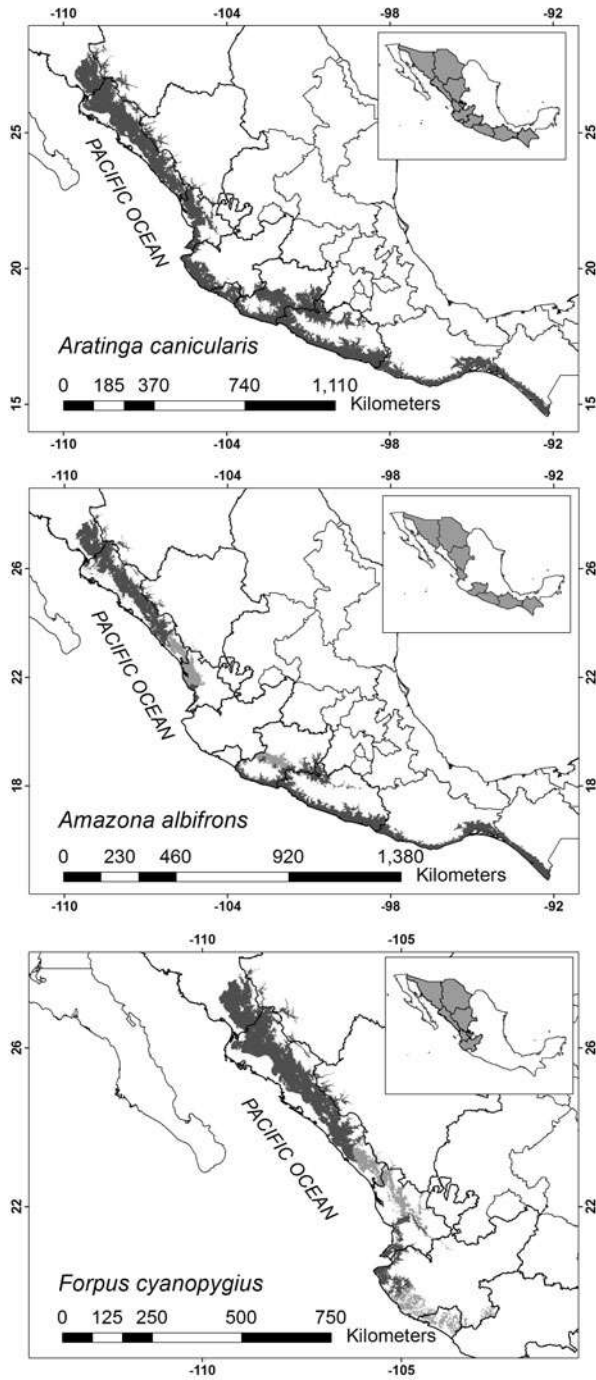


Fig. 2 Current distribution (black shading) and absence areas (grey shading) for *Aratinga canicularis*, *Amazona albifrons*, and *Forpus cyanopygius* along the Mexican Pacific coast

municipalities along the Sierra Madre Occidental, from Yecora in Sonora to Cabo Corrientes in Jalisco, with field data and interviews confirming its presence and coinciding with the models across Sinaloa, Durango and Nayarit (Fig. 3). However, in the southern portion of its range along the Pacific coast, *Ara militaris* shows a fragmented distribution, and has disappeared from coastal areas ≤ 400 m in the states of Michoacan, Guerrero and Oaxaca (Fig. 3). In Michoacan and Guerrero, *Ara militaris* was recorded in the lower Balsas basin, and in isolated areas of the Sierra Madre del Sur over 600 m elevation. The species may persist continuously from the lower Balsas basin of Michoacan to the mountain areas of western Guerrero in the municipalities of Coahuayutla and La Union.

A similar distributional pattern is demonstrated by *Amazona finschi* which appears to maintain a continuous distribution from southern Sonora along the foothills of the Sierra Madre Occidental to Michoacan and western Guerrero (Fig. 3). However, *Amazona finschi* has been extirpated from low elevation (≤ 300 m) coastal areas of Nayarit and Guerrero (Fig. 3), with the exception of the municipality of La Union in Guerrero. Most presence localities in central-western Guerrero correspond to mountainous regions, such as the municipalities of Atoyac de Alvarez, La Union and Coahuayutla, and in Guerrero we registered the species mainly at 320–745 m elevation. *Amazona finschi* has also been extirpated from most coastal areas of Oaxaca, being registered only in regions with extensive areas of conserved tropical semi-deciduous forests, in the mountains of Loxichas, and Lagunas de Chacahua. The largest continuous distribution of *Amazona finschi* in Oaxaca comprised the municipalities of San Pedro Pochutla, Santa María Huatulco, San Miguel del Puerto, Santiago Astata, and the surrounding mountains of Huatulco national park.

The threatened species of *Ara militaris*, *Amazona oratrix*, and *Amazona finschi* all exhibit contraction of their distribution in the southern portion of their range along coastal Guerrero, persisting mainly in northern Guerrero bordering Michoacan (Fig. 3). Furthermore, the Balsas basin area along the Michoacan-Guerrero border appears to be important for the maintenance of all three of these threatened species, as well as *Amazona albifrons* and *Aratinga canicularis* (Figs. 2, 3).

Distribution modeling and comparison among algorithms

The GARP distribution models generated for the parrot species analyzed in this study were all predicted with an accuracy superior than expected at random (χ^2 tests, all $P < 0.05$). In comparison of the GARP and Maxent algorithms for the three species of *Amazona albifrons*, *Amazona finschi* and *Ara militaris*, we determined that Maxent predicted original distributions were smaller than GARP predicted distributions. Maxent predicted suitable ecological conditions for *Amazona albifrons* over 52,598 km², and GARP predicted suitable ecological conditions over 89,475 km², for *Amazona finschi* GARP predicted 81,128 km² original distribution and Maxent predicted 52,886 km², and for *Ara militaris* predicted distributions were 79,137 km² and 75,039 km², respectively.

Test point predictions were higher with the GARP models than for the Maxent models. In the case of *Amazona albifrons*, using 98 external test points, test point prediction was 74% with GARP and 71% with Maxent. This was similar for *Amazona finschi* with 94 external test points, having 74% test point prediction in GARP and 72% with Maxent. For *Ara militaris* we used 78 test points and there was a coincidence of 78% in GARP and 89% in Maxent. We also evaluated the percent of primary habitat availability within the distribution predicted by each algorithm, and found a greater percentage of primary habitat was contained within the area predicted by GARP for *Ara militaris* (77% primary habitat)

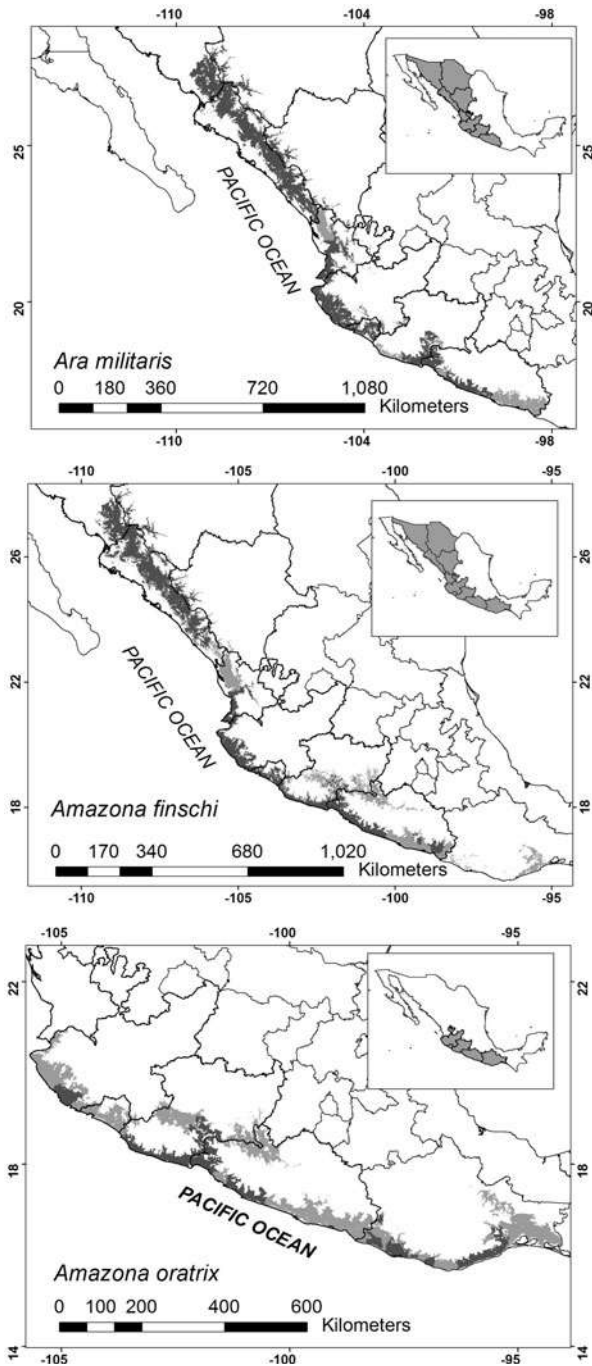


Fig. 3 Current distribution (black shading) and absence areas (grey shading) for *Ara militaris*, *Amazona finschi*, and *Amazona oratrix*

and *Amazona albifrons* (62% primary habitat), compared with 71 and 60% respectively in the Maxent models. Only in the case of *Amazona finschi* the area predicted by Maxent contained a greater 71.2% of primary habitat compared to 64.5% in the GARP model.

Distribution reduction

All parrot species demonstrated a reduction of their original distribution along the Pacific coast of Mexico (Table 1). The internationally threatened species of *Amazona oratrix* and *Amazona finschi* had the greatest reduction in current distribution: 79 and 73% respectively (Monterrubio-Rico et al. 2010; Table 1). The third highest reduction in current distribution was exhibited by the endemic *Forpus cyanopygius* (61%, Table 1).

The three species restricted to coastal Chiapas (*Amazona auropalliata*, *Aratinga strenua* and *Brotogeris jugularis*) showed lower estimates of 21–47% reduction in current distribution (Table 1). However, 67–85% of our field records for these species occurred in secondary habitats, agricultural lands and orchards, and over 78% of their current distributions occurred in modified agricultural areas (Table 2). The lowest estimated reduction in current distribution was observed for *Amazona albifrons* and *Ara militaris* with 15 and 16% reduction in distribution along the Pacific coast (Table 1). We identified no absence areas for *Aratinga canicularis*, and the 10% reduction in original distribution was calculated from the predicted distributions of Ríos Munoz and Navarro Ziguena (2009).

Habitat availability

The predominant vegetation type within the current distributions of *Amazona oratrix*, *Amazona finschi*, *Ara militaris*, *Amazona albifrons*, *Aratinga canicularis*, and *Forpus cyanopygius* was tropical deciduous forest, ranging from 41 to 53% (Table 2). There was low coverage of tropical semi-deciduous forest within the current distribution of Psittacidae along the Pacific coast, being highest for *Amazona oratrix* (19%), but comprising <10% of vegetation cover within the current distributions of the other species (Table 2).

Transformed agricultural land and human modified areas comprised a third of the current distribution of the lowland Pacific species of *Amazona oratrix*, *Amazona finschi*, *Amazona albifrons*, *Aratinga canicularis*, and *Forpus cyanopygius*, being highest for *Amazona albifrons* and *Aratinga canicularis* (38–39%, Table 2). Transformed agricultural land and human modified areas were the predominant land-use category within the distributions of the three species along coastal Chiapas, comprising 78–94% of the current distribution of *Amazona auropalliata*, *Aratinga strenua* and *Brotogeris jugularis* (Table 2). Coverage of mangrove forest was highest within the current distributions of the threatened *Amazona auropalliata*, and *Aratinga strenua* in coastal Chiapas (Table 2).

Considering availability of primary habitats, the species with the highest altitudinal range, *Ara militaris*, had the largest proportion (73%) and the second highest extent (48,439 km²) of primary habitat within its current distribution (Table 3). By contrast, the species with the lowest extent and percent cover of primary habitats within their current distributions were the three lowland species with a restricted distribution in coastal Chiapas: *Brotogeris jugularis*, *Aratinga strenua*, and *Amazona auropalliata* (Table 3). The remaining species had 60–68% of their current distributions in primary habitat, though the largest extent of primary habitat was occupied by *Aratinga canicularis* and *Amazona albifrons* (Table 3), which had the greatest extent of current distribution (Table 1).

Primary habitat comprised more than half the extent of absence areas for the five species *Forpus cyanopygius*, *Amazona albifrons*, *Ara militaris*, *Amazona finschi*, and *Amazona*

Table 3 Extent of primary habitats and protected areas within the current distribution of nine Psittacidae along the Pacific coast of Mexico

| Species | Primary habitat in current distribution | | Primary habitat in absence areas % | Protected area in current distribution | | Protected areas |
|-----------------------------|---|------|---------------------------------------|--|------|-----------------|
| | km ² | % | | km ² | % | |
| <i>Amazona oratrix</i> | 12,896 | 68.0 | 45.3 | 392 | 2.1 | 3 |
| <i>Amazona finschi</i> | 38,194 | 65.5 | 60.7 | 850 | 1.5 | 5 |
| <i>Amazona auropalliata</i> | 1,888 | 26.9 | 35.1 | 867 | 12.3 | 2 |
| <i>Amazona albifrons</i> | 45,885 | 60.0 | 54.0 | 1,940 | 2.5 | 7 |
| <i>Ara militaris</i> | 48,439 | 72.6 | 57.9 | 1,040 | 1.6 | 5 |
| <i>Aratinga canicularis</i> | 85,488 | 60.7 | – | 2,303 | 1.6 | 11 |
| <i>Aratinga strenua</i> | 1,164 | 17.2 | 38.4 | 706 | 10.5 | 2 |
| <i>Forpus cyanopygius</i> | 27,667 | 66.2 | 80.3 | 785 | 1.9 | 2 |
| <i>Brotogeris jugularis</i> | 271 | 5.2 | 24.1 | 431 | 8.2 | 2 |

oratrix (Table 3). In all five cases, the main vegetation type was tropical dry deciduous forest. The two species with the highest percent of primary habitat in absence areas were *Forpus cyanopygius* with 80.3% and *Amazona finschi* with 60.7% primary habitat in areas where the species were no longer recorded (Table 3). By contrast, the absence areas for the three species restricted to coastal Chiapas (*Brotogeris jugularis*, *Amazona auropalliata*, and *Aratinga strenua*), were comprised mainly of modified agricultural land, with less than a third of the extent of absence areas consisting of primary habitat (Table 3).

Occurrence in protected areas

The species with the smallest coverage of protected areas was *Amazona oratrix*, with a combined coverage of only 392 km² (2.1%) of protected areas within its current distribution (Table 3). The three species with the next lowest extent of protected areas were *Aratinga strenua*, *Brotogeris jugularis*, and *Amazona auropalliata* (Table 3), with small distributions restricted to coastal Chiapas, and all were confirmed present in only two large protected areas of the La Encrucijada and La Sepultura Biosphere Reserves. Nevertheless, these two protected areas covered the highest 8–12% of the current distribution for each of these parrot species (Table 3).

The internationally threatened species of *Amazona oratrix*, *Amazona finschi* and *Ara militaris* had a low proportion of protected areas within their current distribution, with protected areas comprising <2% of the area where these species are found (Table 3). *Amazona finschi* had the third lowest extent with 850 km² of protected areas within its current distribution (Table 3), and was confirmed present in five protected areas: Alamos Rio Cuchujaqui in Sonora, Meseta Cacaxtla in Sinaloa, Chamela-Cuixmala in Jalisco, Sierra de Manantlan in Jalisco-Colima, and Huatulco in Oaxaca. In the case of *Ara militaris*, the species was confirmed present in the protected areas of Alamos Rio Cuchujaqui in Sonora, and Sierra de Manantlan in Jalisco-Colima.

The two species of *Aratinga canicularis*, and *Amazona albifrons*, with the largest current distributions along the Mexican Pacific coast (Table 1; Figs. 2, 3), had the greatest extent of protected areas within their distributions, and occurred in a larger number of

protected areas (Table 3). Nevertheless, these protected areas comprised a low percentage of their current distributions (Table 3).

Discussion

To our knowledge this is the first study to combine field data, ecological niche modeling and current land use data to provide a robust basis from which to accurately estimate distributional trends of Psittacidae along the Pacific coast of Mexico. Our results are based on survey localities covering most coastal and tropical lowland municipalities from Sinaloa to Chiapas, as well as mountainous regions of the Sierra Madre Occidental. By incorporating presence–absence data from field surveys, we determined a reduction in current distribution for nine Psittacidae species along the Pacific coast of Mexico. This is comparable with the habitat-based predicted distributions of Ríos Munoz and Navarro Ziguenza (2009), who also determined a reduction in potential distribution for all Pacific coast Psittacidae using GARP. However, the magnitude of reduction in original distribution varies between the studies for specific Psittacidae species.

Most notably, we determined the greatest reduction of current distribution for the threatened species of *Amazona oratrix*, *Amazona finschi*, and the endemic *Forpus cyanopygius*, which showed 61–79% reduction of original distribution, far greater than the respective estimates of 58.9, 26.8 and 29% distribution reduction based on habitat availability (Ríos Munoz and Navarro Ziguenza 2009). The extent of current distribution of 58,347 km² for *Amazona finschi* and 41,793 km² for *Forpus cyanopygius* determined in our study is also 50–60% lower than the habitat-based predicted distribution for 2000, which was 155,690 and 76,820 km², respectively (Ríos Munoz and Navarro Ziguenza 2009). Furthermore, the high 60–80% of primary habitat in absence areas suggests that the reduction of current distribution is caused by factors other than habitat loss, such as capture for trade, which is not reflected in presence-only habitat-based models (Monterrubio-Rico et al. 2007, 2010).

The threatened Amazon parrot species of *Amazona oratrix* and *Amazona finschi* are highly valued in trade (Ridgely 1981, Cantu et al. 2007). *Amazona oratrix* was the Mexican parrot species most frequently confiscated at the US border (Gobbi et al. 1996), and *Amazona finschi* was the most captured Amazon parrot species in the early 1980s (Iñigo-Elías and Ramos 1991). *Amazona finschi* continues to be one of the top five most-captured Mexican parrot species, with an estimated 5,400 individuals/year captured illegally in Mexico (Cantu et al. 2007). The endemic *Forpus cyanopygius*, with a northern distribution close to the US border and along one of the main routes for the illegal parrot trade, is also now the second most-captured parrot species in Mexico, with an estimated 8,000 individuals captured illegally/year (Cantu et al. 2007). This intense pressure for trade may have impacted the current distributions of these threatened and endemic Psittacidae species, creating areas where the species are no longer present even though suitable habitat remains. In field surveys, we recorded absence and potential extirpation of these species in the southern portion of their ranges in coastal Oaxaca, Guerrero, and Nayarit, though the species may still occur in some of these areas, but in such low numbers that a greater field effort would be required to detect their presence.

These Mexican parrot species also occur mainly in forest areas, and most of their current distribution occurs in areas of primary forest habitat. *Amazona oratrix* and *Amazona finschi* require conserved semi-deciduous forest with tall, mature trees for nesting, and may not adapt to nesting in modified areas (Renton and Salinas-Melgoza 1999; Renton

2002; Monterrubio-Rico et al. 2009; Salinas-Melgoza et al. 2009). Hence, both habitat loss and capture for trade may be heavily impacting these species resulting in the drastic reduction of their original distributions. Two other highly captured parrot species in Mexico are *Aratinga canicularis* and *Amazona albifrons* (Iñigo-Elías and Ramos 1991, Cantu et al. 2007), however, these species continued to occur throughout most of their original distribution along the Pacific coast of Mexico, with a low 10–15% reduction of the current distribution. In the case of *Amazona albifrons*, illegal capture of this species increased in the last decade, possibly replacing *Amazona finschi* (Cantu et al. 2007). *Amazona albifrons* is also the smallest in size of the four Pacific coast Amazon parrot species, and has the highest clutch size of 3–4 eggs (Forshaw 1989). By comparison, *Aratinga canicularis* has been the top most-captured parrot species in Mexico for the last 30 years (Iñigo-Elías and Ramos 1991; Cantu et al. 2007), with an estimated 23,500 individuals illegally captured/year (Cantu et al. 2007). This capture for trade may have had less effect on the current distribution of *Aratinga canicularis* as the species is reported to have a higher productivity of 4–5 eggs/clutch (Forshaw 1989). Furthermore, in comparison with most parrot species which use tree holes for nesting, *Aratinga canicularis* constructs its nests in termite mounds which may be found in disturbed or secondary habitats (Sánchez-Martínez and Renton 2009). This may enable the species to adapt to foraging and nesting in human modified areas, resulting in a current distribution of greater extent than that predicted based on habitat availability in 2000 (Ríos Munoz and Navarro Ziguena 2009). Hence, species with a wider distribution, higher clutch sizes, and more flexible nesting requirements may be less susceptible to extirpation. Nevertheless, parakeets nesting in modified habitats used termitaria at a significantly lower height than parakeets nesting in conserved habitat, which may make them more susceptible to predation (Sánchez-Martínez and Renton 2009). We have little information on population size and dynamics of *Aratinga canicularis*, or nesting success in modified areas, and it may be that the species persists throughout its distribution though in drastically reduced numbers.

A contrasting situation was observed for *Amazona auropalliata*, *Aratinga strenua*, and *Brotogeris jugularis*, restricted to coastal Chiapas. In this case, we estimated a lower 21–47% reduction in original distribution compared to the 55–63% distribution reduction based on habitat availability estimated by Ríos Munoz and Navarro Ziguena (2009). We also determined a greater extent of current distribution compared to that predicted by habitat availability in 2000 (Ríos Munoz and Navarro Ziguena 2009). These species had the highest 78–94% of agricultural and human modified lands within their current distribution and many of our field records of these species occurred in secondary habitats, agricultural lands and orchards. Most of coastal Chiapas outside the existing protected areas has been transformed for agriculture or cattle-ranching, leaving scarce primary forest habitat within the current distribution of these parrot species. Furthermore, while these three species persist in coastal Chiapas, nothing is known of their reproductive success in modified habitats. This may be of particular concern for the threatened *Amazona auropalliata*, given that *Amazona oratrix* has been found to have low reproductive success and productivity in modified habitats in Mexico (Enkerlin-Hoeflich 1995), and *Amazona auropalliata* has very poor reproductive success in modified habitats of Guatemala and Costa Rica (Wright et al. 2001).

In general, there are few protected areas within the current distribution of most parrot species along the Pacific coast of Mexico. Only the three parrot species with small restricted distributions in coastal Chiapas have more than 10% of their current distributions under official protection, primarily in two large biosphere reserves

(La Encrucijada y La Sepultura). For these species, it is important to undertake habitat restoration in modified areas, and maintain connectivity among the existing protected areas. The current Mesoamerican Biological Corridor initiative being supported by Mexican governmental agencies (<http://www.biodiversidad.gob.mx/cbmm/index.html>), proposes to maintain ecological connectivity in southeastern Mexico, including coastal Chiapas.

For the majority of parrot species along the Pacific coast of Mexico, protected areas comprised <2% of their current distribution. As may be expected, those species with the widest distribution occurred in more protected areas and had the greatest extent of protected area within their current distributions. The species of greatest concern in terms of occurrence in protected areas is *Amazona oratrix*, which had the lowest extent of protected areas within its current distribution, and Monterrubio-Rico et al. (2010) propose strategies to maintain connectivity of this species throughout its Pacific coast distribution. Nevertheless, it is clear that the long-term survival of threatened and endemic parrot species along the Pacific coast of Mexico cannot be achieved with the existing protected areas system. It is essential to develop alternative conservation strategies of collaboration with local communities to conserve forest habitats, and maintain connectivity throughout the distribution range of each parrot species.

Our evaluation of the current distributions of Psittacidae along the Pacific coast of Mexico, incorporating absence areas, highlighted the regions of coastal Guerrero, northern Nayarit, and southern Sinaloa where many parrot species appear to have been extirpated. In many of these regions the ecological models predicted presence based on availability of suitable habitat, but we did not register presence of the species in our field surveys. While it is difficult to demonstrate and interpret real absence for a species within its range (Martínez-Meyer 2005), we consider our estimates robust because we adopted a conservative approach, and considered each species as present in a particular municipality unless we had sufficient evidence that the species had been extirpated from the area. The use of municipalities to delineate absence areas may seem artificial; however most municipalities are defined around natural boundaries such as major rivers, provide clear geographic units for the implementation of conservation and land-use policies, and are sufficiently large to take into account potential long-distance movements by parrots.

While habitat-based models can provide accurate predictions of species distributions, the lack of up-to-date cartographic information on habitat availability, as well as factors such as hunting or capture for trade, mean that predicted models may differ from reality within a few years. Different model algorithms may also produce slightly different predictions, as the Maxent models for *Ara militaris*, *Amazona finschi*, and *Amazona albifrons* produced smaller potential distributions, and underestimated independent test points and primary habitat availability compared to the GARP models.

The value of our study lies in the field verification of potential distribution models, which is a key issue related to the effectiveness of habitat niche models to predict species distribution. In terms of the cost/benefit of field verification of niche model predictions as opposed to developing conservation strategies based on unverified models, we consider this as moderately expensive but necessary. Our field survey effort was conducted by four research teams in different parts of the country, with highest effort surveying of 150 days/year from 2003 to 2007, with a total cost of \$100,000 (including student scholarships) in order to provide presence–absence data for nine Psittacidae species. However, one-year single-species field-survey efforts have also been conducted with more limited resources of \$10,000 (CITES 2002, 2004). In addition, the high

correspondence between interview reports by local people and field survey data means that for large attractive species such as parrots which are well-known and easily recognized, information gathered from local inhabitants can be invaluable in adjusting model predictions, though this may not be as effective for inconspicuous or less attractive species. Where species are primarily threatened by habitat loss, then habitat-based model predictions may be an adequate and economically viable option for assessing species status and developing conservation priorities. However, many lowland parrot species are affected by capture for trade (Collar and Juniper 1992), potentially leading to extirpation of a species in areas which still retain suitable habitat (Monterrubio-Rico et al. 2007). Conservation priorities for heavily captured species such as Psittacidae need to take into account the potential impact of capture for trade as well as habitat loss.

Hence, capture for trade may be a key factor in the extirpation of parrot species along the Pacific coast of Mexico. Iñigo-Elías and Ramos (1991) estimate that 104,530 parrots were captured for trade in Mexico in 1982, and it is currently estimated that 65,000 to 78,500 parrots/year are illegally captured in Mexico (Cantu et al. 2007). The highest capture rates of parrots continue to occur in the Pacific coast states, particularly Sinaloa, Nayarit, Guerrero, and Oaxaca (Iñigo-Elías and Ramos 1991; Cantu et al. 2007). The sustained magnitude of this illegal capture for trade over the past three decades may now be taking its toll on the current distributions of many threatened and endemic parrot species in Mexico, and the Mexican government recently approved a ban on capture and trade of all parrot species in Mexico (DOF 2008).

Overall, our estimates of current distribution for Psittacidae along the Pacific coast of Mexico supported the widespread reduction in distribution of Mexican parrot species predicted by Ríos Munoz and Navarro Ziguena (2009). This also highlighted the parrot species of most concern due to their dramatic reductions in distribution, particularly for the threatened and endemic species of *Amazona oratrix*, *Amazona finschi*, and *Forpus cyanopygius*. Conservation efforts need to be directed to maintain populations of these species throughout their range. In particular, the dramatic reductions in distribution of the two endemic species of *Amazona finschi* and *Forpus cyanopygius* were not detected by habitat-based distribution models using historical records (Ríos Munoz and Navarro Ziguena 2009). Hence, while such tools can provide useful guidance for conservation, model predictions need to be verified in the field in order to determine conservation priorities.

Acknowledgments We are grateful for field assistance provided by Alejandro Salinas-Melgoza, Edna López-Córdova, Beneiza Fabián-Turja, Berenice Santiago-Valencia, Lorena Tellez-García, Miguel de Labra Hernández, Ismael Carrillo Acevedo, Margarito Alvarez-Jara, Tania Sanchez-Martinez and Juan Felipe Charre-Medellín. We thank Adolfo Navarro-Sigüenza and the Atlas of Birds of Mexico for historical data. We thank CONACYT the scholarship with register number 229130. Financial support was provided by the Coordinación de Investigación Científica of the Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo (project number 8.6), CONACYT (installation project 135702-V), and the Fondo Sectorial de Investigación Ambiental SEMARNAT-CONACYT (2002-C01-00021). Research permits were provided by the Dirección General de Vida Silvestre, SEMARNAT. We thank the Programa de Doctorado Institucional en Ciencias Biológicas, and the Facultad de Biología at Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, the Escuela de Biología at Universidad Autónoma de Sinaloa, Pronatura Chiapas, the Estación de Biología Chamela of the Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, and the Fundación Ecológica de Cuixmala A.C. for their continued support. We thank Krissi Michaud and Yvelinne Colín their review of the English language.

Appendix

See Table 4.

Table 4 Estimates of protected area availability (km²) for each Psittacidae species based on the prediction of suitable ecological conditions in each protected area with confirmed species presence based on field surveys (2001–2009) along the Mexican Pacific

| Protected area | State | Area extent Km ² | <i>Amazona oratrix</i> Km ² | <i>Amazona auroalliata</i> Km ² | <i>Amazona albifrons</i> Km ² |
|---------------------------------|------------------|--------------------------------|---|---|---|
| Campo Verde | Chihuahua-Sonora | 1,080.6 | | | |
| Tutuaca | Chihuahua-Sonora | 4,444.8 | | | |
| Cascada de Basaseachic | Chihuahua | 59.1 | | | |
| Papigochic | Chihuahua | 2,222.7 | | | |
| Sierra de Álamos Río Cuchujaqui | Chihuahua-Sonora | 928.9 | | | 450.4 |
| Meseta de Cacaxtla | Sinaloa | 507.6 | | | 350.5 |
| La Michilia | Durango | 94.2 | | | |
| Sierra de Manantlán | Jalisco | 1,395.7 | | | |
| Chamela-Cuixmala | Jalisco | 131.3 | 131.0 | | |
| El Veladero | Guerrero | 36.17 | | | 26.3 |
| P.N. Lagunas de Chacahua | Oaxaca | 149.20 | 142.0 | | 93.8 |
| P.N. Huatulco | Oaxaca | 118.4 | 119.0 | | 55.7 |
| La Sepultura | Chiapas-Oaxaca | 1,673.10 | | 20.5 | 99.7 |
| La Encrucijada | Chiapas | 1,448.72 | | 846.4 | 863.5 |
| El Triunfo | Chiapas | 1,191.83 | | | |

| Protected area | State | Area extent Km ² | <i>Amazona finshi</i> Km ² | <i>Ara militaris</i> Km ² | <i>Aratinga strenua</i> Km ² |
|------------------------------------|------------------|--------------------------------|--|---|--|
| Campo Verde | Chihuahua-Sonora | 1,080.67 | | | |
| Tutuaca | Chihuahua-Sonora | 4,444.89 | | 6.6 | |
| Cascada de Basaseachic | Chihuahua | 59.11 | | | |
| Papigochic | Chihuahua | 2,222.73 | | | |
| Sierra de Álamos Río Cuchujaqui | Chihuahua-Sonora | 928.9 | 547.1 | 591.7 | |
| Meseta de Cacaxtla | Sinaloa | 507.60 | 174.6 | 298.8 | |
| La Michilia | Durango | 94.21 | | | |
| Sierra de Manantlán | Jalisco | 1,395.77 | 17.2 | 139.9 | |
| Chamela-Cuixmala | Jalisco | 131.36 | 104.7 | | |
| El Veladero | Guerrero | 36.17 | | 3.1 | |
| P.N. Lagunas de Chacahua | Oaxaca | 149.20 | | | |
| P.N. Huatulco | Oaxaca | 118.45 | 6.7 | | |
| La Sepultura | Chiapas-Oaxaca | 1,673.10 | | | 81.7 |
| La Encrucijada | Chiapas | 1,448.72 | | | 624.4 |
| El Triunfo | Chiapas | 1,191.83 | | | |

Table 4 continued

| Protected area | State | Area extent Km ² | <i>Aratinga canicularis</i> Km ² | <i>Brotogeris jugularis</i> Km ² | <i>Forpus cyanopygius</i> Km ² |
|------------------------------------|------------------|--------------------------------|--|--|--|
| Campo Verde | Chihuahua-Sonora | 1,080.67 | | | |
| Tutuaca | Chihuahua-Sonora | 4,444.89 | 6.5 | | |
| Cascada de Basaseachic | Chihuahua | 59.11 | | | |
| Papigochic | Chihuahua | 2,222.73 | | | |
| Sierra de Álamos Río Cuchujaqui | Chihuahua-Sonora | 928.92 | 619.3 | | 435.7 |
| Meseta de Cacaxtla | Sinaloa | 507.60 | 410.6 | | 350.2 |
| La Michilia | Durango | 94.21 | | | |
| Sierra de Manantlán | Jalisco | 1,395.77 | 127.3 | | |
| Chamela-Cuixmala | Jalisco | 131.36 | 108.3 | | |
| El Veladero | Guerrero | 36.17 | 30.6 | | |
| P.N. Lagunas de Chacahua | Oaxaca | 149.20 | 75.7 | | |
| P.N. Huatulco | Oaxaca | 118.45 | 55.3 | | |
| La Sepultura | Chiapas-Oaxaca | 1,673.10 | 247.7 | 21.1 | |
| La Encrucijada | Chiapas | 1,448.72 | 620.7 | 409.9 | |
| El Triunfo | Chiapas | 1,191.83 | 0.6 | | |

References

- Álvarez del Toro M (1954) Notes on the occurrence of birds in Chiapas, Mexico. *Condor* 56:365–366
- Álvarez del Toro M (1952) New records of birds from Chiapas, Mexico. *Condor* 54:112–114
- Álvarez del Toro M (1980) Las aves de Chiapas México. Universidad Autónoma de Chiapas, Tuxtla Gutiérrez
- Anderson RP, Martínez-Meyer E (2004) Modeling species' geographic distributions for preliminary conservation assessment: an implementation with the spiny pocket mice (*Heteromys*) of Ecuador. *Biol Conserv* 116:167–179
- Anderson RP, Lew D, Peterson AT (2003) Evaluating predictive models of species-distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecol Modell* 162:211–232
- Arizmendi MC, Berlanga H, Márquez-Valdelamar L, Navarizo L, Ornelas F (1990) Avifauna de la región de Chamela, Jalisco. Cuadernos del Instituto de Biología 4. Universidad Nacional Autónoma de México, México
- Bennett PM, Owens IPF (1997) Variation in extinction risk among birds: chance or evolutionary predisposition? *Proc R Soc Lond B* 264:401–408
- Bibby CJ, Burgess ND, Hill DA, Mustoe SH (2000) Bird census techniques, 2nd edn. Academic Press, London
- Bínford LC (1989) A distributional survey of the birds of the Mexican state of Oaxaca. *Ornithol Monogr No.* 43
- Cantu JC, Sanchez ME, Grosselet M, Silva J (2007) The illegal parrot trade in Mexico: a comprehensive assessment. Defenders of wildlife/Teyeliz. Downloaded from <http://www.defenders.org/mexicanparrot>
- Chávez-Castañeda N, Gurrola-Hidalgo MA, García-López JA (1996) Catálogo de aves no passeriformes de la colección ornitológica del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, México
- CITES (2002) CoP12 Inf. 13 Report on the conservation status, legal and illegal trade of the Yellow-naped Parrot (*Amazona auropalliata*) and the Yellow-headed Parrot (*Amazona oratrix*): considerations for the transfer from Appendix II to Appendix I of Prop.16 *Amazona auropalliata* (Costa Rica) and Prop.17 *Amazona oratrix* (Mexico). Conference of the Parties, Santiago, 3–15 November 2002. (<http://www.cites.org/eng/cop/12/inf/index.shtml>)

- CITES (2004) CoP13 Inf. 3 Actions implemented by Mexico for conservation and management of the lilac-crowned parrot (*Amazona finschi*): considerations for its transfer from Appendix II to Appendix I. Conference of the Parties, Bangkok, 2–14 October 2004. (<http://www.cites.org/eng/cop/13/inf/index.shtml>)
- Collar NJ (1997) Family Psittacidae (parrots). In: del Hoyo J, Elliot A, Sargatal J (eds) Handbook of the birds of the world. Vol. 4: Sandgrouse to Cuckoos. Lynx Edicions, Barcelona, pp 280–477
- Collar NJ, Juniper AT (1992) Dimensions and causes of the parrot conservation crisis. In: Beissinger S, Snyder NFR (eds) New world parrots in crisis: solutions from conservation biology. Smithsonian Institution Press, Washington, pp 1–24
- Collar NJ, George LP, Krabbe N, Madroño Nieto A, Naranjo LG, Parker TA III, Wege DC (2000) Threatened birds of the Americas. Birdlife International, Cambridge
- CONANP (2011) Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Áreas Naturales Protegidas federales. <http://www.conanp.gob.mx/sig/informacion/info.htm>
- DOF (2008) Decreto por el que se adiciona un artículo 60 Bis 2 a la Ley General de Vida Silvestre. Diario Oficial de la Federación, martes 14 de octubre del 2008. <http://www.dof.gob.mx/>
- Enkerlin-Hoeflich EC (1995) Comparative ecology and reproductive biology of three species of Amazon parrots in Northeastern México. Dissertation, Texas A&M University, College Station
- Escalante Pliego P (1988) Aves de Nayarit. Universidad Autónoma de Nayarit, Nayarit
- Forsshaw JM (1989) Parrots of the world, 3rd edn. Lansdown Editions, Willoughby
- Friedmann H, Griscom L, Moore RT (1950) Distributional check-list of the birds of Mexico. Part I. Pacific Coast Avifauna 29. Cooper Ornithological Society, Berkeley
- GBIF (2000) Global Biodiversity Information Facility. <http://data.gbif.org>
- Gobbi J, Sheeline L, Rose D, De Ferrari G (1996) Parrot smuggling across the Texas–Mexico Border. TRAFFIC USA and World Wildlife Fund-US, USA
- Hansen M, DeFries R, Townshend JR, Carroll M, Dimiceli C, Sohlberg R (2003) Vegetation continuity fields MOD44B, 2001 percent tree cover, collection 3. University of Maryland, College Park, p 2001
- Howell SNG (1999) A bird-finding guide to Mexico. Cornell University Press, New York
- Howell SNG, Webb S (1995) A guide to the birds of Mexico and northern Central America. Oxford University Press, Oxford
- INE-SEMARNAP (1999a) Programa de manejo Reserva de la Biosfera La Encrucijada. Instituto Nacional de Ecología, México
- INE-SEMARNAP (1999b) Programa de manejo Reserva de la Biosfera La Sepultura. Instituto Nacional de Ecología, México
- INE-SEMARNAP (1999c) Programa de manejo Reserva de la Biosfera Sierra Gorda. Instituto Nacional de Ecología, México
- Iñigo-Eliás EE, Ramos MA (1991) The psittacine trade in Mexico. In: Robinson JG, Redford KH (eds) Neotropical wildlife use and conservation. University of Chicago Press, Chicago, pp 380–392
- IUCN (2008) 2008 IUCN red list of threatened species. www.iucnredlist.org, downloaded on 8 February 2009
- Marsden SJ (1999) Estimation of parrot and hornbill densities using a point count distance sampling method. *Ibis* 141:377–390
- Martínez-Meyer E (2005) Climate change and biodiversity: some considerations in forecasting shifts in species' potential distributions. *Biodivers Inf* 2:42–55
- Miller AH, Friedman H, Griscom L, Moore RT (1957) Distributional check-list of the birds of Mexico, part II. Pacific Coast Avifauna No 33. Cooper Ornithological Society, Berkeley
- Monterrubio-Rico TC, Villaseñor-Gómez LE, Marín-Togo MC, López-Córdova EA, Fabian-Turja B, Sorani-Dalbón V (2007) Distribución histórica y actual del loro cabeza amarilla (*Amazona oratrix*) en la costa central del pacífico Mexicano, ventajas y limitaciones en el uso de GARP en especies bajo fuerte presión de tráfico. *Ornitol Neotrop* 18:263–276
- Monterrubio-Rico TC, Ortega-Rodríguez J, Marín-Togo MC, Salinas-Melgoza A, Renton K (2009) Nesting habitat of the Lilac-crowned parrot in a modified landscape. *Biotropica* 41:361–368
- Monterrubio-Rico TC, Renton K, Ortega-Rodríguez JM, Pérez-Arteaga A, Cancino-Murillo R (2010) The endangered Yellow-headed parrot *Amazona oratrix* along the Pacific coast of Mexico. *Oryx* 44:602–609
- Navarro AG (1992) Altitudinal distribution of birds in the Sierra Madre del Sur, Guerrero, México. *Condor* 94:29–39
- Navarro AG, Peterson AT, Gordillo-Martínez A (2003) Museums working together: the Atlas of the birds of Mexico. *Bull Br Ornithol Council* 123:207–225
- Ortega-Huerta MA, Townsend PA (2008) Modeling ecological niches and predicting geographic distributions: a test of six presence-only methods. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 79:205–216

- Papes M, Gaubert P (2007) Modeling ecological niches from low numbers of occurrences: assessment of the conservation status of poorly known viverrids (Mammalia, carnivora) across two continents. *Divers Distrib* 13:890–902
- Peterson AT, Ball LG, Cohoon KP (2002) Predicting distributions of Mexican birds using ecological niche modeling methods. *Ibis* 144:27–32
- Peterson AT, Sánchez-Cordero V, Martínez-Meyer E, Navarro-Sigüenza AG (2006) Tracking population extirpations via melding ecological niche modeling with land-cover information. *Ecol Modell* 195:229–236
- Peterson AT, Papes M, Eaton M (2007) Transferability and model evaluation in ecological niche modeling: a comparison of GARP and Maxent. *Ecography* 30:550–560
- Renton K (2002) *Amazona oratrix* (Ridgway 1887) (Loro cabeza amarilla). In: Noguera FA, Vega Rivera JH, García Aldrete AN, Quesada Avendaño M (eds) *Historia Natural de Chamela*. Instituto de Biología Universidad Nacional Autónoma de México, Mexico, pp 345–346
- Renton K, Salinas-Melgoza A (1999) Nesting behavior of the Lilac-crowned Parrot. *Wilson Bull* 111:488–493
- Renton K, Salinas-Melgoza A (2002) *Amazona finschi* (Sclater 1864) (Loro corona lila). In: Noguera FA, Vega Rivera JH, García Aldrete AN, Quesada Avendaño M (eds) *Historia Natural de Chamela*. Instituto de Biología Universidad Nacional Autónoma de México, Mexico, pp 341–342
- Ridgely RS (1981) The current distribution and status of mainland Neotropical parrots. In: Pasquier RF (ed) *Conservation of new world parrots*. Smithsonian Institution Press/ICBP, Washington, pp 233–384
- Ríos Muñoz CA, Navarro Ziguena AG (2009) Efectos del cambio de uso de suelo en la disponibilidad hipotética de hábitat para los psitácidos de México. *Ornitol Neotrop* 20:491–509
- Rowley JS (1966) Breeding records of birds of the Sierra Madre del Sur, Oaxaca, Mexico. *Proc West Found Vertebr Zool* 1:107–204
- Rowley JS (1984) Breeding records of land birds of Oaxaca, Mexico. *Proc West Found Vertebr Zool* 2:74–224
- Russell SM, Monson GT (1998) *The birds of Sonora*. University of Arizona Press, Tucson
- Salinas-Melgoza A, Renton R (2005) Seasonal variation in activity patterns of juvenile Lilac-crowned Parrots in tropical dry forest. *Wilson Bull* 117:291–295
- Salinas-Melgoza A, Salinas-Melgoza V, Renton K (2009) Factors influencing nest spacing of a secondary cavity-nesting parrot: habitat heterogeneity and proximity of conspecifics. *Condor* 111:305–313
- Sánchez-Martínez TC, Renton K (2009) Availability and selection of arboreal termitaria as nest-sites by Orange-fronted Parakeets *Aratinga canicularis* in conserved and modified landscapes in Mexico. *Ibis* 151:311–320
- Schaldach WJ Jr (1963) The avifauna of Colima and adjacent Jalisco, Mexico. *Proc West Found Vertebr Zool* 1:1–100
- Schaldach WJ Jr (1969) Further notes on the avifauna of Colima and adjacent Jalisco, Mexico. *Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Serie Zoología* 40:299–316
- SEMARNAP-UNAM (2000) Resultados del inventario forestal nacional 2000. Secretaría de Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca-Instituto de Geografía, Univ. Nacional Autónoma de México, México
- Soberón J, Peterson AT (2005) Interpretation of fundamental ecological niches and species distributional areas. *Biodivers Inf* 2:1–10
- Stockwell DRB, Peters DP (1999) The GARP modelling system: problems and solutions to automated spatial prediction. *Int J Geogr Inf Sci* 13:143–158
- Stockwell DRB, Peterson TA (2002) Effects of sample size on accuracy of species distribution models. *Ecol Modell* 148:1–13
- Stotz DF, Fitzpatrick JW, Parker TA III, Moskovits DK (1996) *Neotropical birds Ecology and conservation*. University of Chicago Press, Chicago
- Tsoar A, Allouche O, Steinitz O, Rotem D, Kadmon R (2007) A comparative evaluation of presence-only methods for modeling species distributions. *Divers Distrib* 13:397–405
- Van Rossem AJ (1945) A distributional survey of the birds of Sonora, México. *Occasional Papers of the Museum of Zoology, Vol 21*. Louisiana State University, Eunice, pp 1–379
- Villaseñor-Gómez JF (1988) *Aves costeras de Michoacán, México*. B.Sc. Dissertation, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia
- WorldClim (2011) Global Climate Data. <http://www.worldclim.org>
- Wright TF, Toft CA, Enkerlin-Hoeflich E, González-Elizondo J, Albornoz M, Rodríguez Ferraro A, Rojas-Suárez F, Sanz V, Trujillo A, Beissinger SR, Berovides V, Gálvez X, Brice AT, Joyner K, Eberhard J, Gilardi J, Koenig SE, Stoleson S, Martuscelli P, Meyers JM, Renton K, Rodríguez AM, Sosa-Asanza AC, Vilella FJ, Wiley JW (2001) Nest poaching in Neotropical parrots. *Conserv Biol* 15:710–720

CAPITULO III

IDENTIFICACIÓN DE ÁREAS PRIORITARIAS Y SU CONECTIVIDAD POTENCIAL PARA LA CONSERVACIÓN DE PSITÁCIDOS EN LA VERTIENTE DEL PACÍFICO MEXICANO

RESUMEN

En la vertiente del Pacífico, las especies de la familia Psittacidae enfrentan amenazas como la fragmentación del hábitat, baja disponibilidad de superficie protegida, la fuerte presión de saqueo de sus pollos, y posiblemente el aislamiento de sus poblaciones en los parches de hábitat remanentes. Para atender esta problemática, identificamos una red de áreas prioritarias para la conservación de nueve especies de la familia Psittacidae. Si estas áreas recibieran protección oficial, complementarían eficazmente la disponibilidad de superficie protegida para las especies, ya que incrementarían la cobertura de protección de forma significativa para la mayoría de las especies.

Empleamos registros recientes de presencia de las especies (del periodo 2001a 2009) y el algoritmo ResNet 2.1 para la priorización de sitios, incorporando la técnica de análisis multicriterio. Una vez identificadas las áreas, analizamos el nivel de aislamiento en términos de disponibilidad de hábitat, que permitiera mantener potencialmente en contacto las poblaciones entre los sitios prioritarios identificados y las áreas protegidas actuales. El análisis se realizó mediante el módulo conocido como ‘Habitat Assesment Panel’ del software IDRISI 16. La disponibilidad de hábitat existente en las áreas intermedias entre sitios prioritarios y áreas protegidas se clasificó en tres categorías (hábitat primario, hábitat apto para corredor primario y hábitat con aptitud para corredor secundario). El análisis consideró entidades federativas del área de estudio, y la distribución potencial de cada especie. *Ara militaris* fue la especie que presentó en su distribución mayor superficie de aptitud y condiciones para mantener conectividad entre sitios, ya que representa el 46.9% de su distribución potencial, seguida de *Brotogeris jugularis* cuya cobertura se incrementaría a 35.6% de su distribución actual confirmada. Por el contrario, *Amazona*

auropalliata dispone de sólo 9.4% de su distribución potencial coincidente con fragmentos de hábitat que permitan su movilidad. La especie que resultó menos favorecida en el análisis fue *Forpus cyanopygius* con el 3% de su distribución actual considerando ANP existentes. Respecto al análisis por entidad federativa, los fragmentos de hábitat aptos para permitir el desplazamiento de las especies se concentraron en un 36.1% en Sinaloa y sólo en un 2.5 en Chiapas. Los resultados proporcionan una base para la planificación de acciones de conservación y restauración de hábitat en el Pacífico para la familia Psittacidae y las comunidades biológicas asociadas a su distribución.

INTRODUCCIÓN

En México, la familia *Psittacidae* es una de las familias de aves terrestres residentes con el mayor número de especies en situación de riesgo, ya que 21 especies están incluidas en alguna categoría de riesgo de la normatividad nacional (Howell y Webb 1995, Monterrubio-Rico y Escalante-Pliego 2006, DOF 2010). La vertiente del Pacífico Mexicano es particularmente importante para la distribución y conservación de los Psitácidos de México, ya que alberga once especies y la mayor superficie de distribución potencial para la familia, además de que todas las especies están incluidas en alguna categoría de la NOM-ECOL 059-2010 (DOF 2010): a) dos especies son endémicas (*Amazona finschi* y *Forpus cyanopygius*), b) tres especies sólo ocurren en la región costera de Chiapas para México (*Amazona auropalliata*, *Aratinga strenua* y *Brotogeris jugularis*), c) *Aratinga canicularis* sólo se distribuye a lo largo del Pacífico, d) en el Pacífico encontramos la mayor distribución confirmada de *Ara militaris*, y quizás su mayor área de

distribución continua en el continente, y e) en el Pacífico se encuentra confirmada la presencia de tres poblaciones importantes de *Amazona oratrix* (Monterrubio Rico *et al.* 2010) y la distribución de dos subespecies de *Amazona albifrons* (incluyendo una subespecie endémica, *A. albifrons saltuensis*) (Forshaw 1989, Monterrubio-Rico *et al.* 2010, Marín-Togo *et al.* 2012).

Las dos principales causas de la disminución de las poblaciones de Psitácidos y de su reducción en distribución, son la pérdida y fragmentación de hábitat, y el saqueo de pollos para su comercialización como mascotas (Snyder *et al.* 2000, Carreón-Arroyo 2006, Cantú-Guzmán *et al.* 2007, Ortega-Rodríguez y Monterrubio-Rico 2008, Ríos-Muñoz y Navarro-Sigüenza 2009, Monterrubio-Rico *et al.* 2010, Naranjo y Cuarón 2010, Marín-Togo *et al.* 2012). En los últimos años, varios estudios relacionan la pérdida de distribución asociada a la deforestación y fragmentación. Por ejemplo, un estudio reveló que entre los años 1976 y 2000, 19 especies de Psitácidos perdieron entre el 15% (*Aratinga holochlora brewsteri*) y el 86.1% (*Ara macao*) de su hábitat primario (Ríos-Muñoz y Navarro-Sigüenza 2009). Otros estudios que combinaron modelos y verificación de campo enfocados a la vertiente del Pacífico Mexicano estimaron reducciones en la distribución de nueve especies, observándose la pérdida más severa en *Amazona oratrix*, con una reducción del 79% de su distribución original estimada (Monterrubio-Rico *et al.* 2010). Otras especies que mostraron pérdidas significativas de distribución, y una distribución fragmentada con respecto a sus distribuciones originales son las especies endémicas *Amazona finschi* (72%) y *Forpus cyanopygius* (Marín-Togo *et al.* 2012).

Por otra parte, el saqueo y pérdida de árboles nido y nidadas asociados al tráfico ilegal, han demostrado ser causas de la disminución de área de distribución de las especies,

ocurriendo incluso en sitios donde existe hábitat primario disponible (Marín Togo *et al.* 2012), como se observó en el loro cabeza amarilla en la costa de Michoacán (Monterrubio-Rico *et al.* 2010). Una situación similar se ha observado para *Ara militaris* en la costa Michoacana (Monterrubio Rico *et al.* 2011) y para *Amazona finschi* en amplias áreas de la planicie costera de Guerrero (Marín-Togo *et al.* 2012).

El establecimiento de Áreas Naturales Protegidas (ANP) debe ser una estrategia efectiva para la conservación de Psitácidos y de la biodiversidad en general, siempre y cuando mantenga poblaciones viables dentro de sus distribuciones originales en la mejor calidad de hábitat posible (Lanning 2000, Snyder *et al.* 2000), preservando además comunidades ecológicas al ser sus sitios de anidación excelentes indicadores de calidad de hábitat (Hierl *et al.* 2008). Sin embargo aunque a nivel internacional se ha establecido como mínimo necesario el 10% de protección de una región o un país para la conservación de la biodiversidad (Rodrigues *et al.* 2004), para el caso de los Psitácidos mexicanos la disponibilidad de superficie protegida es menor al 10% de la distribución hipotética para más de la mitad de especies (Ríos-Muñoz y Navarro-Sigüenza 2009). A nivel regional, el escenario es más delicado: menos del 3% protegido en la distribución de seis de nueve especies distribuidas en la vertiente del Pacífico (Marín-Togo *et al.* 2012), incluyendo al loro *Amazona oratrix* con sólo el 2% de su distribución confirmada como protegida a pesar de estar considerada como especie en peligro de extinción (Monterrubio-Rico *et al.* 2010, Marín-Togo *et al.* 2012). Sólo las especies con distribución restringida a la costa de Chiapas (*Amazona auropalliata*, *Aratinga strenua*, *Brotogeris jugularis*) disponen de alrededor del 10% de su distribución confirmada en ANP (Marín-Togo *et al.* 2012).

Por otra parte, la ubicación de las ANP's en el país, y en particular en el Pacífico, muestran que las áreas y las poblaciones que albergan pudieran presentar una condición de aislamiento relativo entre las distintas áreas protegidas (Mas y Pérez-Vega 2005). Por ejemplo, en el Pacífico existe una distancia de 500 km entre la Meseta de Cacaxtla en Sinaloa y La Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala en Jalisco, dejando un vacío sin protección oficial para cinco especies con distribución en la región (*Aratinga canicularis*, *Forpus cyanopygius*, *Amazona albifrons*, *Ara militaris* y *Amazona finschi*). Otro ejemplo similar es el observado entre La Sierra de Manantlán en Jalisco-Colima y El Veladero en Guerrero, donde se distribuyen *Aratinga canicularis*, *Amazona albifrons*, *Ara militaris* y *Amazona finschi*. Hacia el sur existen distancias de 250 km entre las ANP's El Veladero, y Lagunas de Chacahua en Oaxaca, y entre Huatulco en Oaxaca y La Sepultura en Chiapas. En el escenario actual de elevada tasa de deforestación y cambio de uso de suelo en el Pacífico, y ante los cambios en la vegetación esperados por el cambio climático, es indispensable y recomendable, evitar el aislamiento de las ANP's, y mantener la mayor cantidad de áreas protegidas conectadas mediante sitios complementarios de conservación contiguos, o cercanos que permitan a las especies la movilidad necesaria a lo largo de gradientes ambientales (Peterson 2003, Thomas *et al.* 2004, Sáenz-Romero *et al.* 2010, Tercek *et al.* 2012).

La enorme distancia existente entre las áreas protegidas disponibles en el Pacífico, se debe en parte a la falta de aplicación de métodos sistemáticos en la planificación, selección y establecimiento de sitios prioritarios para conservar, que ha resultado en una ubicación, cobertura y representatividad biológica insuficiente (Illoldi-Rangel *et al.* 2008), a pesar de que en México existen ejercicios previos de identificación de áreas de

importancia para conservar como las Regiones Terrestres Prioritarias (RTP) y Áreas de Importancia para la Conservación de las Aves (AICAS), ambos procesos basados en el conocimiento de expertos sobre distribución de la Biodiversidad Nacional (Arriaga *et al.* 2000 y CONABIO 2010).

Bajo estas condiciones, la sobrevivencia de las especies de loros amenazados y endémicos no está garantizada a largo plazo por la cobertura actual y el nivel de aislamiento que progresivamente las ANP's están sufriendo, como resultado del cambio de uso de suelo (Marín-Togo *et al.* 2012).

Ante la problemática descrita, es indispensable ampliar la cobertura y disponibilidad de áreas protegidas en sitios considerados remanentes de hábitat, estableciéndose reservas donde se desarrollen acciones de reforestación y restauración con especies de importancia ecológica para la anidación y alimentación de las especies (Ortega-Rodríguez y Monterrubio-Rico 2008). Sobre todo, es estratégico mantener la mayor área posible de hábitat primario fuera de las áreas protegidas, que faciliten la movilidad, dispersión y el flujo genético, reduciendo así el riesgo de extinción de las especies (Williams 1998, Dzialak *et al.* 2005, Saura y Pascual-Hortal 2007).

En la actualidad, atender la problemática del aislamiento de ANP's existentes ante la fragmentación del paisaje, ha requerido implementar dos enfoques complementarios: a) la priorización de áreas para conservar, seleccionándose las áreas cuidadosamente con base en datos de biodiversidad (Sarkar *et al.* 2002), y b) el análisis de conectividad de hábitat a través de corredores (CONABIO 2012). Ambos enfoques se respaldan en el uso de algoritmos, ya que consideran criterios de optimización, hacen evaluaciones a corto plazo,

y permiten la planificación para la conservación (Bojórquez *et al.* 1995). Los algoritmos de priorización son útiles para ubicar recursos y procesos naturales claves a diferentes escalas espaciales, y desde diferentes perspectivas como la importancia económica y social. Son particularmente útiles para identificar vacíos y como auxiliares en el diseño y gestión de estrategias de conservación, permitiendo considerar fenómenos de naturaleza global, como movimientos migratorios de especies, y coadyuvando a planificar la toma de decisiones de acuerdo a las necesidades de conservación y restauración de los hábitats para especies prioritarias (Sarkar *et al.* 2002, Mahan *et al.* 2009, Holzmüller 2011).

Para desarrollar adecuadamente ejercicios de priorización, complementariedad y conectividad, es indispensable incluir criterios de arreglo espacial, cantidad de especies protegidas, presencia de endemismos y/o especies amenazadas, procesos evolutivos y ecológicos, así como costos y beneficios económicos de la conservación (Bojórquez *et al.* 1995, Pressey *et al.* 1996, Ceballos *et al.* 1998, Svancara *et al.* 2005, Loyola *et al.* 2009).

El uso de algoritmos permite mostrar la representatividad biológica actual de las ANP's existentes (de Pous *et al.* 2011), y generar una propuesta de áreas considerando múltiples criterios. Un ejemplo reciente de priorización es la identificación de sitios importantes para la conservación de mamíferos terrestres en Oaxaca, México, en el que se mostró la poca representatividad de mamíferos en las tres áreas protegidas de la entidad (Iloldi-Rangel *et al.* 2008).

Con respecto a la conectividad, la identificación y delimitación de corredores a gran escala son lo ideal, ya que si facilitan el desplazamiento de poblaciones de fauna de talla grande, también beneficiarán a especies de menor tamaño. Un ejemplo es la propuesta de

planeación de la conservación mediante una red de corredores a partir de datos de la distribución del jaguar en el continente, basado en conocimiento científico sobre movilidad y requerimientos de hábitat de la especie (Rabinowitz y Zeller 2010). Estos corredores pueden variar en sus dimensiones, desde áreas estrechas a lo largo del cauce de ríos, o bordes de carreteras, hasta grandes extensiones de vegetación natural, que sean compatibles entre actividades sustentables y permitan el establecimiento de poblaciones silvestres, como es el ejemplo del Corredor Biológico Mesoamericano que incluye a países centroamericanos y México (CONABIO 2012).

El presente trabajo está enfocado en la evaluación del escenario de conservación de nueve especies de Psitácidos distribuidas en la vertiente del Pacífico Mexicano, mediante la identificación de sitios prioritarios para conservar, analizando su complementariedad con la red federal de áreas naturales protegidas actuales y que disponen de planes de manejo, considerando su distribución confirmada. Se pretende además, evaluar el nivel de conectividad entre los sitios prioritarios propuestos y las áreas protegidas, mediante un modelo de disponibilidad de hábitat primario, corredores primarios y corredores secundarios con base en la vegetación remanente.

MÉTODOS

Priorización de sitios

Se utilizó el programa ResNet 1.2 para seleccionar los sitios prioritarios, ya que es un programa que tiene como propósito seleccionar sitios con base en su contenido de rareza

de las especies en estudio, y en la complementariedad de los sitios seleccionados como prioritarios para conservar, con los sitios protegidos preexistentes.

ResNet es un programa heurístico (programas usados cuando no existe una solución óptima a un problema determinado, bajo un conjunto de reglas o restricciones determinadas que dan resultados robustos), el cual se basa en la selección iterativa de celdas o sitios ordenados con base en su contenido de rareza, aplicando como condiciones de selección las siguientes: a) que los sitios seleccionados sean adyacentes o complementarios con los sitios previamente indicados como protegidos, b) que los sitios seleccionados no formen parte de los sitios previamente indicados como excluidos permanentemente, por contar con condiciones específicas que hacen imposible su protección (por ejemplo, las celdas con uso del suelo urbano), c) que la suma de la superficie de los sitios seleccionados no exceda el área indicada, y d) que la suma del costo de conservación no exceda el costo determinado (las áreas con menor presión de actividades económicas tienen un menor costo de conservación), (Garson *et al.* 2007).

El área de estudio se dividió en 8,427 celdas usando las microcuencas elaboradas por SAGARPA y FIRCO (2005); en cada una se identificó la presencia o ausencia de cada una de las nueve especies de Psitácidos en estudio, teniendo como base 924 coordenadas obtenidas en campo durante el período 2001 – 2010 (Marín-Togo *et al.* 2012). Se consideró el principio de rareza de las especies, la adyacencia a sitios ya protegidos, y la exclusión del análisis de aquellas microcuencas con coberturas de suelo de uso urbano, agrícola y/o cuerpos de agua (Garson *et al.* 2007, Ramírez-Bastida *et al.* 2008, Illoldi-Rangel *et al.* 2008); se consideró que la superficie de las microcuencas o sitios seleccionados sumaran como máximo el 15% de la superficie del área de estudio (Martín-

Togo *et al.* 2012), y que el costo de las microcuencas seleccionadas no fuera mayor al 15% de la sumatoria del costo del total de microcuencas en el área de estudio

Se recurrió al análisis de decisión espacial multicriterio para determinar el costo de conservación para cada microcuenca, ya que es un método robusto y repetible que permite incluir criterios biológicos, físicos y sociales (Sarkar *et al.* 2009). Permite además la incorporación del conocimiento experto en la selección y ponderación de criterios heterogéneos, de acuerdo a la importancia relativa que representa cada uno para alcanzar una meta en particular (Ascough-II *et al.* 2010, Ferretti y Pomarico 2012).

La primera etapa del análisis multicriterio consistió en la selección de criterios (variables) en formato cartográfico raster de naturaleza continua (elevación, pendiente y distancia a carreteras), y naturaleza categórica (cobertura del suelo y cantidad de poblados); también se seleccionó un mapa binario que indicó los lugares no aptos para conservar (cobertura urbana, agrícola, sin vegetación y cuerpos de agua). Todos los criterios tuvieron una resolución aproximada de 1km² por pixel.

La segunda etapa, consistió en definir la aptitud de cada criterio con respecto al costo de conservación, para lo cual se consideraron los requerimientos óptimos de las especies en cada criterio (Cuadro 1). Debido a que los criterios utilizados son de naturaleza distinta, fue necesario homogeneizarlos para que pudieran ser utilizados en conjunto y bajo las mismas unidades de medida. Para ello se utilizó el módulo FUZZY del programa “Idrisi 16 - Taiga Edition”, el cual permite estandarizar las categorías y números reales en una escala de 0 a 255 bytes, a través de la generación de conjuntos difusos o *fuzzy sets*, con base en funciones de pertenencia a conjuntos difusos o *Fuzzy set membership functions*,

mediante los cuales los límites establecidos en los criterios originales se convierten en límites transicionales, donde la pertenencia no es determinante, sino gradual (Cuadro 1).

Cuadro 1. Requerimientos óptimos de las especies y aplicación de funciones de pertenencia para determinar la aptitud de cada criterio respecto al costo de conservación.

| Especie | Funciones de pertenencia a de conjuntos difusos o <i>Fuzzy set membership functions</i> | | |
|--|--|--|---|
| | Cobertura del suelo | Elevación (msnm) | Pendiente |
| <i>Ara militaris</i> | Selva baja caducifolia y selva mediana subcaducifolia | Decreciente monotónica. Intervalo de 0 a 1500msn, en valores mayores, la presencia tiende a disminuir. | J-shaped simétrica. Las zonas de anidamiento se consideran óptimas a partir de los 22° e ideal en valores mayores a 36° |
| <i>Amazona auropalliata</i> <i>Brotogeris jugularis</i> <i>Aratinga strenua</i> | Selva baja caducifolia, Selva mediana, Manglar, Vegetación de galería | Simétrica lineal. Desde el nivel del mar con mayor presencia entre los 600 y 1000 msnm, en valores mayores tiende a disminuir | Simétrica lineal. A mayor valor de la pendiente, mayor aptitud para conservar. |
| <i>Amazona finschi</i> , <i>Amazona oratrix</i> <i>Amazona albifrons</i> | Selva baja caducifolia, Selva mediana, Vegetación de galería, Pantanos, Palmar, Bosque de encino | Simétrica lineal. Desde el nivel del mar con mayor presencia entre los 600 y 1000 msnm, en valores mayores tiende a disminuir | Simétrica lineal. Se considera valor óptimo de sitios de anidación entre los 6 y 22.5° o valores mayores |
| <i>Aratinga canicularis</i> <i>Forpus cyanopigys</i> | Selva baja caducifolia Vegetación de galería Selva mediana Pantanos Bosque de encino | Simétrica lineal. Desde el nivel del mar con mayor presencia entre los 1000 y 2000 msnm, en valores mayores tiende a disminuir | Simétrica lineal. A mayor valor de la pendiente, mayor aptitud para conservar. |
| Criterio distancia a carreteras: se considera simétrica lineal. A mayor distancia a carreteras, mayor aptitud para conservar, contemplando distancias mayores a 5 km con mejores condiciones. | | | |
| Criterio Cantidad de localidades: se considera para todas las especies lineal monotónica decreciente. A menor cantidad de localidades, mayor aptitud para conservar. | | | |

Fuentes: Renton 2005, Macías-Caballero *et al.* 2005, Monterrubio-Rico *et al.* 2005, Howell y Webb 1995, Téllez García 2008, Ortega Rodríguez y Monterrubio Rico 2008.

Una vez estandarizados los criterios, y definida su aptitud respecto al costo de conservación, se utilizó un proceso analítico jerárquico (*Analytical Hierarchy Process*, o AHP por sus siglas en inglés), para establecer la importancia de cada criterio respecto al costo de conservación, asignando un valor de peso (*weight*) para cada criterio. El AHP evalúa la inconsistencia de los expertos al emitir juicios comparativos y determinar que tanto se alejan estos de una comparación generada al azar.

En el primer paso del AHP, se jerarquizaron los criterios asignándoles un valor de importancia relativa a cada uno respecto a los otros criterios, en relación al costo de conservación, con base en conocimiento experto y en una escala llamada de importancia relativa de nueve puntos (Cuadro 2).

Cuadro 2. Escala de importancia relativa.

| Intensidad de importancia | Definición | Explicación |
|------------------------------------|---|--|
| 1 | Igual importancia | Dos criterios contribuyen igualmente al objetivo |
| 3 | Importancia moderada | La experiencia y el juicio están moderadamente a favor de una actividad sobre otra |
| 5 | Importancia fuerte | La experiencia y el juicio están fuertemente a favor de una actividad sobre otra |
| 7 | Importancia muy fuerte | Una actividad está muy fuertemente favorecida y su dominio ha sido demostrado en la práctica |
| 9 | Importancia extrema | Es máxima la importancia de una actividad sobre otra |
| 2,4,6,8 | Valores intermedios entre los dos juicios contiguos | Cuando un término medio es necesario |
| Recíproco de los números de arriba | Si al elemento i le fue asignado alguno de los números de arriba, al compararse con el elemento j , entonces j tiene el valor recíproco cuando se compara con el elemento i . | |

Fuente: Sánchez-Guerrero 2003.

Como segundo paso del AHP, los valores de jerarquización asignados, se integraron en una matriz de comparación por pares (Cuadro 3). Como tercer paso, los valores de la matriz de comparación por pares se introdujeron al programa “Advanced Decision Support Software Expert Choice Pro 9.5”, para calcular un eigenvalor para cada criterio y el índice de consistencia en la asignación de los valores de importancia para cada criterio.

Los eigenvalores obtenidos para cada criterio fueron: Cobertura del suelo 0.467, elevación 0.086, pendiente 0.052, distancia a carreteras y cantidad de localidades 0.212. El valor de inconsistencia fue de 0.07, el cual es considerado como aceptable, ya que valores superiores a 0.1 deben considerar una reevaluación en la asignación de juicios y valores a los criterios (Eastman 2009).

Cuadro 3. Matriz de comparación por pares.

| Criterios | Cobertura | Elevación | Pendiente | Distancia a carreteras | Cantidad de localidades |
|-------------------------|-----------|-----------|-----------|------------------------|-------------------------|
| Cobertura | 1 | 4 | 5 | 3 | 3 |
| Elevación | 1/4 | 1 | 3 | 4 | 4 |
| Pendiente | 1/5 | 1/3 | 1 | 4 | 4 |
| Distancia a carreteras | 1/3 | 1/4 | 1/4 | 1 | 1 |
| Cantidad de localidades | 1/3 | 1/4 | 1/4 | 1 | 1 |

Por último, se utilizó el módulo MCD (Multi-Criteria Evaluation) del programa del “Idrisi 16 - Taiga Edition” para obtener un mapa de costo de conservación para cada grupo de

especies. Se consideró una combinación lineal ponderada (WLC), que es un procedimiento en la evaluación multicriterio, donde se multiplica cada mapa por el eigenvalor y suma los resultados, para generar un mapa de aptitud continua y donde se consideraron también los mapas de restricciones booleanas, que especifican las áreas no aptas para conservar.

El resultado fueron cuatro mapas de costo de conservación (uno por cada grupo de especies), con valores de 0 a 255, siendo en la escala el valor más alto el de mayor aptitud para conservar, o bien, el que presenta un menor costo de conservación. Para hacer congruentes los valores de menor costo de conservación, con los de menor valor numérico se hicieron dos operaciones. Primero, se restó a todo el mapa el valor de 255, posteriormente el resultado se transformó a números enteros al multiplicarlos por menos uno. Posteriormente se calculó el valor promedio de conservación de los cuatro mapas para cada pixel, en el programa ArcMap 9.3, usando la herramienta “Spatial analyst/cell statistics”, mismo que sirvió para determinar el valor de costo promedio para cada microcuencia, y asignarlo a un centroide correspondiente (dato requerido en la base de datos para ejecutar el programa Res-Net).

Cobertura del suelo y ubicación de sitios prioritarios

Se determinó la cobertura de uso del suelo de cada sitio prioritario usando el inventario forestal nacional (SEMARNAP-UNAM 2000), generalizado a cinco categorías: vegetación primaria, vegetación secundaria, asentamientos humanos, cuerpos de agua y áreas sin vegetación aparente. También se describió su ubicación respecto a las zonas de presencia y de extirpación local de las especies de acuerdo a los mapas obtenidos por Marín-Togo *et al.* (2012).

Complementariedad de sitios prioritarios con la red actual ANP

Se utilizaron los modelos de distribución y su coincidencia con los sitios identificados como prioritarios, y las ANP's que disponían al año 2012 de planes de manejo vigentes (Marín-Togo *et al.* 2012). Se estimó la superficie que beneficia a cada especie y se consideró como complemento a la superficie protegida existente en las ANP's, estimándose el incremento potencial en disponibilidad de superficie protegida para cada especie. También se analizó la coincidencia entre sitios prioritarios identificados y las ANP's que no cuentan con plan de manejo, para evaluar la congruencia entre el ejercicio de priorización, y las áreas en proceso de consolidación como áreas protegidas incluyendo las distintas modalidades.

Conectividad de áreas prioritarias y continuidad de hábitat

Usamos el módulo "Habitat Assessment Panel (Idrisi 16- The Taiga Edition), para delimitar rutas potenciales de corredores, ya que evalúa el estado del hábitat de las especies con base en cinco categorías de aptitud (áreas de hábitat primario, hábitat secundario, corredores primarios, corredores secundarios y sin relevancia). Los parámetros y criterios usados en la definición de cada categoría se basaron en información de requerimientos de hábitat y características de las especies (Eastman 2009), tanto para los sitios de anidación como los sitios con las mayores abundancias de las especies que se han reportado en la literatura científica, considerando capacidades de desplazamiento, sensibilidad a las actividades humanas, y la capacidad de cruzar áreas discontinuas de hábitat primario, de acuerdo a múltiples fuentes publicadas (Cuadro 4) (Escalante 1988, Villaseñor-Gómez 1988, Binford 1989, Forshaw 1989, Arizmendi *et al.* 1990, Navarro 1992, Escalante *et al.*

1993, Villaseñor-Gómez y Villaseñor-Gómez 1994, Hernández-Baños *et al.*1995, Howell y Webb 1995, Stotz *et al.*1996, Russell y Monson 1998, Renton y Salinas-Melgoza 1999, Howell 1999, Monterubio-Rico *et al.* 2007, Monterrubio-Rico *et al.* 2010, Marín-Togo *et al.* 2012).

Para elaborar el modelo de corredores potenciales para conectividad, se usó información del porcentaje de vegetación boscosa contenida en cada pixel de 0.0045 grados decimales en formato raster, que equivalen a aproximadamente 450 metros por lado, perteneciente al conjunto de imágenes conocido como “MODIS Vegetation Continuous Fields” (DiMiceli *et al.* 2011). Con respecto a la habilidad y capacidad de vuelo a largas distancias y cruce de fragmentos de bosque, se consideró una distancia máxima de cruce de 10 km entre parches de vegetación, distancia considerada como factible incluso para las especies de menor tamaño, con base en las observaciones de campo y respaldando la información de las distancias de movimientos de entre 8.9 km registrados para crías de *Amazona finshi* (Salinas-Melgoza y Renton 2007), y la distancia máxima registrada para el género *Ara* en México de 21 km (Carreón-Arroyo 2006). Se cuantificaron los fragmentos de hábitat primario que facilitan el desplazamiento de las especies, y se midió la distancia entre áreas de las distintas categorías (corredores primarios, secundarios), sitios prioritarios, hábitat primario disponible, y ANP’s, mediante la sobreposición y coincidencia con el programa ArcGis 9.3.

Cuadro 4. Parámetros utilizados en el ejercicio de conectividad de hábitat.

| Categoría | Características |
|--|--|
| Hábitat primario: reúne requerimientos en términos de sitios de anidación y a alimento. | Área mínima de 50 km ² , \geq de 80% de hábitat primario*, sin discontinuidad al interior, distancia mínima de 10 km. a otro segmento de hábitat primario, y a más de 500 metros de un asentamiento humano. |
| Hábitat secundario: Vegetación apropiada, pero carecen de la dimensión del área mínima establecida; proveen alimento y son seguras para percha y movilidad hacia otras áreas con hábitat primario. | Área de 40 a \leq 50 km ² , 65% de hábitat primario, separación entre parches máxima de 10 km y distancia mínima de 250 m a asentamientos humanos. |
| Corredores primarios: Áreas que pueden habitarse además de usarse como puentes entre sitios prioritarios y ANP existentes. | Por lo menos con 250 m de amplitud, y 50% de hábitat primario. |
| Corredores secundarios: Áreas que pueden ser atravesadas pero con mayor riesgo. | Por lo menos con 200 metros de amplitud y al menos 25% de hábitat primario. |
| No apta: sin condiciones para ser hábitat o corredor. | Coberturas agrícolas, urbanas, cuerpos de agua, o suelos expuestos. |

RESULTADOS

Incremento de superficie protegida al considerar los sitios prioritarios identificados

En el proceso se identificaron y seleccionaron 87 microcuencas, agrupadas por vecindad en 33 sitios prioritarios que cubren una superficie de 9,163 km² (5.2% del área de estudio); estos sitios tienen superficies que van desde 52 a 3,379 km². Para distinguir cada uno, se les asignó el nombre del o los municipios al que pertenecen. El conjunto de sitios prioritarios identificados de ser oficialmente incluidos en esquemas de conservación, incrementaría el porcentaje de disponibilidad de superficie protegida a 16,596 km² (9.5% del área de estudio) de una superficie original de 7,433 km² protegidos (4.3% del área de

estudio). La propuesta reduce además las distancias que separan a las poblaciones existentes de las distintas ANP's, al presentar una separación máxima de 300 km, entre los sitios prioritarios Concordia en Sinaloa y Bahía de Banderas – Compostela, en los límites de Nayarit y Jalisco.

El 36.9% (3,379.5 km²) de la superficie ocupada por los sitios prioritarios se concentra en el sitio prioritario Istmo, en los estados de Oaxaca y Chiapas. Michoacán, es el segundo estado con mayor representación en la priorización al reunir 10 sitios que suman una superficie de 1,544.6 km² (16.9% del total de la superficie priorizada). Guerrero es el estado con menor superficie de sitios prioritarios, al sumar 253.5 km² en dos polígonos (2.8% de las áreas priorizadas).

Las especies con mayor incremento porcentual en superficie protegida en base a los resultados fueron las especies con presencia restringida a la costa de Chiapas: *Brotogeris jugularis* la cual pasa de 8.2% de su distribución confirmada en ANP's, a 43.8% de su distribución, si se protege la superficie propuesta en sitios prioritarios. El loro nuca amarilla (*Amazona auropalliata*) incrementaría su superficie protegida actual del 12.3% a 47.7%, complementando con los sitios prioritarios. Por el contrario, *Forpus cyanopygius* fue la especie para la que se identificó la menor superficie en sitios prioritarios, sólo se incrementó del 1.9% de su distribución protegida actual, a 4.9% adicionando la superficie de los sitios prioritarios identificados (Fig. 1, Cuadro 5, Apéndice I).

En el ejercicio de priorización, cinco sitios prioritarios coinciden con ANP's que no fueron consideradas en el análisis por no disponer de planes de manejo. Estas ANP's son el área de protección de los recursos naturales Sierra Vallejo Ameca (Nayarit), que abarca

áreas de distribución de *Ara militaris*, *Amazona finschi*, *Amazona albifrons*, *Aratinga canicularis* y *Forpus cyanopygus*; la Reserva de la Biosfera Zicuirán – Infiernillo (Michoacán), con *Ara militaris*, *Amazona finschi*, *Amazona albifrons*, *Amazona oratrix* y *Aratinga canicularis*; y Las Ánimas (Oaxaca) que tiene la presencia de *Amazona oratrix*, *Aratinga canicularis* y con aparente extirpación local de *Amazona finschi* (Fig. 2, 3, 4 y 5).

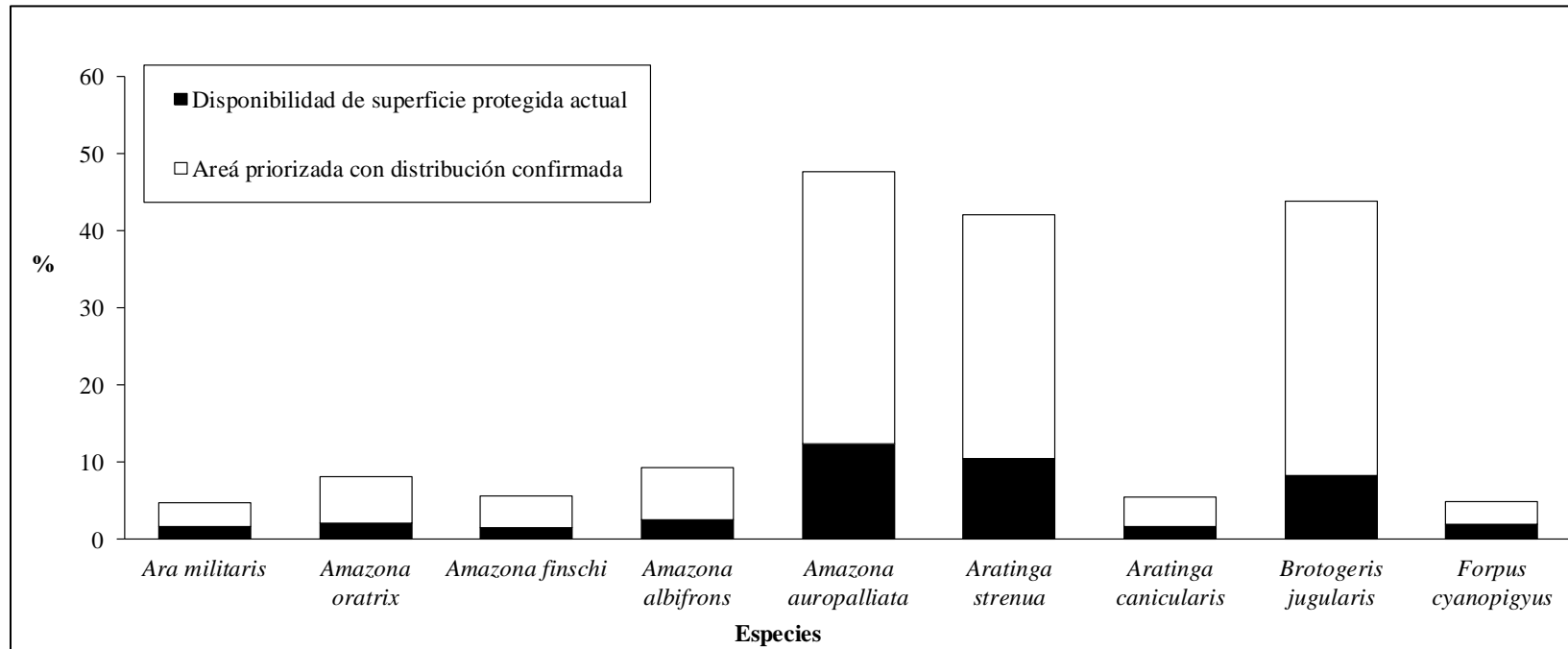


Figura 1. Porcentaje de superficie protegida que tendría cada especie al considerar la adición de sitios prioritarios a la superficie protegida actual.

Cuadro 5. Incremento en área protegida considerando los sitios prioritarios identificados.

| Especie | Distribución protegida actual (%) | Superficie priorizada en distribución confirmada | | Incremento porcentual con áreas prioritarias |
|-----------------------------|-----------------------------------|--|------------|--|
| | | Km ² | Porcentaje | |
| <i>Ara militaris</i> | 1.6 | 2,097 | 3.1 | 4.7 |
| <i>Amazona oratrix</i> | 2.1 | 1,120 | 5.9 | 8.0 |
| <i>Amazona finschi</i> | 1.5 | 2,396 | 4.1 | 5.6 |
| <i>Amazona albifrons</i> | 2.5 | 5,182 | 6.8 | 9.3 |
| <i>Amazona auropalliata</i> | 12.3 | 2,492 | 35.4 | 47.7 |
| <i>Aratinga strenua</i> | 10.5 | 2,135 | 31.6 | 42.1 |
| <i>Aratinga canicularis</i> | 1.6 | 5,421 | 3.9 | 5.5 |
| <i>Forpus cyanopygus</i> | 1.9 | 1,278 | 3.1 | 4.9 |
| <i>Brotogeris jugularis</i> | 8.2 | 1,868 | 35.6 | 43.8 |

Sitios priorizados en áreas con extirpación local

Existen pocas áreas donde se observan contradicciones, ya que forman parte de los sitios prioritarios para conservar, y a la vez representan área de extirpación local de alguna especie. *Brotogeris jugularis* es la especie cuya representación en sitios prioritarios tuvo la mayor contradicción con áreas donde se registra pérdida de su distribución, ya que cuenta con 227.1 km² de sitios prioritarios, en áreas donde actualmente no se distribuye la especie (Cuadro 6. Apéndice I).

Cuadro 6. Superficies de contradicción entre sitios prioritarios y pérdida de distribución de las especies.

| Especie | Área de posible extirpación local | Extensión priorizada en áreas de posible extirpación local | |
|-----------------------------|-----------------------------------|--|-----|
| | | km ² | % |
| <i>Ara militaris</i> | 12,306 | 436 | 3.5 |
| <i>Amazona oratrix</i> | 71,513 | 1572 | 2.2 |
| <i>Amazona finschi</i> | 154,368 | 61.7 | 0.0 |
| <i>Amazona albifrons</i> | 12,919 | 100.5 | 0.8 |
| <i>Amazona auropalliata</i> | 1,387 | 2.9 | 0.2 |
| <i>Aratinga strenua</i> | 5,960 | 202.6 | 3.4 |
| <i>Aratinga canicularis</i> | 0 | 0 | 0.0 |
| <i>Brotogeris jugularis</i> | 3,403 | 227.1 | 6.7 |
| <i>Forpus cyanopygius</i> | 66,457 | 13.5 | 0.0 |

Vegetación en el interior de sitios prioritarios

El conjunto de los 33 sitios prioritarios presenta un 62% vegetación primaria, 34.9% de vegetación secundaria, y 3% de otros tipos de cobertura. Destacan los sitios prioritarios

Lázaro Cárdenas – Arteaga IV (Michoacán), Santo Domingo Petapa (Oaxaca) y Concordia (Sinaloa), por disponer alrededor del 95% de su superficie con vegetación primaria y albergar *Ara militaris*, *Amazona oratrix*, *Amazona finschi*, *Amazona albifrons*, *Aratinga canicularis* y *Forpus cyanopygius*. Por el contrario, existen sitios prioritarios en la costa de Chiapas en Mazatán y Huixtla, que albergan *Amazona auropalliata*, *Aratinga canicularis*, *Aratinga strenua*, *Brotogeris jugularis*, que sólo disponen del 1.7 y 2.1% de su superficie con vegetación primaria (Cuadro 7, Apéndice I).

Los sitios prioritarios que coinciden con algún área de posible extirpación local, presentan vegetación primaria en más de la mitad de su superficie. El sitio denominado Istmo es el que presenta el menor valor con 55.3% de su superficie con vegetación primaria, mientras que el sitio Concordia está cubierto en el 98.7% de su superficie con vegetación primaria (Apéndice I).

Cuadro 7. Vegetación (%) en superficie priorizada por especie.

| Especie | Áreas de presencia confirmada | | Áreas de extirpación | |
|-----------------------------|-------------------------------|-----------------------|----------------------|-----------------------|
| | Vegetación primaria | Vegetación secundaria | Vegetación primaria | Vegetación secundaria |
| | % | | | |
| <i>Ara militaris</i> | 76.1 | 23.9 | 76.6 | 23.4 |
| <i>Amazona oratrix</i> | 74.4 | 25.6 | 55.4 | 44.6 |
| <i>Amazona finschi</i> | 76.3 | 23.7 | 93.2 | 6.8 |
| <i>Amazona albifrons</i> | 55.4 | 44.6 | 68.8 | 31.2 |
| <i>Amazona auropalliata</i> | 34.5 | 65.5 | 66.7 | 33.3 |
| <i>Aratinga strenua</i> | 28.8 | 71.2 | 71.9 | 28.1 |
| <i>Aratinga canicularis</i> | 57.3 | 42.7 | NA | NA |
| <i>Brotogeris jugularis</i> | 27.8 | 72.2 | 46.2 | 53.8 |
| <i>Forpus cyanopygius</i> | 76.7 | 23.3 | 93.3 | 6.7 |

Conectividad potencial entre sitios prioritarios y ANP's actuales

En el noroeste de la vertiente del Pacífico todavía puede mantenerse una continuidad natural entre las ANP's, corredores y los sitios identificados como prioritarios mediante hábitat primario y corredores primarios, con el 31.8% del área de estudio coincidente con el modelo de conectividad potencial. Desde el ANP's Sierra Álamos en el sur de Sonora, hasta la Reserva de la Biósfera Chamela-Cuixmala en Jalisco, existen fragmentos de hábitat primario de hasta 2,742 km² y de hábitat con características de corredor primario con hasta 7,866 km² (Fig. 1). Hacia el sur del estado de Jalisco y hasta el ANP El Veladero, disminuye la continuidad de los elementos de conectividad y el tamaño de parches de hábitat primario teniendo como superficie máxima 315 km². La categoría predominante son los corredores primarios, con áreas de hasta 1,655km². En esta zona se delimitó la mayor extensión en corredores secundarios, alternándose en el paisaje con hábitat primario, y corredores primarios. La extensión máxima de parches de corredores primarios alcanza 145 km², en la costa del estado de Michoacán (Fig. 2).

Hacia el sur de Guerrero y hasta el ANP Lagunas de Chacahua, se observa una predominante presencia de corredores primarios, en parches aislados de menos de 350 km² de superficie y, separados por distancias de hasta 20 km. (Figura 4). Hacia el sur del estado de Oaxaca y hasta la zona del Istmo de Tehuantepec los corredores primarios se presentan de manera continua y en parches de hasta 858 km² (Fig. 4).

En la zona del Istmo de Tehuantepec y Costa de Chiapas, la conectividad potencial se limita a una franja de 15 km en su parte más ancha, y cuenta con los dos sitios prioritarios de mayor tamaño (Istmo de 3,3379 km² y Tonalá – Pijijiapan de 147 km²).

Predomina el hábitat primario, aunque en parches de máximo 219 km². Al interior de los sitios prioritarios se encuentran parches de corredores secundarios cuya superficie oscila entre los 32 y 65 km² (Fig. 5).

Conectividad en áreas de distribución confirmada y de posible extirpación local

La conectividad potencial beneficia en mayor porcentaje a *Ara militaris*, al estar presente en el 46.9% dentro de su distribución confirmada, seguida por *Amazona finschi* con 38.7% de su distribución confirmada coincidente con el modelo de conectividad. La especie menos beneficiada es *Amazona auropalliata* con 9.4% de la superficie donde está confirmada su presencia.

Respecto a las áreas de posible extirpación local, el área donde no se reporta *Forpus cyanopygus* coincide en un 60.4% con el modelo de conectividad, mientras que el área de ausencia con menor conectividad es la que corresponde a *Amazona auropalliata* con el 2.6% de su superficie coincidente con la conectividad potencial (Cuadro 8).

Cuadro 8. Extensión para cada especie (km²) con respecto a superficie de coincidencia en distribución, conectividad potencial, y áreas de contradicción.

| Especie | Superficie de distribución | | Conectividad potencial | |
|------------------------|----------------------------|---------------------|------------------------|---------------------------|
| | Presencia | Posible extirpación | Presencia (%) | Área de contradicción (%) |
| <i>Ara militaris</i> | 66,831 | 12,306 | 31,360 (46.9) | 4,525 (36.8) |
| <i>A. oratrix</i> | 18,957 | 71,513 | 6,868 (36.2) | 9,597 (13.4) |
| <i>A. finschi</i> | 58,347 | 154,368 | 25,872 (44.3) | 7,776 (5.0) |
| <i>A. albifrons</i> | 76,557 | 12,919 | 25,894 (33.8) | 4,536 (35.1) |
| <i>A. auropalliata</i> | 8,420 | 1,387 | 661 (7.9) | 30 (2.2) |
| <i>A. strenua</i> | 6,750 | 5,960 | 757 (11.2) | 238 (4.0) |
| <i>A. canicularis</i> | 140,938 | 0 | 47,430 (33.7) | 0 (0.0) |
| <i>B. jugularis</i> | 5,247 | 3,403 | 836 (15.9) | 192 (5.6) |
| <i>F. cyanopigyus</i> | 108,250 | 66,457 | 17,837 (16.5) | 8,591 (12.9) |

Conectividad por especie

Los elementos de conectividad están representados tanto en áreas con distribución actual, como en áreas de posible extirpación local de las diferentes especies. *Amazona oratrix* presenta 16,465 km² de elementos del modelo de conectividad a lo largo de su distribución potencial, de los cuales sólo el 41.7% se ubican a lo largo de su distribución

confirmada y el 58.3% en áreas de posible extirpación local. En cambio, *Amazona auropalliata* es la especie con mayor representatividad de elementos de conectividad en su área de distribución potencial, en áreas de presencia confirmada con el 95.7% de los elementos de conectividad, en áreas de distribución actual de la especie (Cuadro 9).

Cuadro 9. Representación de los elementos de conectividad potencial, en áreas de distribución actual y en áreas de posible extirpación local de las diferentes especies.

| Especie | Superficie total de conectividad potencial en km ² (%) | | Hábitat primario en km ² (%) | | Corredores primarios en km ² (%) | | Corredores secundarios en km ² (%) | |
|------------------------|---|---------------------------|---|---------------------------|---|---------------------------|---|---------------------------|
| | Presencia | Posible extirpación local | Presencia | Posible extirpación local | Presencia | Posible extirpación local | Presencia | Posible extirpación local |
| <i>Ara militaris</i> | 31,360 (87.4) | 4,525 (12.6) | 7,670 (21.4) | 3,402 (9.5) | 22,554 (62.9) | 333 (0.9) | 1,136 (3.2) | 790 (2.2) |
| <i>A. oratrix</i> | 6,868 (41.7) | 9,597 (58.3) | 1,016 (6.2) | 6,623 (40.2) | 5,325 (32.3) | 406 (2.5) | 527 (3.2) | 2,568 (15.6) |
| <i>A. finschi</i> | 25,872 (76.9) | 7,776 (23.1) | 5,910 (17.6) | 5,834 (17.3) | 18,855 (56.0) | 441 (1.3) | 1,107 (3.3) | 1,501 (4.5) |
| <i>A. albifrons</i> | 25,894 (85.1) | 4,536 (14.9) | 4,165 (13.7) | 2,198 (7.2) | 20,254 (66.6) | 403 (1.3) | 1,475 (4.8) | 1,935 (6.4) |
| <i>A. auropalliata</i> | 661 (95.7) | 30 (4.3) | 247 (35.7) | 27 (3.9) | 232 (33.6) | 3 (0.4) | 182 (26.3) | 0 (0.0) |
| <i>A. strenua</i> | 757 (76.1) | 238 (23.9) | 341 (34.3) | 200 (20.1) | 343 (34.5) | 23 (2.3) | 73 (7.3) | 15 (1.5) |
| <i>A. canicularis</i> | 47,430 (100) | 0 (0) | 10,287 (21.7) | 0 | 35,049 (73.9) | 0 | 2,094 (4.4) | 0 |
| <i>B. jugularis</i> | 836 (81.3) | 192 (18.7) | 399 (38.8) | 153 (14.9) | 294 (28.6) | 21 (2.0) | 143 (13.9) | 18 (1.8) |
| <i>F. cyanopigyus</i> | 17,837 (67.5) | 8,591 (32.5) | 5,081 (19.2) | 5,637 (21.1) | 12,247 (46.3) | 575 (2.2) | 509 (1.9) | 2,379 (9.0) |

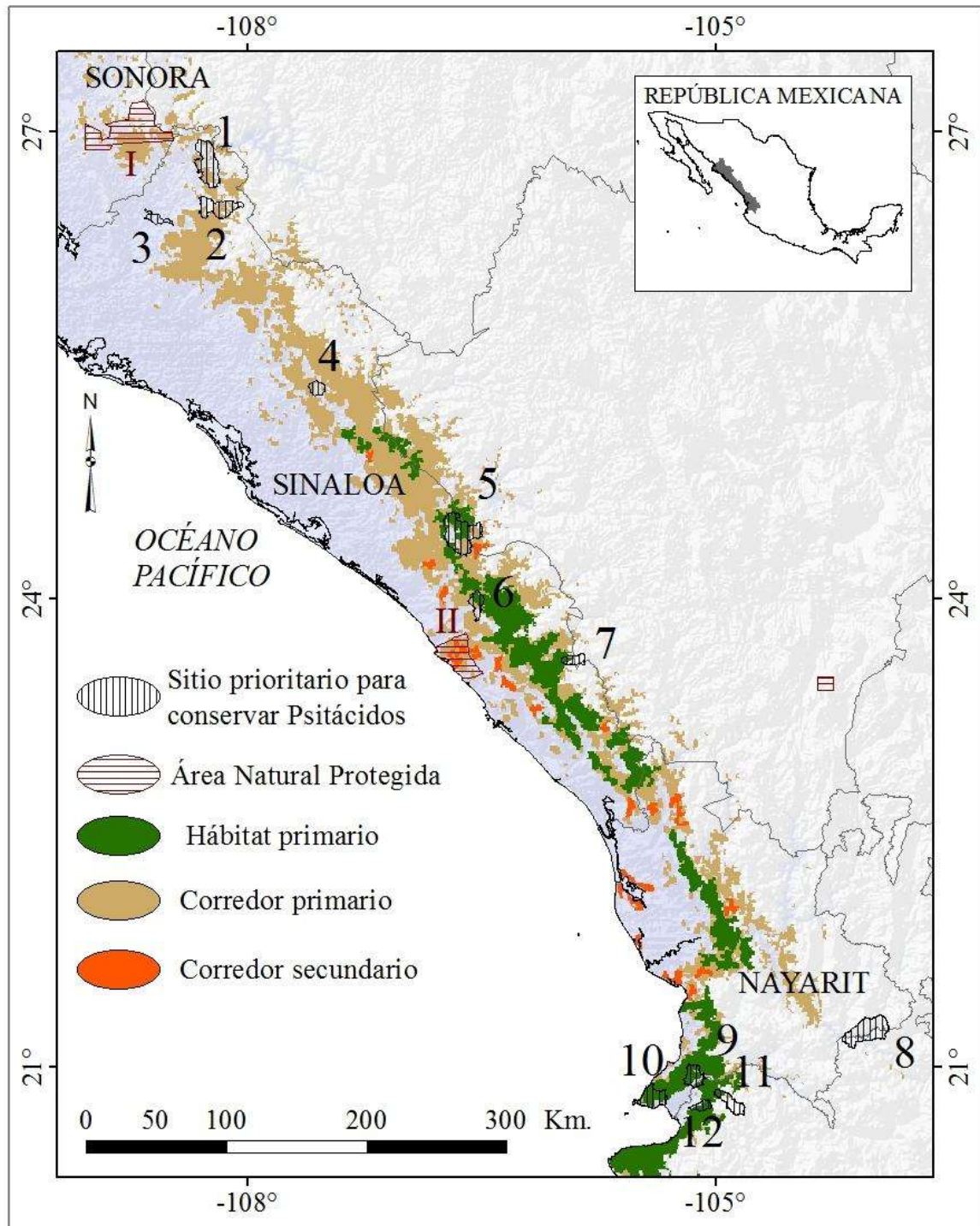


Figura 2. Conectividad, sitios prioritarios y ANP's de Sonora a Nayarit

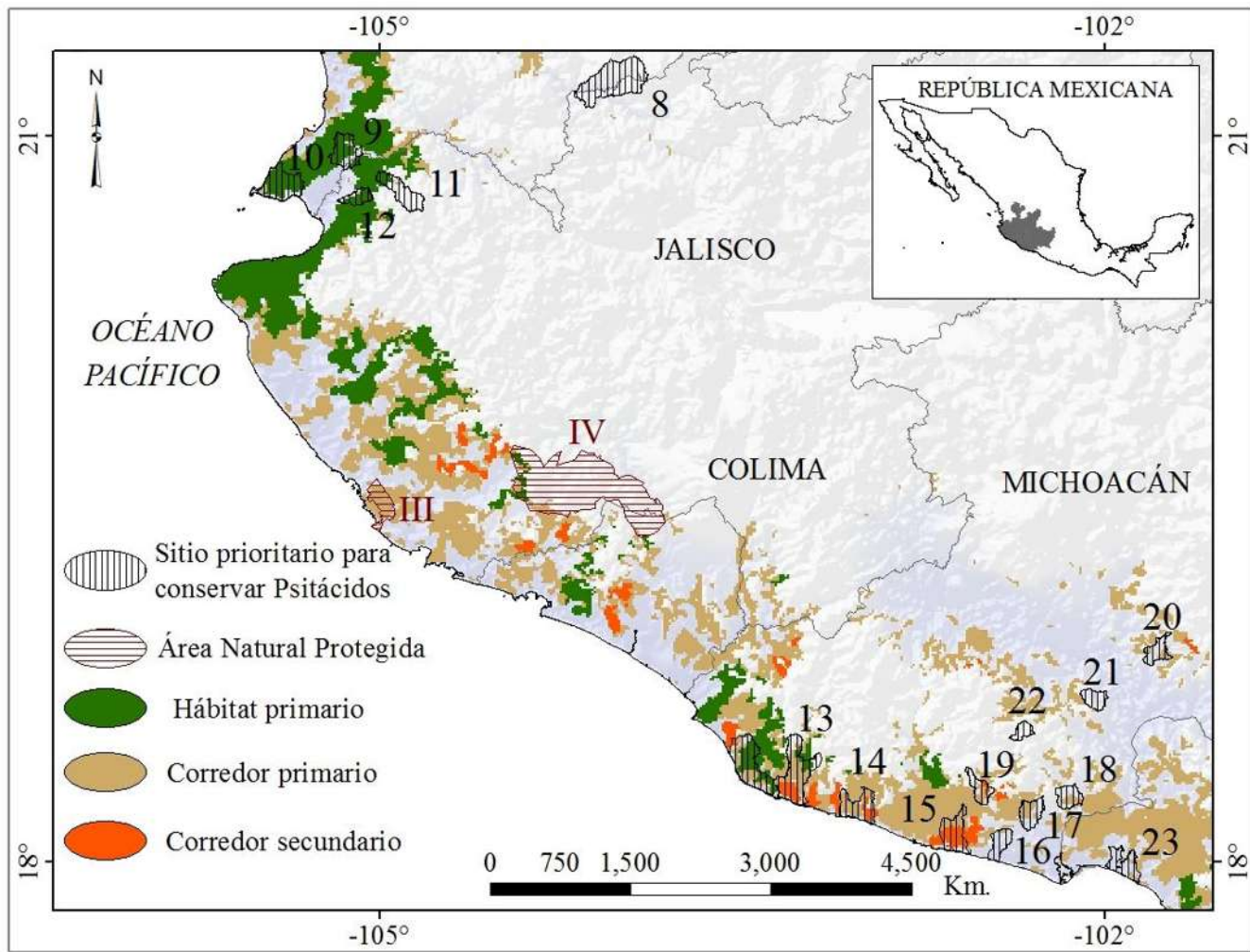


Figura 3. Conectividad, sitios prioritarios y ANP's de Jalisco a Michoacán.

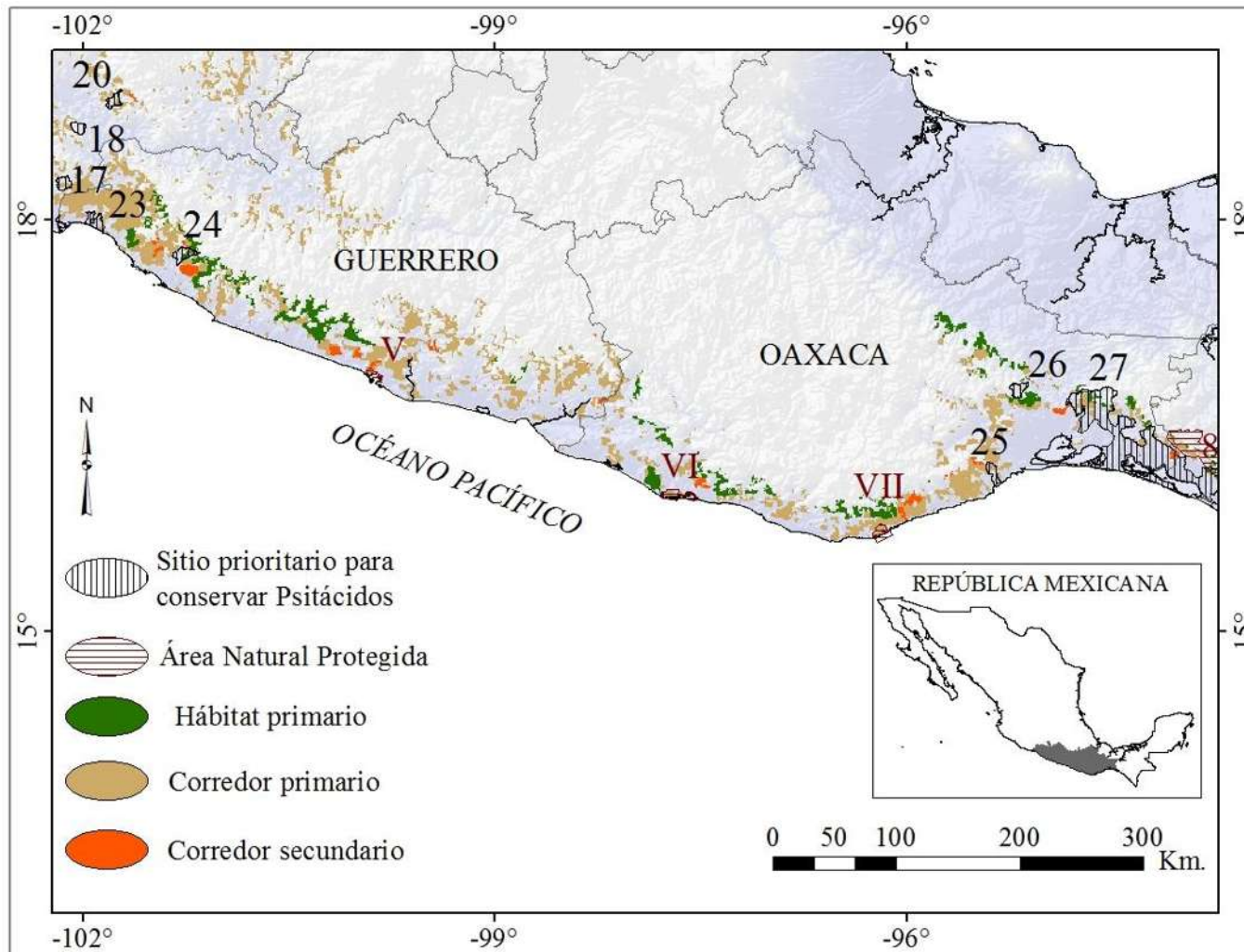


Figura 4. Conectividad, sitios prioritarios y ANP's de Guerrero a Oaxaca.

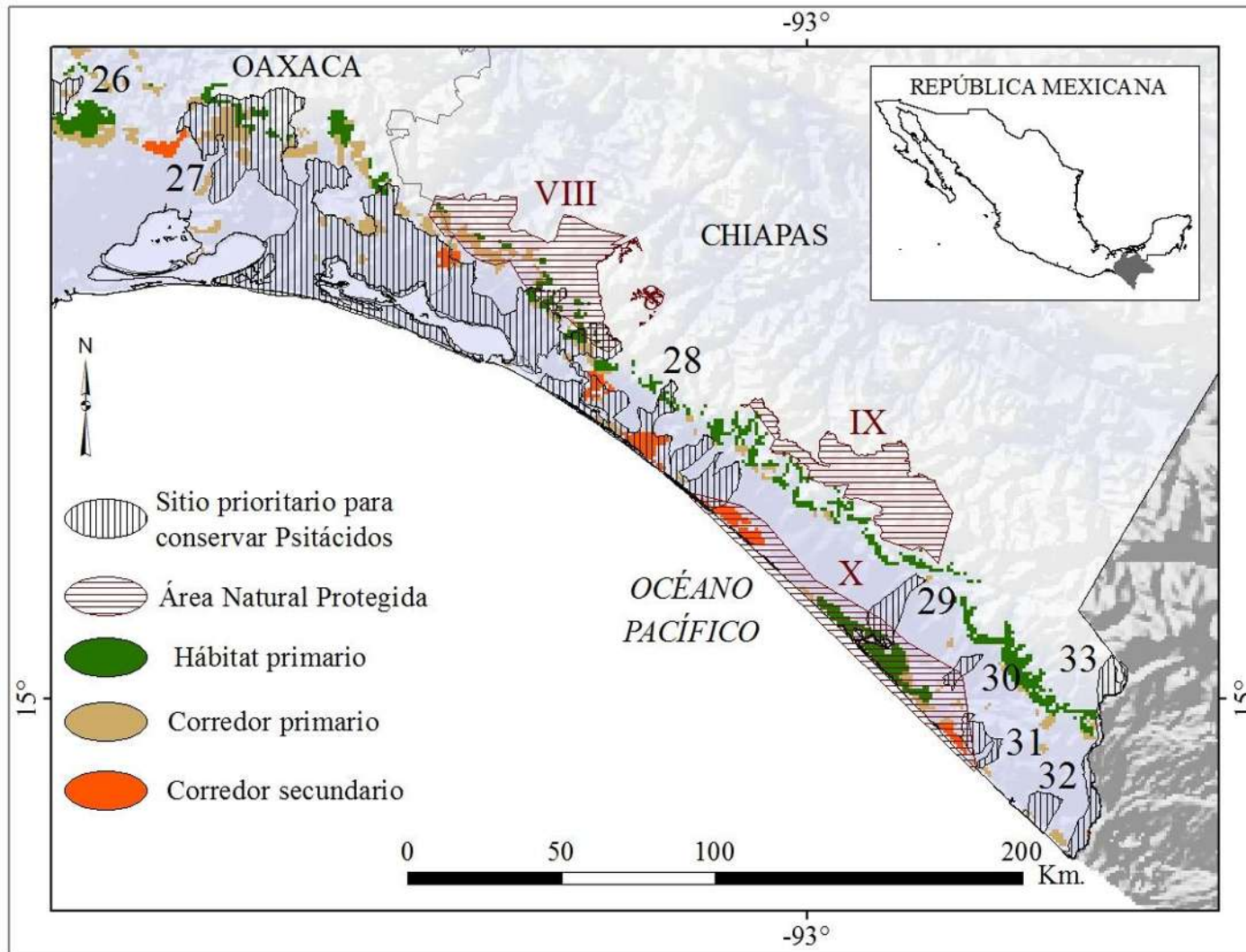


Figura 5. Conectividad, y sitios prioritarios y ANP's en el estado de Chiapas.

DISCUSIÓN

Al analizar y comparar los resultados obtenidos en ejercicios de priorización para la conservación mediante algoritmos (Feria y Peterson 2002, Sánchez-Cordero *et al.* 2005, Traba 2007, Illoldi-Rangel *et al.* 2008, Puos *et al.* 2011), destacamos que en este análisis se reúnen por primera vez cuatro condiciones y características no disponibles anteriormente: 1) es el primer ejercicio de priorización que se sustenta en estimaciones de distribución confirmada a partir de registros de campo recientes, y no en supuestos o distribuciones potenciales, 2) se utilizan polígonos de microcuencas como unidades de superficie geográfica y ecológica que tienen distintas dimensiones y formas, 3) se utiliza un análisis multicriterio para asignar el valor de costo de conservación, y 4) se presenta la disponibilidad de hábitat para mantener la conectividad entre los sitios prioritarios identificados, y la red actual de áreas naturales protegidas.

A nivel nacional existen algunos ejercicios previos de identificación de regiones con alto contenido de biodiversidad. Entre ellos se encuentran los ejercicios de determinación de Regiones Terrestres Prioritarias (RTP) (Arriaga *et al.* 2000) y de Áreas de Importancia para la Conservación de las Aves (AICAS) (CONABIO 2012), ambos ejercicios basados en el conocimiento de expertos, pero con información de múltiples bases de datos obtenidos en distintos periodos de tiempo y a escalas geográficas distintas. Las propuestas de RTP y de AICAS, incluyen regiones de grandes dimensiones (el conjunto de sus polígonos que se ubican al interior de nuestra área de estudio cubren una superficie de 210,184 km² y 129,201 km² respectivamente) lo que hace poco operativo y realista su implementación para conservación activa, y en el mejor de los casos sólo funcionan como regiones identificadas de alto valor en biodiversidad pero de un alto costo para programas de

conservación. Por el contrario, en este ejercicio, ante la poca disponibilidad de superficie protegida en la distribución potencial de los Psitácidos en México, y en particular en la vertiente del Pacífico (Ríos-Muñoz y Navarro-Sigüenza 2009, Marín-Togo *et al.* 2012), se proporciona una propuesta de red de sitios de menor dimensión pero conectados entre sí, y a menores distancias, considerándose en el análisis el costo de conservación, la distancia a poblados y asentamientos humanos, pero con mayor factibilidad de conservación.

Los criterios empleados para determinar áreas en los ejercicios de CONABIO, incluyen riqueza específica, integridad ecológica funcional, diversidad de ecosistemas, y presencia de endemismos. Dos de esos criterios son análogos y se pueden obtener de este ejercicio, ya que empleamos los criterios de rareza, continuidad a polígonos ya protegidos, riqueza de especies de psitácidos, y endemismos, que se consideran más específicos y adecuados para el objetivo concreto de identificar sitios prioritarios para ser protegidos mediante el uso de algoritmos (Sarkar 2012). A pesar de la diferencia de criterios implementados por los ejercicios de la CONABIO, así como de la diferencia de las escalas y métodos de análisis, encontramos coincidencias en los polígonos de seis AICAS, en los estados de Sinaloa, Michoacán y Chiapas, mientras que 18 sitios encontrados como prioritarios en el presente estudio coinciden con 13 RTP de CONABIO desde Sinaloa hasta Chiapas.

En 2007, Pronatura México, A.C. y The Nature Conservancy, identificaron sitios con riqueza de especies de flora y fauna en el Centro y Occidente de México. Utilizaron las mismas microcuencas que utilizamos en esta propuesta, y aunque fueron diferentes los métodos de identificación de sitios, existe elevada coincidencia o colindancia entre nueve microcuencas que consideran con alta riqueza, por contar con más de 15 especies de los

objetos de conservación seleccionados y los sitios prioritarios de la presente propuesta: La Yesca y San Sebastián Oeste en Jalisco, La Huacana I en Michoacán y Santo Domingo Tehuantepec en Oaxaca.

Ceballos y colaboradores (2010), realizaron un ejercicio de priorización para la conservación de selvas secas del Pacífico Mexicano, con base en su contenido de biodiversidad. Igualmente existe coincidencia de sitios prioritarios con sitios que presentamos en la propuesta, principalmente en los estados de Jalisco (San Sebastián Oeste, y Puerto Vallarta coinciden con Cabo-Corrientes río Ameca identificado por Ceballos *et al* 2010), Michoacán (los sitios prioritarios de la presente propuesta Aquila, Lázaro Cárdenas-Arteaga III y IV, coinciden con los sitios Cuenca del río Coahuayana y el Infiernillo identificados por Ceballos *et al.* 2010), y en Sinaloa (los sitios prioritarios de la presente propuesta Cosalá y San Ignacio, coinciden con los sitios El Mineral de Nuestra Señora y Llanura Costera del Pacífico-Pie de la Sierra de Sinaloa identificados por Ceballos *et al.* 2010).

Por otra parte, existió coincidencia entre sitios prioritarios identificados en este ejercicio con polígonos de ANP's de distintas categorías (CONANP 2012), y que no fueron consideradas en el análisis, por no contar con programa de manejo.

Las coincidencias encontradas entre los ejercicios previos y la presente propuesta, a pesar de la diferencia de métodos y de fuentes de datos, reflejan las bondades de los métodos y criterios utilizados, las ventajas que brinda el sustento de en datos de campo recientes, además brindan las pautas para evaluar la potencialidad y efectividad de la familia Psittacidae como especies sombrilla e indicadoras de calidad de hábitat. Evitando

en lo posible duplicidad en esfuerzos de priorización para distintos grupos de organismos (Soulé y Terborgh 1999, de Pous *et al.* 2011).

La presente propuesta incluye tres enfoques novedosos a destacar: a) la priorización de sitios conformando una red unida por corredores, b) el empleo de algoritmos para diseñar y localizar los corredores, y c) el empleo de microcuencas para delimitar límites de distribución de sitios prioritarios.

En el primer enfoque, el ejercicio visualiza al conjunto de sitios prioritarios para los Psitácidos en el Pacífico, como áreas de alto valor ecológico, pero no como un archipiélago, sino como una red conectada de áreas prioritarias que se complementan entre sí y con las áreas protegidas disponibles.

El segundo enfoque se ubica dentro del concepto de la planeación sistemática de la conservación (Margules y Pressey 2000, Sarkar 2012), que se enfoca en proponer áreas de importancia para la conservación, en un análisis espacial regional con factibilidad de plantear varias alternativas y escenarios, además de minimizar los costos de planeación.

El tercer enfoque novedoso fue el empleo de microcuencas y el análisis multicriterio, que permitieron eliminar la subjetividad en la asignación de costos de conservación de cada microcuenca. Las cuencas son elementos del paisaje que se relacionan estrechamente con el flujo del agua, elemento clave para las actividades humanas y la biodiversidad por igual. El uso de microcuencas permitió identificar sitios con límites naturales y discontinuidad de hábitat primario, que a la vez influye en la distribución de la fauna, aunque en el caso de los Psitácidos asumimos estos límites cómo

los del hábitat de anidación potencial, ya que pueden volar hacia hábitats de alimentación fuera de sitios prioritarios.

El complemento de sitios prioritarios con las ANP's existentes cubre el 9.5% del área de estudio, la cual se puede considerar como suficiente a nivel regional (Rodrigues *et al.* 2004). Sin embargo, no representa la misma situación para todas las especies: las tres especies con distribución restringida a la costa de Chiapas superan el 42% de su distribución actual protegida, mientras que el resto de las especies sólo alcanza un rango de protección de entre el 4.7% y 9.3% de su distribución actual. Esta situación en la costa de Chiapas se debe a dos razones: una menor distribución en términos absolutos y una mayor superficie de áreas protegidas en la costa de Chiapas. Debido a ello, es posible considerar hacer un nuevo ejercicio de priorización, que excluya esta región, y así tal vez los resultados reflejen un beneficio más homogéneo para todas las especies consideradas.

El tamaño promedio de sitios prioritarios es de 278.7km², y albergan en promedio 4.7 especies por sitio. Sin embargo no se aprecia relación entre la superficie del sitio y la cantidad de especies que contiene, más bien se considera que obedece a otros factores. Por ejemplo, el sitio Istmo es el de mayor extensión con 3,379 km², y el sitio Puerto Vallarta es el tercer polígono con menor extensión con 68 km²; ambos albergan cinco especies que es la mayor cantidad de especies reportada por sitio prioritario.

A su vez, los sitios prioritarios con el menor número de especies son La Yesca con *Ara militaris* y *Forpus cyanopygius*, en los límites de Jalisco y Nayarit, y Santo Domingo Petapa, con sólo *Aratinga canicularis*. Ninguno se considera de los más pequeños, ya que cuentan con una superficie de 391 y 104 km² respectivamente. En el caso de la Yesca se

justifica con dos aspectos: en primer lugar es un sitio con un rango altitudinal de los 700 a los 2150 msnm, donde se reportan *Ara militaris* (en peligro de extinción), y *Forpus cyanopygius* (endémica del Noroeste). En segundo lugar, se aprecia como un sitio alejado de las áreas protegidas actuales (la más cercana es Sierra de Manantlán a 158 km, donde no se reporta actualmente a *Forpus cyanopygius*). Santo Domingo Petapa en cambio, es un sitio que sólo coincide con la distribución de *Aratinga canicularis*, y con el área donde ya no se reporta a *Amazona oratrix*, además se encuentra a menos de 5 km de las áreas de posible extirpación local de *Amazona auropalliata*, *Brotogeris jugularis*, *Aratinga strenua* y *Amazona auropalliata*.

En cuanto a la disponibilidad de hábitat primario en los sitios prioritarios, se pudiera pensar que a mayor extensión de hábitat primario, ocurren mayor cantidad de especies; sin embargo, esto no es así. Por ejemplo, el sitio El Choix III que alberga cinco especies (*Ara militaris*, *Amazona finschi*, *Amazona albifrons*, *Aratinga canicularis* y *Forpus cyanopygius*), cuenta con sólo 29.2% de hábitat primario, y Tapachula alberga a cuatro especies y cuenta tan sólo 19.5% de su superficie con hábitat primario. La particularidad de estos sitios, es que se encuentran a menos de cinco kilómetros de grandes superficies agrícolas, que pueden ser su fuente de alimento (Ríos-Muñoz y Navarro-Sigüenza 2009). Sin embargo, el deterioro de su hábitat puede repercutir en la poca disponibilidad de sitios de anidación y otros procesos poblacionales (Ortega-Rodríguez y Monterrubio-Rico 2008).

Por otro lado, los sitios prioritarios que coinciden con el área de posible extirpación local de alguna especie tienen más de la mitad de su superficie con cobertura de vegetación primaria, lo cual puede relacionarse con la captura de pollos para su venta como mascotas (Marín-Togo *et al.* 2012).

Es importante identificar sitios con características similares a los descritos en los dos párrafos anteriores, ya que pueden ser claves para efectuar un par de acciones: primero, desarrollar programas de educación ambiental y segundo, promover programas de pago por servicios ambientales enfocados en conservar hábitats e idealmente evaluar la factibilidad de reintroducción de las especies extirpadas. Los ejemplares deben proceder de regiones cercanas y se puede iniciar con Psitácidos decomisados, aunque también se pueden incorporar programas de translocación e incremento de poblaciones (Téllez-García 2008).

Respecto a la distribución de los sitios prioritarios, se puede diferenciar un patrón de distribución de los sitios en cuatro grupos:

- 1) Iniciando en la zona norte, con el sitio Choix I, hasta el sitio Concordia, se ubican siete sitios prioritarios con un rango de superficies entre 73 y 453 km² y tamaño promedio de 201 km². En seis de ellos están representadas cinco especies y en uno, cuatro. Los sitios están separados por una distancia mínima de 12 km y máxima de 120 km.
- 2) Aproximadamente a 300 km al sur del sitio Concordia, en los límites de Nayarit y Jalisco se ubica un segundo grupo conformado por cinco sitios con un tamaño promedio de 978 km², y con superficie que van de los 68 km² a los 391 km².
- 3) Un tercer grupo inicia en la Costa de Michoacán, a 270 km aproximadamente del grupo anterior, conformado por 12 sitios con tamaños entre los 52 km y los 600 km, con un tamaño promedio de 149.9 km² y con un promedio de 4.8 especies por sitio
- 4) A partir del sitio Petatlán que es el más sureño del grupo anterior, hacia el sur hay una distancia de 635 km aproximadamente hasta el siguiente sitio prioritario; esto es en la

región del Istmo de Tehuantepec, donde inicia un último grupo conformado por 9 sitios, de tamaño promedio de 4978 km², donde el polígono de menor superficie es Huixtla, con 53.3 km², y el de mayor superficie es Istmo con 3,3379 km².

La enorme distancia que nos muestra este patrón de distribución de sitios prioritarios a lo largo de la costa de Guerrero y Oaxaca, sólo se ve disminuida por encontrarse los parques nacionales El Veladero, Lagunas de Chacahua y Huatulco. Estos sitios son estratégicos por su ubicación espacial, y al menos en la escala de la presente propuesta, representan los únicos sitios conservados a lo largo de más de 600 km de costa. Es por ello que debe considerarse la implementación de un estudio de factibilidad de ampliar estos polígonos, la implementación de acciones de conservación en su entorno, y tomar en cuenta de manera complementaria a las áreas protegidas de carácter estatal y municipal.

Es necesario analizar a escala local, la calidad de la vegetación al interior de cada polígono de área prioritaria, con el fin de identificar y confirmar si se reúnen los requisitos para refugio, alimentación y anidación. No obstante, aún con una óptima ubicación de reservas, es importante considerar el enfoque hacia un manejo integral ambiental y social (CONABIO 2012), que además incluya planes de monitoreo y manejo a largo plazo, así como un análisis del diseño del polígono y su relación espacial con otros sitios protegidos o con disponibilidad de hábitat (Villaseñor-Gómez 1993).

La aplicación del algoritmo ResNet permitió maximizar en forma conjunta la información disponible; considero que los resultados satisfactorios que proporcionó en gran parte se deben al uso de registros recientes de presencia confirmada y a la consideración del costo de conservación como una condición más en el proceso iterativo de

selección. El uso de ResNet permitió incorporar polígonos irregulares en el análisis, lo cual es una limitante en algoritmos creados más recientemente como el ConsNet (Ciarleglio *et al.* 2008), considero importante la permanencia de algoritmos con características similares, aplicables en distintas y novedosas plataformas digitales.

Conectividad

El contar con los modelos de distribución potencial y la identificación de posibles áreas de extirpación local (Marín-Togo *et al.* 2012), permitió diseñar un modelo espacial de conectividad potencial basado en la distribución confirmada de Psitácidos en la región costera del Pacífico. La vertiente del Pacífico Mexicano ha sido identificada como una importante ruta de desplazamiento de grandes mamíferos como el jaguar (Rabinowitz y Zeller 2010), situación que podría favorecer el enfoque de planeación de la conservación con base en especies bandera o sombrilla, que son aquellas carismáticas y/o que generalmente sus poblaciones requieren de amplios territorios para sobrevivir, y por lo tanto son usadas para contar con un amplio apoyo económico y social para conservación de hábitats, asumiendo que al proteger estas especies por sus requerimientos amplios de superficie se asegura la protección de todas las especies de la región (Soulé y Terborgh 1999, Sieving *et al.* 2000, Dzialak 2005).

En la literatura se basa la conectividad potencial en la estructura y disponibilidad del hábitat (Mauritzen *et al.* 1999, Saura y Hortal 2007), en la combinación de criterios que incluyen la identificación de disturbios antropogénicos y el contenido de biodiversidad (Vuilleumier y Prélaz-Droux 2002), en esfuerzo que le implica a las especies el transitar por ciertas coberturas del suelo o cierta infraestructura existente (Rabinowitz y Zeller

2010), y en la combinación de historia de vida con estructura del hábitat (Vergara y Marquet 2007). La presente propuesta, con el uso del módulo Land Change Modeler, del programa Idrisi 16 – The Taiga Edition, considera además de la estructura del hábitat, la capacidad de movimiento de las especies.

Los resultados proporcionan información para entender y analizar, la dispersión del hábitat que representa la conectividad estructural (Tischendorf y Fahrig 2000) entre sitios conservados y/o protegidos que albergan poblaciones de psitácidos, en la vertiente del Pacífico Mexicano. Además identifica la ubicación de áreas con necesidades de restauración.

Se considera que los resultados pueden ser útiles en la planeación de actividades a escala más detallada para cada especie, analizando la funcionalidad de la conectividad potencial y estructural identificada en la presente propuesta (Matthysen 2002). Una escala más detallada, también permite abordar aspectos como las diversas consecuencias ocasionadas por el efecto de borde, como competencia por árboles nido o aves anidantes de cavidades adaptadas a sitios perturbados (Villaseñor-Gómez 1993). Otros aspectos importantes a considerar en los análisis a escalas detalladas son el impacto que puede tener la conectividad local a nivel paisaje, las interrelaciones entre ecosistemas, entre individuos, e incluso entre diferentes especies (Matthysen 2002 Rabinowitz y Zeller 2010).

Los resultados permiten identificar patrones de conectividad del paisaje con base en la categoría de conectividad predominante: a) en la porción comprendida por el sur de Sonora, Sinaloa, Nayarit y noroeste de Jalisco, la conectividad está conformada por grandes parches de hábitat primario y corredores primarios. Los corredores secundarios se presentan

en parches intercalados principalmente con los corredores primarios. b) De la parte central de Jalisco hasta la porción occidental de Guerrero, disminuye la presencia de hábitat primario, incrementa la superficie con corredores que contienen fragmentos de corredores primarios intercalados. c) En la zona centro –sur de Guerrero y occidente de Oaxaca, predominan los corredores primarios con menor tamaño de parches, observando una zona fragmentada, y d) La región del Istmo de Tehuantepec y Costa de Chiapas, combina el hábitat primario y los corredores primarios en una delgada línea de máximo 15 km de ancho; los corredores secundarios se presentan como polígonos aislados en la porción costera de Chiapas.

Los estados de Guerrero, Oaxaca y Chiapas se pueden considerar como zonas que requieren especial atención en la planeación de actividades de conservación, para poder garantizar la conectividad de hábitat entre sitios prioritarios y ANP's, y la permanencia de las especies, debido a que presentan los parches de hábitat con menor tamaño, con las mayores distancias entre éstos, y áreas de posible extirpación local de *Ára militaris*, *Amazona oratrix*, *Amazona finschi*, *Amazona auropalliata*, *Aratinga strenua* y *Brotogeris jugularis*.

En los estados de Guerrero, Oaxaca y Chiapas, el 15% del hábitat propicio para conectividad se ubica en altitudes mayores a 726 msnm, lo cual hace necesario mantener e incrementar los remanentes de hábitat estableciendo acciones de restauración y conservación a altitudes menores, para evitar la migración de las especies hacia zonas montañosas, o incluso su desaparición. Por ejemplo, *Amazona auropalliata* que es la especie con menor representatividad en el modelos de conectividad, se distribuye de los 0 a los 600 msnm (Renton 2005), y en la costa de Chiapas existen lugares donde sólo hay

vegetación primaria a partir de los 500 msnm (SEMARNAP-UNAM 2000), lo cual limita su distribución en hábitat primario (se desconoce su posibilidad de adaptación a altitudes mayores). Otras especies con tolerancia a altitudes mayores tienen mejor conectividad a lo largo de su distribución, como *Ara militaris* que se distribuye de los 0 a los 1500 msnm (Monterrubio-Rico *et al.* 2005) y es la especie con mayor porcentaje de su distribución (46.9%) representada en elementos de conectividad.

Por otro lado, el saqueo de las especies ha ocasionado la posible extirpación local de algunas especies en áreas que aún conservan hábitat adecuado (Monterrubio-Rico *et al.* 2007, Marín-Togo *et al.* 2012). Este es el caso de *Forpus cyanopigys* y *Aratinga strenua* para las que el modelo de conectividad presenta incluso mayor conectividad en sitios donde no se reportan recientemente. Lo cual hace necesaria la aplicación de campañas de concientización y el involucramiento de la población local en las acciones de conservación.

La familia Psittacidae es un excelente grupo indicador en calidad de hábitat, por sus requerimientos para anidación y de ámbito hogareño (Snyder *et al.* 2000). Por lo tanto, la propuesta de sitios prioritarios y la red de corredores debe ser evaluada en términos de efectividad en el beneficio potencial a otras especies prioritarias y endémicas de las comunidades ecológicas donde habitan.

Ejercicios similares de conectividad también deben de desarrollarse con otras redes de áreas protegidas a nivel estatal para cada estado de la vertiente del Pacífico, y de esta forma integrar a todos los esquemas de áreas protegidas en una red.

El uso de algoritmos representa una ventaja para obtener resultados confiables para la planificación de la conservación, sin embargo debe continuar la búsqueda de la manera

de integrar la información tanto socioeconómica, ya que son el elemento dinámico que actualmente representa más afectaciones para la conservación de la biodiversidad; como la información del saqueo de especies, a través de la generación de medidas estadísticas como índices de intensidad de saqueo, aunque eso depende en gran parte de un estricto control del diseño y desarrollo del trabajo de campo.

Se considera que la presente investigación provee información robusta para la planeación de actividades de conservación, incluso se puede aplicar la metodología empleada en análisis con otros grupos de especies con amplios requerimientos de hábitat, que incluyen necesidades estructurales y funcionales de comunidades ecológicas enteras, y que paulatinamente, la conectividad identificada forme parte de redes de conservación.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a las personas que participaron en la generación de registros de campo: Alejandro Salinas-Melgoza, Edna Andrea López-Córdova, Beneiza Fabián-Turja, Berenice Santiago-Valencia, Lorena Téllez-García, Miguel de Labra Hernández, Ismael Carrillo Acevedo, Margarito Álvarez-Jara, Tania Sánchez-Martínez y Juan Felipe Charre-Medellín. A los laboratorios de Ecología de Vertebrados Terrestres Prioritarios y de Percepción Remota y Sistemas de Información Geográfica de la Facultad de Biología de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. También a gradecemos a CONACYT por la beca con registro 229130. El apoyo del Programa de Doctorado en Ciencias Biológicas, con opción en Conservación y Manejo de Recursos Naturales de la Facultad de Biología de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. El proyecto en el que se generaron los registros de campo fue financiado por la Coordinación de la Investigación

Científica de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo (Proyecto número 8.6), CONACYT (Proyecto 135702-V), y el Fondo Sectorial de Investigación Ambiental SEMARNAT-CONACYT (2002-C01-00021).

REFERENCIAS

- Arriaga, L., J. M. Espinoza, C. Aguilar, E. Martínez, L. Gómez y E. Loa (coordinadores). 2000. Regiones terrestres prioritarias de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad. México.
- Arizmendi, M., H. Berlanga, L. Márquez-Valdelamar, L. Navarrijo, F. Ornelas 1990. Avifauna de la región de Chamela, Jalisco. Cuadernos 4. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Ascough-II, C. J., D. H. Rector, L. D. Hoag, G. S. McMaster, C. B. Vandenberg, J. M. Shaffer, M. A. Weltz y L. R. Ahjua [online 2010]. Multicriteria Spatial Decision Support Systems: Overview, Applications, and Future Research Directions. *in* I. E. M. S. S. <<http://www.iemss.org/society/>> (29 de octubre de 2011).
- Binford, L. C. 1989. A distributional survey of the birds of the Mexican state of Oaxaca. Ornithological Monographs No. 43. AOU.
- Bojorquez, L. A. T., I. Azuara, E. Ezcurra y O. F. Villela. 1995. Identifying Conservation Priorities in Mexico through Geographic Information Systems and Modeling. *Ecological Applications* 5 - 1:215-231.

- Cantú-Guzmán, J. C., M. E. Sánchez-Saldaña, M. Grosselet, y J. Silva-Gómez. 2007. Tráfico Ilegal de Pericos en México. Una Evaluación Detallada. Defenders of Wildlife, México, Teyeliz, A.C., Washington, D.C.
- Carreón-Arroyo, G. 2006. Ecología y biología de la conservación de la guacamaya roja (*Ara macao*) en la Selva Lacandona, Chiapas, México. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias. UNAM. 115 p.
- Ceballos, G., P. Rodríguez y R. A. Medellín. 1998. Assessing conservation priorities in megadiverse Mexico: mammalian diversity, endemism, and endangerment. *Ecological Applications* 8:8 - 17.
- Ceballos, G., L. Martínez, A. García, E. Espinoza, J. Bezauri C., R. Dirzo. (Eds.) 2010. Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México. Fondo de Cultura Económica, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. 594 p.
- CONABIO, [Online 2010]. 2010. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. <<http://www.biodiversidad.gob.mx>>. (5 de marzo de 2010).
- CONANP [Online 2012]. 2012. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. <www.conanp.gob.mx>. (2 enero 2012).
- de Pous, P., W. Beukema, M. Weterings, I. Dümmer y P. Geniez 2011. Area prioritization and performance evaluation of the conservation area network for the Moroccan herpetofauna: a preliminary assessment. *Biodiversity and Conservation* 20:89–118.

del Hoyo, J., Elliott A, y Sargatal J. (eds.) 1997. Handbook of the Birds of the World. Vol. 4. Sangrouse to Cuckoos. Lynx Edicions. Barcelona.

DOF, 2010. Diario Oficial de la Federación. Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo.

DiMiceli, C. M., M. L. Carroll, R. A. Sohlberg, C. Huang, M. C. Hansen y J. R. G. Townshend. 2011. Annual Global Automated MODIS Vegetation Continuous Fields (MOD44B) at 250 m Spatial Resolution for Data Years Beginning Day 65, 2000 - 2010, Collection 5 Percent Tree Cover, University of Maryland, College Park, MD, USA.

Dzialak, M. R., M. J. Lackil, J. L. Larkin, K. M. Carter y S. Vorisek. 2005. Corridors affect dispersal initiation in reintroduced peregrine falcons. The Zoological Society of London. Animal Conservation 8:421–430.

Eastman, J. R. 2009. IDRISI Taiga. Guide to GIS and Image Processing. Clarck, Worcester MA.

Escalante-Pliego, P., A.G. Navarro-Sigüenza, A.T. Peterson, 1993. A geographic, historical, and ecological analysis of avian diversity in Mexico. En Biological diversity of Mexico: Origins and Distribution. Ramamoorthy, T. P., Bye, R., Lot, A., Fa, J. (Eds.), The Biological Diversity of Mexico. Pp. 281-307. Oxford University Press. New York.

- Escalante-Pliego, B. P., A. M. Sada, J. R. Gil. 1996. Listado de Nombres Comunes de las Aves de México, México.
- Escalante-Pliego, P. 1988. Aves de Nayarit. Universidad Autónoma de Nayarit. Nayarit, México.
- Fahring, L.y M. Gray. 1985. Habitat Path Connectivity and Population Survival. *Ecology* 66:1762-1768.
- Fahring, L.y G. Merriam. 1995. Mosaic Landscapes and Ecological Processes. Primera edición. Chapman y Hall, London, Gran Bretaña.
- Ferretti V. y S. Pomarico. 2012. An integrated approach for studying the land suitability for ecological corridors through spatial multicriteria evaluations. *Environ Dev Sustain*. Publicado en línea el 16 de octubre de 2012.
- Forshaw, J. M. 1989. Parrots of the world. Tercera edición, Silvio Mattachione, Ontario, Canadá.
- Garson, J., A. Aggarwal, y S. Sarkar. 2007. RestNet Manual Ver. 1.2.
- Gardner Robert H., B.T. Milne, M.G. Turner, R.V. O'Neill 1987. Neutral models for the analysis of broad-scale landscape pattern. *Landscape Ecology*. 1(1): 19-28.
- Hernández-Baños, B.E., A.T. Peterson, A.G. Navarro-Sigüenza, P. Escalante-Pliego. 1995. Bird faunas of the humid montane forests of Mesoamerica: biogeographic patterns and priorities for conservation. *Bird Conservation International* 5: 251-277.

- Hierl, L. A., J. Franklin, D. H. Deutschman, H. M. Regan, B. S. Johnson. 2008. Assessing and Prioritizing Ecological Communities for Monitoring in a Regional Habitat Conservation Plan. *Environmental Management* 42: 165-179.
- Holzmueller, E. J., M. D. Gaskins y J. C. Mangun. 2011 A GIS Approach to Prioritizing Habitat for Restoration Using Neotropical Migrant Songbird Criteria. *Environmental Management* 48:150-157.
- Howell, S. N. G., 1999. A bird -finding guide to Mexico. Cornell Paperback. New York.
- Howell, S. N. G. y S. Webb. 1995. A guide to the birds of México and northern central America, Oxford.
- Iloldi-Rangel, P., T. Fuller, M. Linaje, C. Pappas, V. Sánchez-Cordero y S. Sarkar. 2008. Solving the maximum representation problem to prioritize areas for the conservation of terrestrial mammals at risk in Oaxaca. *Diversity and Distributions* 14:493-508.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática), CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad), INE (Instituto Nacional de Ecología) 2008. 'Ecorregiones Terrestres de México'. Escala 1:1000000. México. De forma abreviada puede citarse así: INEGI, CONABIO e INE. 2008. 'Ecorregiones terrestres de México'. Escala 1:1000000. México.
- Lanning, D. V. 2000. Cotorra serrana oriental. Pp. 2220–2221. En Ceballos, G. y L. Márquez (eds.). *Las aves de México en peligro de extinción*. Comisión Nacional

para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Instituto de Ecología, UNAM, Fondo de Cultura Económica, México, D.F.

Loyola, R. D., U. Kubota, G. A. B. d. Fonseca y T. M. Lewinson. 2009. Key Neotropical ecoregions for conservation of terrestrial vertebrates. *Biodiversity and Conservation* 18:2017-2031.

Macías-Caballero, C., E. Enkerlin-Hoeflich y J. J. González-Elizondo. 2005. Ficha técnica de *Amazona oratrix*. En: Escalante-Pliego, P. (compilador). "Fichas sobre las especies de Aves incluidas en el Proyecto de Norma Oficial Mexicana PROY-NOM-ECOL-2000. Parte 2". Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO. Proyecto W042. México. D.F.

Mahan C. G., J. P. Vanderhorst, J. A. Young. 2009. Natural Resource Assessment: An Approach to Science Based Planning in National Parks. *Environmental Management*. 43:1301-1312.

Margules, C. R. y Pressey R. L. 2000. Systematic Conservation Planning. *Nature*. 405: 243-253.

Mas, J. F., B. A. Pérez-Vega. 2005. La representatividad del Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas (SINANP). *Gaceta Ecológica*. Instituto nacional de Ecología. México, México. Enero-marzo, número 074. Pp. 5-14.

Marín-Togo, M. C., T. C. Monterrubio-Rico, K. Renton, Y. Rubio-Rocha, C. Macías-Caballero, J. M. Ortega-Rodríguez, y R. Cancino-Murillo. 2011. Reduced current

- distribution of Psittacidae on the Mexican Pacific coast: potential impacts of habitat loss and capture for trade. *Biodiversity and Conservation* 21:451-473.
- Matthysen, E. 2002. Boundary effects on dispersal between habitat patches by forest birds (*Parus major*, *P. caeruleus*). *Landscape Ecology* 17: 509–515.
- Mauritzen, M., P. J. M. Bergers, H. P. Andreassen, H. Bussink y R. Barendse. 1999. Root vole movement patterns: do ditches function as habitat corridors? *Journal of Applied Ecology* 36: 409-421.
- Monterrubio-Rico, T. C., M. A. De Labra-Hernández, J. M. Ortega-Rodríguez, R. Cancino-Murillo y J. F. Villaseñor Gómez. 2011. Distribución actual y potencial de la guacamaya verde en Michoacán, México. *Revista Mexicana de biodiversidad* 82:1311-1319.
- Monterrubio-Rico, T. C., K. Renton, J. M. Ortega-Rodríguez, A. Pérez-Arteaga, y R. Cancino-Murillo. 2010. The Endangered yellow-headed parrot *Amazona oratrix* along the Pacific coast of México. *Fauna y Flora International*. *Oryx* 44:602-609.
- Monterrubio-Rico, T. C. y P. Escalante-Pliego. 2006. Richness, distribution and conservation status of cavity nesting birds in Mexico. *Biological Conservation* 128: 67-78.
- Monterrubio-Rico, T. C., L. E. Villaseñor-Gómez, M. C. Marín-Togo, E. A. López-Córdova, B. Fabian-Turja y V. Sorani-Dalbon. 2007. Distribución histórica y actual del loro cabeza Amarilla (*Amazona oratrix*) en la costa central del Pacífico

- Mexicano: ventajas y limitaciones en el uso de GARP en especies bajo fuerte presión de tráfico. *Ornitología Neotropical* 18: 263–276.
- Monterrubio-Rico, T. C., K. Renton y G. Carreón. 2005. Ficha técnica de *Ara militaris*. En: Escalante, P. (compilador). "Fichas sobre las especies de Aves incluidas en el Proyecto de Norma Oficial Mexicana PROY-NOM-ECOL-2000. Parte 2". Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-Conabio. Proyecto W042. México. D.F.
- Naranjo, E. J. y A.D. Cuarón. 2010. Uso de la fauna silvestre. En: Ceballos, G., Martínez, L., García, A., Espinoza, E., Bezaury, J., Dirzo, R. (eds.). *Diversidad, Amenazas y Áreas Prioritarias para la Conservación de las Selvas Secas del Pacífico de México*, pp. 271-283. CONABIO y Fondo de Cultura Económica, México DF, México.
- Navarro, A. G. 1992. Altitudinal distribution of birds in the Sierra Madre del Sur, Guerrero, México. *The Condor*. 94: 29-39.
- Ortega-Rodríguez, J. M. y T. C. Monterrubio-Rico. 2008. Características geográficas de la ubicación de nidos del loro corona lila (*Amazona finschi*) en la costa del Pacífico en Michoacán, México. *Ornitología Neotropical* 19:427-439.
- Perterson, A. T. 2003. Protected climate change effects on Rocky Mountain and Great Plains birds: generalities biodiversity consequences. *Global Change Biology* 9:467-455.

- Pressey, R. L., H. P. Possingham y C. R. Margules. 1996. Optimality in reserve selection algorithms: when does it matter and how much? *Biological Conservation* 76:259 - 267.
- Pronatura México, A.C. – The Nature Conservancy. 2007. Biodiversidad del Centro y Occidente de México Planeación Ecorregional: Avances y Próximos pasos. Parques en peligro /USAID México.
- Rabinowitz, A. y K. A. Zeller. 2012. A range-model of landscape connectivity and conservation for the jaguar *Panthera onca*. *Biological Conservation* 143:939-945.
- Ramírez-Bastida, P., A.G. Navarro-Sigüenza y A.T. Peterson. 2008. Aquatic bird distributions in Mexico: designing conservation approaches quantitatively. *Biodiversity and Conservation*. 17:2525-2558.
- Renton, K. 2005. Ficha técnica de *Amazona auropalliata*. En: Escalante, P. (compilador). "Fichas sobre las especies de Aves incluidas en el Proyecto de Norma Oficial Mexicana PROY-NOM-ECOL-2000. Parte 2". Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO. Proyecto W042. México. D.F.
- Renton, K. y A. Salinas-Melgoza. 1999. Nesting Behavior of the Lilac-Crowned Parrot. *Wilson Bulletin* 111: 488-493.
- Ríos-Muñoz, C. A. y A. G. Navarro-Sigüenza. 2009. Efectos del cambio de uso del suelo en la disponibilidad hipotética de hábitat para los Psitácidos de México. *Ornitología Neotropical* 20:491-509.

Russell S. M. y G. Monson. 1998. *The Birds of Sonora*. The University of Arizona Press. 360 p.

Rodrigues A. S. L., S. J. Andelman, M. I. Bakarr, L. Boitani, T. M. Brooks, R. M. Cowling, L. D. C. Fishpool, G. A. B da Fonseca, K. J. Gaston, M. Hoffman, J. S. Long, P. A. Marquet, J. D. Pilgrim, R. L. Pressey, J. Schipper, W. Sechrest, S. N. Stuart, L. G. Underhill, R. W. Waller, M. E. J. Watts y X. Yan. 2004. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature* 428: 640-643.

Sáenz-Romero, C., G. E. Rehfeldt, N.L. Crookston, P. Duval, R. St-Amant, J. Beaulieu y B.A. Richardson. 2010. Spline models of contemporary, 2030, 2060 y 2090 climates for Mexico and their use in understanding climate-change impacts on the vegetation. *Climate Change*. 102: 595-623.

Salinas-Melgoza, A., K. Renton, 2007. Postfledging Survival and Development of Juvenile Lilac-Crowned Parrots. *Wildlife Management* 71(1): 43-50.

Sánchez-Cordero, V., V. Cirelli, M. Murguía, y S. Sarkar. 2005. Place prioritization for biodiversity representation using species ecological niche modelling. *Biodiversity Informatics* 2:11 - 23.

Sánchez-Guerrero G. D. L. N. 2003. *Técnicas Participativas para la Planeación*. Procesos Breves de Intervención. Fundación ICA, A.C. México, D.F.

Sarkar, S. 2012. Complementarity and the selection of nature reserves: algorithms and the origins of conservation planning. *Arch. Hist. Exact Sci.* 66:397–426. 426. Vol. 66, Issue 4. pp. 397-426.

- Sarkar, S., V. Sánchez-Cordero, M. C. Londoño, y T. Fuller. 2009. Systematic conservation assessment for the Mesoamerica, Chocó, and Tropical Andes biodiversity hotspots: a preliminary analysis. *Biodiversity and Conservation* 18:1793-1828.
- Sarkar, S., A. Aggarwal, J. Garson, C. R. Margules, y J. Zeidler. 2002. Place prioritization for biodiversity content. *Journal of Biosciences* 27:339-346.
- Saura, S. y L. Pascual-Hortal. 2007. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning* 83:91-103.
- Sieving, K. E., M. F. Willson y T. L. de Santo. 2000. Defining Corridor Functions for Endemic Birds in Fragmented South-Temperate Rainforest. *Conservation Biology*. 14(4): 1120-1132.
- Stralberg D., D. R. Cameron, M. D. Reynolds, C. M. Hickey, K. Klausmeyer, S. M. Busby, L. E. Stenzel, W. D. Shuford, G. W. Page. 2010. Identifying habitat conservation priorities and gaps for migratory shorebirds and waterfowl in California. *Biodivers Conserv.* 20(1): 19-40
- SEMARNAT-UNAM. 2000. Resultados del inventario forestal nacional 2000. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca-Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Snyder, N. F. R., P. McGowan, J. Gilardi, y A. Grajal. 2000. Parrots. Status Survey and Conservation Action Plan 2000-2004. IUCN. Gland, Switzerland and Cambridge, U.K. 180 pp.

- Stotz, D. F., J. W. Fitzpatrick, T. A. Parker y D. K. Moskovits. 1996. Neotropical Birds. Ecology and Conservation. University of Chicago Press. Chicago. 180p.
- Soulé, M. E., y J. Terborgh. 1999. Conserving Nature at Regional and Continental Scales: A Scientific Program for North America. *BioScience* 49 (10): 809-817.
- Svancara, L. K., R. Brannon, J. M. Scott, C. R. Groves, R. F. Noss y R. L. Pressey. 2005. Policy-driven versus Evidence based Conservation: A Review of Political Targets and Biological Needs. *BioScience* 55:989 - 995.
- Téllez-García, L. 2008. Abundancia relativa y características del hábitat de anidación del loro cabeza amarilla (*Amazona oratrix*) en diferentes condiciones de conservación de la vegetación. Facultad de Biología. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.
- Tercek M. T., S.T. Gray y C.M. Nicholson. 2012. Climate Zone Delineation: Evaluating Approaches for Use in Natural Resource Management. *Environmental Management*. 49(5):1076-1091
- Thomas, C. D., A. Cameron, R. E. Green, M. Bakkenes, L. J. Beaumont, Y. C. Collingham, B. F. N. Erasmus, M. F. de Siqueira, A. Grainger, L. Hannah, L. Hughes, B. Huntley, A. S. van Jaarsveld, G. F. Midgley, L. Miles, M. A. Ortega-Huerta, P. A. Townsend, O. L. Phillips, y S. E. Williams.. 2004. Extinction risk from climate change. *Nature* 427: 145-148.
- Tischendorf, L. y L. Fahrig. 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* 90: 7-19.

- Traba J., E. L. García de la Morena, M. B. Morales., F. Suárez. 2007. Determining high value areas for steppe birds in Spain: hot spots, complementarity and the efficiency of protected areas. *Biodivers Conserv* 16:3255-3275.
- Vergara, P. M. y P. A. Marquet. 2007. On the seasonal effect of landscape structure on a bird species: the thorn-tailed rayadito in a relict forest in northern Chile. *Landscape Ecol* 22:1059–1071
- Villaseñor-Gómez, L. E., Villaseñor-Gómez, J. F. 1994. Especies y subespecies de aves del Estado de Michoacán. *Ciencias Biológicas* 2, 67-91. Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.
- Villaseñor, J. F. 1993. The importance of agricultural border strips in the conservation of North American migratory land birds in western Mexico. Master of Arts thesis. University of Montana.
- Vila S. J., D. Varga L., A. Llausàs P., A. Ribas P. 2006. Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje (landscape ecology). Una Interpretación desde la Geografía. *Doc. Anal. Geogr.* 48, 151-166.
- Vuilleumier, S. y Prélaz-Droux R. 2002. Map of Ecological networks for landscape planning. *Landscape and Urban Planning* 58:157-170.
- Williams, J. C. 1998. Delineating protected wildlife corridors with multi-objective programming. *Environmental Modeling and Assessment* 3:77-86.

DISCUSIÓN GENERAL

La planificación de la conservación de la biodiversidad a nivel regional es un enfoque útil para localizar posibles reservas naturales, evaluar los patrones de distribución e identificar áreas ricas en especies, con el fin de proporcionar información para conformar una línea para la priorización de áreas y optimizar el uso de la información disponible para suministrar información oportuna sobre la distribución de especies y hábitat (Bojorquez *et al.* 1995).

El proceso de planificación de la conservación a nivel regional, es adaptable ante la falta de datos biológicos y de financiamiento para trabajo de campo, que regularmente representan un obstáculo para identificar las áreas prioritarias u óptimas para la conservación. Además, esta planificación favorece el desarrollo de estrategias de conservación y restauración a otras escala espaciales y temporales (Stralberg *et al.* 2010). El siguiente paso es trabajar a escalas más detalladas, donde seguramente influirán diferentes procesos y dinámicas físicas, biológicas y sociales.

El proceso de la planificación de la conservación sin duda tiene soporte en cierta medida en la aplicación de métodos matemáticos, el uso de algoritmos y de software SIG, que ayudan a integrar y analizar las interacciones entre ecosistemas y actividades humanas a escala regional con el fin de mantener e incrementar la biodiversidad en el paisaje fragmentado (Vuilleumier y Prélaz-Droux 2002). Otras de las ventajas que representa el uso de algoritmos en combinación con los SIG, es que minimiza el costo de identificar una serie de reservas, bajo el principio de identificar el área máxima y con la mayor complementariedad posible. Otra de las ventajas es que los algoritmos son factibles para

efectos comparativos, entre diferentes escenarios de alternativas de reserva y/o con bases de datos alternativas (Pressey *et al.* 1995).

El uso de registros de campo recientes fue un eje fundamental en el desarrollo del presente trabajo, ya que permitieron delimitar la distribución actual de las especies a través de la detección de las posibles áreas de extirpación local, en zonas con disponibilidad de hábitat, a consecuencia de actividades como el saqueo (ya que si bien los modelos de distribución potencial a pesar de constituir una poderosa herramienta en la estimación de áreas de distribución de las especies, no permiten identificar situaciones actuales de pérdida de hábitat o saqueos de las especies), y permitieron acotar la selección de sitios prioritarios para conservar, donde hay presencia confirmada actual de las especies.

El diagnóstico de la distribución actual de las especies y su distribución al interior de las áreas naturales protegidas permitió identificar la necesidad de incrementar la superficie protegida para todas las especies, así como de disminuir el aislamiento de las áreas protegidas existentes. Ante ello, la propuesta de complementariedad con los sitios prioritarios disminuye las distancias entre sitios conservados con presencia de las especies. No obstante, en las ANP's existentes como en las futuras, es importante que cuenten con un programa de manejo actualizado que permita guiar las acciones de investigación en busca de propuestas viables de conservación.

Se ha identificado el hábitat con características que pueden permitir la movilidad de las especies. Sin embargo, como ya hemos visto, la presencia del hábitat constituye una conectividad estructural, no así la conectividad funcional que garantice la movilidad de las poblaciones, la cual dependerá en gran medida de las acciones de restauración y de trabajo

con la sociedad que comparte hábitat con las especies, así como de la continuidad de estudios a escalas espaciales más pequeñas.

La identificación de sitios prioritarios para conservar y complementar la red de reservas actuales, así como los patrones de conectividad entre éstos, constituye un instrumento base de planificación de la conservación, tanto en escalas más finas, como en un contexto regional, útil para las especies con distribuciones más allá de las fronteras nacionales, en cada cual seguramente influirán diferentes procesos y dinámicas físicas, biológicas y sociales, que deben ser analizados, bajo una perspectiva biogeográfica, que analice la dinámica espacial, considerando a la vez la interacción de las actividades humanas *versus* el aprovechamiento de los recursos naturales, tomando en cuenta la dinámica espacial y temporal que pueden presentar los diferentes procesos.

Los resultados permiten generar propuestas a nivel regional, que pueden servir de base para ejercicios de planificación, considerando la continuidad del área de estudio más allá de las fronteras nacionales, o bien a escalas más detalladas.

Finalmente a pesar de su enorme popularidad, los loros siguen siendo uno de los grupos de aves menos conocidos. En parte se debe a lo difícil que resulta su estudio en campo, ya que son difíciles de capturar o de macar, son difíciles de seguir por que vuelan grandes extensiones de área y durante el día a menudo pasan largas horas entre el follaje de los arboles más altos (del Hoyo *et al.* 1997). Sin embargo, es importante su conocimiento biológico y ecológico, para favorecer y respaldar acciones encaminadas a su conservación.

REFERENCIAS COMPLEMENTARIAS

- Anzures-Dadda, A. y R.H. Manson. 2007. Effects of patch quality and connectivity on howler monkey abundance in rainforest fragments in northern Chiapas, Mexico. *Animal Conservation* 10: 69-76.
- Bennett. P. M. y P. F. Owens. 1997. Variation risk among birds: chance or evolutionary predisposition? *Proceedings of the Royal Society of London B. Biological Sciences* 264:401-408.
- Boudjemadi, K., J. Lecomte y J. Clobert. 1999. Influence of connectivity on demography and dispersal in two contrasting habitats: an experimental approach. *Journal of Animal Ecology* 68: 1207-1224.
- Enkerlin-Hoeflich, E. 1995. Comparative ecology and reproductive biology of three species of Amazon parrots in Northeastern Mexico. Dissertation, Texas A&M University, College Station.
- IUCN, The International Union for Conservation of Nature. 2003. A guide to: securing protected areas. In the face of global change. Options & guidelines. A draft report by the Ecosystems, Protected Areas, and People Project IUCN - World Commission on Protected Areas. August 2003.
- Loyola, R. D., U. Kubota y T. M. Lewinsohn. 2007. Endemic vertebrates are the most effective surrogates for identifying conservation priorities among Brazilian ecoregions. *Diversity and Distributions* 13: 389–396

- Low, G., D. Jensen y A. Watson. 2000. Diseño de una Geografía de la Esperanza. Manual para la planificación de la conservación ecorregional. Vol. I y II Manual para el planificador. Segunda edición. The Nature Conservancy.
- Macías, C. M., y E. E. Iñigo. 2003. Evaluación del estado de conservación actual de las poblaciones del loro cabeza amarilla (*Amazona oratrix*) en México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, D.F.
- Marín-Togo, M. C. 2006. Distribución actual y áreas prioritarias para la conservación de Psitácidos en el Pacífico Mexicano. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Facultad De Biología. División De Estudios De Posgrado. Morelia, Michoacán, México.
- Noble, I. R. 1996. Linking the human dimension to landscape dynamics. P. 173–183 in Global change and terrestrial ecosystems, Walker, B., and W. Steffen (eds.). p. 175). Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Meffe, G. K. y C. Ronald C. 1994. Principles of Conservation Biology. Sinauer Associates Inc. USA. 600p.
- Juniper P. y M. Parr. 1998. Parrots: A guide to parrots of the world. Yale University Press. New Heaven.
- Ortega-Rodríguez, J. M. 2009. Aplicaciones, ventajas y limitaciones del modelaje de nicho ecológico para el manejo y conservación de grupos con diferentes historias de vida. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Facultad de Biología. División de Estudios de Posgrado. Morelia, Michoacán, México.

- Pearman, P. B. 2002. Developing regional conservation priorities using red lists: a hypothetical example from the Swiss lowlands. *Biodiversity and Conservation* 11: 469–485.
- Sarukhan, J. y R. Dirzo (Eds.). 1992. México ante los Retos de la Biodiversidad. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 343 pp.
- Saab, V. 1999. Importance of spatial scale to habitat use by breeding birds in riparian forest: a hierarchical analysis. *Ecological Applications* 9(1):135-151.
- Velásquez–Tibatá, J.I. y H. G. López–Arévalo. 2006. Análisis de omisiones y prioridades de conservación para loros amenazados de Colombia. *Conservación Colombiana* 1: 58–66.
- Velázquez, A., J. F. Mas, J. R. Díaz G., R. Mayorga S., P. C. Alcántara, R. Castro, T. Fernández, G. Bocco, E. Ezcurra, J.L. Palacio. 2002. Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México. *Gaceta Ecológica*, No. 062. Instituto nacional de Ecología. Distrito Federal, México. Pp. 21-37.
- Wright, T. F., C. A. Toft, E. Enkerlin-Hoeflich, J. González-Elizondo, M. Albornoz, A. Rodríguez-Ferraro, F. Rojas-Suárez, V. Sanz, A. Trujillo, S. R. Beissinger, V. Berovides A., X. Gálvez A., A. T. Brice, K. Joyner, J. Eberhard, J. Gilardi, S. E. Koenig, S. Stoleson, P. Martuscelli, J. M. Meyers, K. Renton, A. M. Rodríguez, A. C. Sosa-Asanza, F. J. Vilella, J. W. Wiley. 2001. Nest Poaching in Neotropical Parrots. *Conservation Biology* 15 (3): 710–720.

ANEXO FOTOGRÁFICO



Loro nuca amarilla

Amazona auropalliata

Foto. Laboratorio de Ecología de Vertebrados Terrestres Prioritarios. Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.



Loro cabeza amarilla

Amazona oratrix

Foto. Laboratorio de Ecología de Vertebrados Terrestres Prioritarios. Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.



Loro corona lila

Amazona finschi

Foto. Laboratorio de Ecología de Vertebrados Terrestres Prioritarios. Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.



Loro frente blanca

Amazona albifrons

Foto. Laboratorio de Ecología de Vertebrados Terrestres Prioritarios. Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.



Guacamaya verde

Ara militaris

Foto. Laboratorio de Ecología de Vertebrados Terrestres Prioritarios. Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.



Perico centroamericano

Aratinga strenua

Foto:

<http://www.planetofbirds.com>



Perico frente naranja

Aratinga canicularis

Foto. Laboratorio de Ecología de Vertebrados Terrestres Prioritarios. Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.



Perico Catarina

Forpus cyanopygius

Foto: <http://www.flickr.com>



Perico ala-amarilla

Brotogeris jugularis

Foto: <http://flickrriver.com/>

APÉNDICE I. CARACTERÍSTICAS DE LOS SITIOS PRIORITARIOS Y ESPECIES QUE CONTIENEN.

| Número identificador en figuras y nombre del sitio prioritario | Superficie km ² | Especies que representa | | | | | | | | Entidad a la que pertenece | Municipio al que pertenece | Coincidencia con área de extirpación local | % de cobertura del suelo | | |
|--|----------------------------|-------------------------|------------------------|------------------------|--------------------------|-----------------------------|-------------------------|-----------------------------|-----------------------------|----------------------------|----------------------------|---|---------------------------|---------------------|-----------------------|
| | | <i>Ara militaris</i> | <i>Amazona oratrix</i> | <i>Amazona finschi</i> | <i>Amazona albifrons</i> | <i>Amazona auropalliata</i> | <i>Aratinga strenua</i> | <i>Aratinga canicularis</i> | <i>Brotogeris jugularis</i> | | | | <i>Forpus cyanopygius</i> | Vegetación primaria | Vegetación secundaria |
| 1. Choix I | 346.9 | * | | * | * | | | * | * | Sinaloa | Choix | N/A | 69.5 | 27.6 | 3 |
| 2. Choix II | 250.6 | | | * | * | | | * | * | Sinaloa | Choix | N/A | 89.1 | 10.9 | 0 |
| 3. Choix III | 73 | * | | * | * | | | * | * | Sinaloa | El Fuerte | N/A | 29.2 | 68.1 | 2.7 |
| 4. Badiraguato | 81.5 | * | | * | * | | | * | * | Sinaloa | Badiraguato | N/A | 94 | 3.6 | 2.3 |
| 5. Cosalá | 456.2 | * | | * | * | | | * | * | Sinaloa y Durango | Cosalá, Tamazula | N/A | 81.5 | 18.5 | 0 |
| 6. San Ignacio | 114.5 | * | | * | * | | | * | * | Sinaloa | San Ignacio | N/A | 77.6 | 22.4 | 0 |
| 7. Concordia | 86.4 | * | | * | * | | | * | * | Sinaloa | Concordia y San Dimas | <i>Amazona albifrons</i> , <i>Forpus cyanopygius</i> | 98.7 | 1.3 | 0 |

| Número identificador en figuras y nombre del sitio prioritario | Superficie km ² | Especies que representa | | | | | | | | Entidad a la que pertenece | Municipio al que pertenece | Coincidencia con área de extirpación local | % de cobertura del suelo | | |
|--|----------------------------|-------------------------|------------------------|------------------------|--------------------------|-----------------------------|-------------------------|-----------------------------|-----------------------------|----------------------------|---|--|---------------------------|---------------------|-----------------------|
| | | <i>Ara militaris</i> | <i>Amazona oratrix</i> | <i>Amazona finschi</i> | <i>Amazona albifrons</i> | <i>Amazona auropalliata</i> | <i>Aratinga strenua</i> | <i>Aratinga canicularis</i> | <i>Brotogetis jugularis</i> | | | | <i>Forpus cyanopygius</i> | Vegetación primaria | Vegetación secundaria |
| 8. La Yesca | 391.8 | * | | | | | | | * | Nayarit y Jalisco | La Yesca, Hostotipaqui y Trinidad García de la Cadena | N/A | 78.2 | 21.8 | 0 |
| 9. Bahía de Banderas - Compostela | 152 | * | | * | * | | | | * | Nayarit y Jalisco | Bahía de Banderas y Compostela | N/A | 87 | 13 | 0 |
| 10. Bahía de Banderas | 211.8 | * | | * | * | | | | * | Nayarit | Bahía de Banderas | N/A | 91.5 | 7.3 | 1.2 |
| 11. San Sebastián del Oeste | 153.9 | * | * | * | | | | | * | Jalisco | San Sebastián del Oeste | <i>Amazona oratrix</i> | 77.9 | 22.1 | 0 |
| 12. Puerto Vallarta | 68.5 | * | * | * | | | | | * | Jalisco | Puerto Vallarta | <i>Amazona oratrix</i> | 85.5 | 14.5 | 0 |
| 13. Aquila I | 600.2 | * | * | * | * | | | | * | Michoacán | Aquila | <i>Ara militaris</i> | 79.2 | 20.8 | 0 |

| Número identificador en figuras y nombre del sitio prioritario | Superficie km ² | Especies que representa | | | | | | | | Entidad a la que pertenece | Municipio al que pertenece | Coincidencia con área de extirpación local | % de cobertura del suelo | | |
|--|----------------------------|-------------------------|------------------------|------------------------|--------------------------|-----------------------------|-------------------------|-----------------------------|-----------------------------|----------------------------|----------------------------|--|---------------------------|---------------------|-----------------------|
| | | <i>Ara militaris</i> | <i>Amazona oratrix</i> | <i>Amazona finschi</i> | <i>Amazona albifrons</i> | <i>Amazona auropalliata</i> | <i>Aratinga strenua</i> | <i>Aratinga canicularis</i> | <i>Brotoyeris jugularis</i> | | | | <i>Forpus cyanopygius</i> | Vegetación primaria | Vegetación secundaria |
| 14. Aquila II | 168.9 | * | * | * | * | | | * | | Michoacán | Aquila | <i>Ara militaris</i> | 75.2 | 24.8 | 0 |
| 15. Lázaro Cárdenas - Arteaga I | 167.6 | * | * | * | * | | | * | | Michoacán | Lázaro Cárdenas y Arteaga | N/A | 87.9 | 12.1 | 0 |
| 16. Lázaro Cárdenas - Arteaga II | 93.4 | * | * | * | * | | | * | | Michoacán | Lázaro Cárdenas y Arteaga | N/A | 66.1 | 33.9 | 0 |
| 17. Lázaro Cárdenas - Arteaga III | 111.2 | * | * | * | * | | | * | | Michoacán | Lázaro Cárdenas y Arteaga | N/A | 84.8 | 15.2 | 0 |
| 18. Lázaro Cárdenas - Arteaga IV | 95.8 | * | * | * | * | | | * | | Michoacán | Lázaro Cárdenas y Arteaga | N/A | 95 | 5 | 0 |
| 19. Arteaga - Tumbiscatio | 88.4 | * | * | * | * | | | * | | Michoacán | Arteaga y Tumbiscatio | N/A | 94.7 | 5.3 | 0 |
| 20. La Huacana I | 87.9 | * | * | * | * | | | * | | Michoacán | La Huacana | <i>Amazona albifrons</i> | 59.3 | 40.7 | 0 |

| Número identificador en figuras y nombre del sitio prioritario | Superficie km ² | Especies que representa | | | | | | | | Entidad a la que pertenece | Municipio al que pertenece | Coincidencia con área de extirpación local | % de cobertura del suelo | | | |
|---|-------------------------------|-------------------------|------------------------|------------------------|--------------------------|-----------------------------|-------------------------|-----------------------------|-----------------------------|----------------------------------|----------------------------------|---|---------------------------|------------------------|--------------------------|-------------|
| | | <i>Ara militaris</i> | <i>Amazona oratrix</i> | <i>Amazona finschi</i> | <i>Amazona albifrons</i> | <i>Amazona auropalliata</i> | <i>Aratinga strenua</i> | <i>Aratinga canicularis</i> | <i>Brotoyeris jugularis</i> | | | | <i>Forpus cyanopygius</i> | Vegetación primaria | Vegetación secundaria | Otro uso |
| 21. La Huacana II | 78.9 | * | * | * | * | | | * | | | Michoacán | La Huacana | <i>Amazona albifrons</i> | 79.1 | 20.6 | 0.4 |
| 22. Tumbiscatio | 52.1 | * | | * | | | | * | | | Michoacán | Tumbiscatio | N/A | 69.3 | 30.7 | 0 |
| 23. La Unión de Isidoro Montes de Oca | 120.1 | * | * | * | * | | | * | | | Guerrero | La Unión de Isidoro Montes de Oca | N/A | 40.8 | 59.2 | 0 |
| 24. Petatlán | 133.5 | * | * | * | * | | | * | | | Guerrero | Petatlán y José Azueta | N/A | 47 | 53 | 0 |
| 25. Santo Domingo Tehuantepec | 112.6 | | * | * | | | | * | | | Oaxaca | Santo Domingo Tehuantepec | <i>Amazona finschi</i> | 78 | 21.1 | 0.9 |
| 26. Santo Domingo Petapa | 104.2 | | | | | | | * | | | Oaxaca | Santo Domingo Petapa | <i>Amazona oratrix</i> | 96.1 | 79.3 | 1.2 |

| Número identificador en figuras y nombre del sitio prioritario | Superficie km ² | Especies que representa | | | | | | | | Entidad a la que pertenece | Municipio al que pertenece | Coincidencia con área de extirpación local | % de cobertura del suelo | | | |
|---|-------------------------------|-------------------------|------------------------|------------------------|--------------------------|-----------------------------|-------------------------|-----------------------------|-----------------------------|----------------------------------|----------------------------------|---|--|------------------------|--------------------------|-------------|
| | | <i>Ara militaris</i> | <i>Amazona oratrix</i> | <i>Amazona finschi</i> | <i>Amazona albifrons</i> | <i>Amazona auropalliata</i> | <i>Aratinga strenua</i> | <i>Aratinga canicularis</i> | <i>Brotogeris jugularis</i> | | | | <i>Forpus cyanopygius</i> | Vegetación primaria | Vegetación secundaria | Otro uso |
| 27. Istmo | 3379.5 | | * | | | * | * | * | * | | Oaxaca y Chiapas | Arriaga, Asunción Ixtaltepec, Chahuities, Reforma de Pineda, San Francisco del Mar, San Francisco Ixhután, San Miguel Chimalapa, Santiago Niltepec, Santo Domingo Ingenio, Santo | <i>Amazona oratrix, Aratinga strenua, Brotogeris jugularis</i> | 55.3 | 38.8 | 5.9 |

| Número identificador en figuras y nombre del sitio prioritario | Superficie km ² | Especies que representa | | | | | | | | Entidad a la que pertenece | Municipio al que pertenece | Coincidencia con área de extirpación local | % de cobertura del suelo | | | |
|---|-------------------------------|-------------------------|------------------------|------------------------|--------------------------|-----------------------------|-------------------------|-----------------------------|-----------------------------|----------------------------------|----------------------------------|---|---------------------------|------------------------|--------------------------|-------------|
| | | <i>Ara militaris</i> | <i>Amazona oratrix</i> | <i>Amazona finschi</i> | <i>Amazona albifrons</i> | <i>Amazona auropalliata</i> | <i>Aratinga strenua</i> | <i>Aratinga canicularis</i> | <i>Brotogetis jugularis</i> | | | | <i>Forpus cyanopygius</i> | Vegetación primaria | Vegetación secundaria | Otro uso |
| | | | | | | | | | | | Domingo Zanatepec y Tonalá | | | | | |
| 28. Tonalá - Pijijiapan | 743.7 | | | | | * | * | * | * | | Chiapas | Tonalá y Pijijiapan | N/A | 31.8 | 62.1 | 6.1 |
| 29. Acapetahua - Acacoyagua | 161.2 | | | | | * | * | * | * | | Chiapas | Acapetahua y Acacoyagua | N/A | 11.6 | 87.4 | 1 |
| 30. Huixtla | 53.3 | | | | | * | * | * | * | | Chiapas | Huixtla | N/A | 2.1 | 96.9 | 1 |
| 31. Mazatán | 108.3 | | | | | * | * | * | * | | Chiapas | Mazatán | N/A | 1.8 | 95.1 | 3.1 |
| 32. Tapachula | 94.9 | | | | | * | * | * | * | | Chiapas | Tapachula, Suchiate | N/A | 19.5 | 79.3 | 1.2 |

| Número identificador en figuras y nombre del sitio prioritario | Superficie km ² | Especies que representa | | | | | | | | Entidad a la que pertenece | Municipio al que pertenece | Coincidencia con área de extirpación local | % de cobertura del suelo | | | |
|---|-------------------------------|-------------------------|------------------------|------------------------|--------------------------|-----------------------------|-------------------------|-----------------------------|-----------------------------|----------------------------------|----------------------------------|---|---------------------------|------------------------|--------------------------|-------------|
| | | <i>Ara militaris</i> | <i>Amazona oratrix</i> | <i>Amazona finschi</i> | <i>Amazona albifrons</i> | <i>Amazona auropalliata</i> | <i>Aratinga strenua</i> | <i>Aratinga canicularis</i> | <i>Brotoyeris jugularis</i> | | | | <i>Forpus cyanopygius</i> | Vegetación primaria | Vegetación secundaria | Otro uso |
| 33. Frontera Chiapas - Guatemala | 220.4 | | | | | * | * | * | * | | Chiapas | Suchiate, Frontera Hidalgo, Metapa, Tuxtla Chico, Cacahoatan y Unión Juárez | N/A | 40.5 | 57.1 | 2.4 |

APÉNDICE II. ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS CONSIDERADAS EN EL ANÁLISIS

| Número en cartografía | Nombre | Categoría de decreto | Estados | Municipios | Superficie (km ²) |
|-----------------------|---------------------------------|--|--------------------|--|-------------------------------|
| I | Sierra de Álamos-Río Cuchujaqui | Área de protección de flora y fauna silvestres y acuáticas | Chihuahua y sonora | Sonora: Álamos, Sinaloa: Choix | 92,892.5 |
| II | Meseta de Cacaxtla | Área de protección de flora y fauna silvestres | Sinaloa | San Ignacio y Mazatlán | 50,759.8 |
| III | Chamela-Cuixmala | Reserva de la biósfera | Jalisco | La huerta | 13,136.4 |
| IV | Sierra de Manantlán | Reserva de la biósfera | Jalisco y Colima | Jalisco: Autlán de Navarro, Tuxcacuesco, Tolimán, Cuautitlán de García Barragán y Casimiro castillo, colima: Minatitlán, Cómala y Colima | 13,9577.0 |
| V | El Veladero | Parque nacional | Guerrero | Coyuca de Benítez y Acapulco de Juárez. | 3,616.9 |
| VI | Lagunas de Chacahua | Parque nacional | Oaxaca | Villa de Tututepec de Melchor Ocampo | 14,919.9 |
| VII | Huatulco | Parque nacional | Oaxaca | Santa María Huatulco | 6,553.2 |
| VIII | La Sepultura | Reserva de la biósfera | Chiapas y Oaxaca | Chiapas: Cintalapa, Jiquipilas, Villaflores, Villa Corzo, Tonal y Arriaga, Oaxaca: san pedro Tapanatepec | 167,310.2 |
| IX | El Triunfo | Reserva de la biósfera | Chiapas | Villa corzo, Pijjiapan, La Concordia, Ángel Albino Corzo, Montecristo de Guerrero, Siltepec, | 119,182.6 |

| | | | | | |
|---|----------------|------------------------|---------|---|-----------|
| | | | | Escuintla, Acacoyagua y Mapastepec | |
| X | La Encrucijada | Reserva de la biósfera | Chiapas | Mazatán, Huehuete, Huixtla, Villa Comaltitlán, Acapetahua, Mapastepec y Pijjiapan | 115,655.7 |