

EFFECTOS DEL CAMBIO DE USO DE SUELO EN LA DISPONIBILIDAD HIPOTÉTICA DE HÁBITAT PARA LOS PSITÁCIDOS DE MÉXICO

César A. Ríos-Muñoz & Adolfo G. Navarro-Sigüenza

Museo de Zoología “Alfonso L. Herrera”, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Apartado Postal 70-399, México D. F. 04510, México. *E-mail:* rmuñoz98@ciencias.unam.mx

Abstract. – Effects of land use change on the hypothetical habitat availability for Mexican parrots.

– Habitat loss is one of the main threats for Neotropical parrots, being human-induced land use change a key issue. In this paper, we analyze the modification of vegetation cover for three time periods (1976, 1996, and 2000) upon the hypothetical distribution of 22 Mexican parrot species, through the use of ecological niche modeling (GARP). With the exception of three species, all others incur losses in the distribution areas under the land use change scenarios, with up to 86% loss for *Ara macao*. For *Aratinga strenua*, *Brotogeris jugularis*, and *Amazona auropalliata*, all distributed in the southern coastal region of Mexico, an apparent recovery in area exists. We also analyze the modifications in species richness patterns for Mexican psittacids under the same scenarios and the role of protected areas as zones of potential habitat conservation.

Resumen. – Una de las mayores amenazas para los psitácidos neotropicales es la pérdida del hábitat, la cual resulta principalmente de la modificación de la cobertura vegetal por factores antropogénicos. En este trabajo analizamos la modificación de la cobertura vegetal durante tres periodos (1976, 1996 y 2000) y su influencia en la distribución hipotética de 22 de las especies de psitácidos mexicanos, a través de la predicción de áreas utilizando modelos de nicho ecológico (GARP). Con excepción de tres especies, existe una pérdida general en el área de distribución hipotética al comparar los tres periodos del uso de suelo llegando hasta un 86% de pérdida para *Ara macao*. Solo en el caso de *Aratinga strenua*, *Brotogeris jugularis* y *Amazona auropalliata*, que habitan en la región costera sur de México, existe un aumento aparente en cuanto al área de distribución potencial. Analizamos también las modificaciones de los patrones geográficos de la riqueza de especies para los psitácidos mexicanos a nivel nacional bajo esos mismos escenarios y el papel de las áreas protegidas como zonas de conservación de hábitat potencial. *Aceptado el 21 de Agosto de 2009.*

Key words: Conservation, ecological niche models, land use changes, Mexico, parrots, protected areas, species richness.

INTRODUCCIÓN

En México se encuentran entre 21 y 25 especies de psitácidos (AOU 1998, Navarro-Sigüenza & Peterson 2004) dependiendo del enfoque taxonómico (concepto de especie; Zink & McKittrick 1995). Estas especies están distribuidas principalmente en las tierras bajas

de las vertientes del Pacífico y del Golfo de México, así como la Península de Yucatán, aunque algunas llegan a distribuirse en las zonas montañas y en islas del Pacífico (Howell & Webb 1995, Juniper & Parr 1998). En cuanto a las condiciones necesarias para su distribución, se ha observado que la mayor abundancia de individuos se encuentra en

hábitats que presentan poca perturbación antropogénica (Morales-Pérez 2005), siendo limitantes importantes la disponibilidad de alimento (Renton 2001), los sitios de anidación (Renton & Salinas-Melgoza 1999) y la depredación de la que pueden ser objeto (White *et al.* 2006).

A pesar de su gran diversidad, los psitácidos son uno de los grupos biológicos más amenazados a nivel nacional (SEMARNAT 2002) e internacional (BirdLife International 2000), pues son especies que han estado sujetas por mucho tiempo al tráfico legal e ilegal para el mercado de mascotas (Iñigo & Ramos 1991, Cantú-Guzmán *et al.* 2007). Incluso, algunas especies han sufrido disminuciones poblacionales de hasta un 25% a un 30 %, y especies como *Brotogeris jugularis*, *Amazona albifrons* y *A. farinosa* han sido extirpadas de ciertas regiones del país (Macías *et al.* 2000, Cantú-Guzmán *et al.* 2007). Sin embargo, uno de los factores más importantes que afecta a las poblaciones de psitácidos mexicanos es la pérdida o degradación del hábitat (Macías *et al.* 2000), debida principalmente a factores antropogénicos como la expansión de la frontera agrícola y pecuaria (Velázquez *et al.* 2002).

El limitado conocimiento sobre los requisitos ecológicos de los psitácidos mexicanos ha hecho que la información se analice solamente de manera individual para algunas especies (Macías & Iñigo 2003), o para regiones muy localizadas (Morales-Pérez 2005). La utilización de modelos ecológicos de nicho ha demostrado ser una herramienta eficaz en la generación de información para predecir sitios viables con base en sus condiciones ambientales (Peterson 2001, Navarro *et al.* 2003b). Estas herramientas se basan en el concepto de nicho ecológico de Hutchinson (1957, 1959), en el que las especies encuentran condiciones adecuadas en un “espacio” multidimensional compuesto por condiciones bióticas y ambientales. Los modelos ecológi-

cos de nicho utilizan información biológica (datos de colección de las especies) e información ambiental o geográfica que es analizada por medio de algoritmos, realizando una aproximación del espacio multidimensional, que es proyectada en un mapa para ser visualizado geográficamente prediciendo las áreas donde se encuentran las condiciones ecológicas aptas para la presencia de la especie (Peterson 2001, Navarro *et al.* 2003b, Soberón & Peterson 2004). Los resultados de este tipo de modelos sugieren distribuciones hipotéticas debido a las limitaciones de los datos de entrada y a que existen factores bióticos e históricos que no son considerados al momento de generar los modelos (Illoldi & Escalante 2008) por lo que deben ser puestos a prueba.

Una de las aplicaciones de estas herramientas ha sido evaluar el impacto provocado por el cambio de uso de suelo (Sánchez-Cordero *et al.* 2005, Peterson *et al.* 2006), entendido como la transformación de la cobertura vegetal original por factores antropogénicos (Velázquez *et al.* 2002). Aunque algunas especies se han beneficiado con estos cambios, como en el caso de ciertos mamíferos endémicos (e.g., *Pappogeomys tyborhinus* y *Spermophilus adocetus*, Sánchez-Cordero *et al.* 2005) y algunas aves introducidas (e.g., *Passer domesticus*, MacGregor-Fors 2008), se ha visto que es una de las principales causas de la pérdida de biodiversidad, pues puede provocar la eventual desaparición de poblaciones dentro de las áreas de distribución de las especies (Macías *et al.* 2000, Peterson *et al.* 2006). En el presente trabajo pretendemos dar una aproximación cuantitativa sobre el cambio en el uso de suelo en México, relacionándolo con las hipótesis de distribución generadas por los modelos ecológicos de nicho y evaluando cómo dichas modificaciones han impactado las áreas hipotéticas disponibles para la supervivencia de los psitácidos mexicanos.

MÉTODOS

Se consideraron 22 de las 25 especies de Psittacidae de México, *sensu* Navarro-Sigüenza & Peterson (2004) quienes han probado su propuesta taxonómica previamente en análisis de conservación para las aves mexicanas (Peterson & Navarro-Sigüenza 1999). Bajo esta perspectiva existen 10 especies endémicas, de las cuales tres no fueron consideradas en este trabajo ya que se trata de especies insulares (*Aratinga brevipes*, *Forpus insularis* y *Amazona tresmariae*), y debido a la escala del trabajo no es posible analizarlas.

Las coordenadas geográficas de los registros históricos de las especies de psitácidos de México fue obtenida del "Atlas de las Aves de México" (Navarro-Sigüenza *et al.* 2003a), que es la mayor recopilación de información de ejemplares mexicanos contenidos en las colecciones nacionales y extranjeras (ver agradecimientos). Estos registros fueron georeferenciados con gaceteros publicados (Paynter 1955), gaceteros en línea (<http://www.fallingrain.com>) o por utilización de cartas topográficas (INEGI 1982). Aunque se ha tratado de evitar los sesgos en la información mediante la utilización de varias fuentes de información, provocado por la falta de representación geográfica y temporal (Sánchez-Cordero *et al.* 2001), hay que recordar que estos datos no representan un inventario exhaustivo y son solo una muestra de la distribución de los taxones en la naturaleza.

Para generar los modelos ecológicos de nicho, se optó tener una representación de las condiciones climáticas y topográficas requeridas por las especies para poder después contrastarla con los tipos de vegetación, sin que esta última influyera en la elaboración de los modelos. La información climática (precipitación, temperatura, isotermalidad y oscilación diurna de la temperatura) fue obtenida de Worldclim 1.4 (Hijmans *et al.* 2005, <http://www.worldclim.org>) y la topográfica fue

obtenida del proyecto Hydro-1K (<http://edcdaac.usgs.gov/gtopo30/hydro>); todas estas coberturas fueron remuestreadas con un tamaño de celda de 0,01° utilizando el análisis del vecino más cercano, para evitar modificaciones en los valores de los píxeles a la hora de limitar el área.

Para evaluar los escenarios de cambio de uso de suelo, se utilizaron tres proyecciones a partir de un mapa de vegetación potencial (basado en Rzedowski 1978, 1990), que es una hipótesis de los tipos de vegetación sin considerar el impacto causado por las actividades humanas. Para las clasificaciones de cambio de uso de suelo de las últimas tres décadas, se utilizó información de 1973 a 1976 basada en fotografía aérea y los inventarios nacionales forestales de 1996 y 2000 (Velásquez *et al.* 2002), todos los escenarios se hicieron equiparables de acuerdo con la propuesta de Peterson *et al.* (2006) en la que dichas coberturas se hicieron compatibles con los tipos de vegetación de Rzedowski (1978).

Para la elaboración de los modelos ecológicos de nicho utilizamos el algoritmo GARP (Genetic Algorithm for Rule-set Production, por sus siglas en inglés, Stockwell & Noble 1992), el cual ha demostrado ser una herramienta útil en el entendimiento de distribuciones geográficas (Anderson *et al.* 2002) y ecológicas (Nakazawa *et al.* 2004), así como para procesos evolutivos relacionados con la distribución de organismos (Peterson *et al.* 1999). Las localidades de recolección fueron divididas en datos de entrenamiento y validación que fueron sometidos a las distintas reglas (e.g., reglas bioclimáticas, regresión logística). Se realizaron 100 réplicas para cada especie y de éstas se escogieron los 10 mejores modelos con base en la propuesta de Anderson *et al.* (2003), asumiendo que los mejores modelos son aquellos que presentan un error de omisión mínimo y un error de comisión intermedia (la opción *best subsets* del programa). Para determinar los valores de presen-

cia y ausencia se determinó un umbral en el cual la especie se consideraba presente en los pixeles donde existía un consenso de siete de los 10 mejores modelos (70%).

Para probar la significancia estadística de las predicciones, todos los modelos fueron evaluados con una prueba de χ^2 (Peterson & Shaw 2003). Este procedimiento permite probar la capacidad de predecir puntos no utilizados en la generación del modelo (i.e., datos extrínsecos). Los valores esperados se calculan dada la proporción de área predicha como presente con respecto al área total del estudio (= probabilidad de éxito); de esta manera se determina si el número de puntos extrínsecos predichos correctamente es mayor al esperado por azar. La delimitación de las áreas de distribución de las especies se realizó recortando la predicción generada por el modelo dentro de las provincias biogeográficas en las cuales existían datos históricos de presencia, ya que los modelos al buscar coincidencias ambientales no asumen los factores históricos que han actuado sobre la distribución de las especies (Soberón & Peterson 2005, Illoldi-Rangel & Escalante 2008).

Una vez obtenidos los mapas finales de las áreas potenciales históricas, éstos fueron recortados de acuerdo a donde han existido modificaciones al uso de suelo que, posiblemente, impiden el establecimiento de poblaciones de las especies (zonas o centros urbanos, pastizales inducidos, áreas sin vegetación aparente, zonas agrícolas y pecuarias; Sánchez-Cordero *et al.* 2005, Peterson *et al.* 2006) en cada una de las tres fechas para poder compararse posteriormente. Aunque se han reportado especies de psitácidos mexicanos que pueden tolerar cierto grado de modificación del hábitat e incluso propiciar el establecimiento de individuos fuera de sus áreas de distribución (Juniper & Parr 1998), no hay datos poblacionales que señalen que se trata de poblaciones con crecimiento positivo

(Álvarez-Romero *et al.* 2008). Por esta razón y partiendo del hecho de que es difícil el establecimiento de poblaciones de psitácidos en sitios que han sido modificados significativamente de manera antropogénica (Morales-Pérez 2005), decidimos dejar sólo aquellas áreas con hábitats sin modificación antropogénica en donde sería probable el establecimiento de poblaciones viables dentro de sus áreas de distribución.

Las áreas de la distribución hipotética con hábitat sin modificación antropogénica fueron medidas por medio de un SIG y comparadas para obtener las proporciones de pérdida de área potencial predicha, basada en el nicho ecológico de la especie. Con base en las áreas hipotéticas obtenidas bajo el escenario de cambio de uso de suelo de 2000, se obtuvo el porcentaje de esas áreas que se mantienen dentro de las áreas protegidas federales consideradas hasta Noviembre de 2008 (<http://www.conanp.gob.mx>).

A partir de la información generada para cada especie, las hipótesis de distribución se sumaron para elaborar una serie de mapas de riqueza de especies para los escenarios de cambio de uso de suelo (Peterson *et al.* 2006). Este procedimiento permite visualizar los cambios en las regiones donde se concentran las especies, usando los mismos escenarios que fueron utilizados para cada una de las especies por separado (Velásquez *et al.* 2002, Peterson *et al.* 2006).

RESULTADOS

Las distribuciones potenciales de las 22 especies modeladas (Figs. 1–4) tuvieron predicciones por encima de lo esperado al azar (prueba de χ^2 , todos $p \leq 0.01$, $gl = 1$). Además, los modelos obtenidos presentaron bajos valores de omisión (i.e., los modelos fueron exitosos en predecir la mayoría de los datos de origen), presentando un poder de predictivo por arriba del 80%.

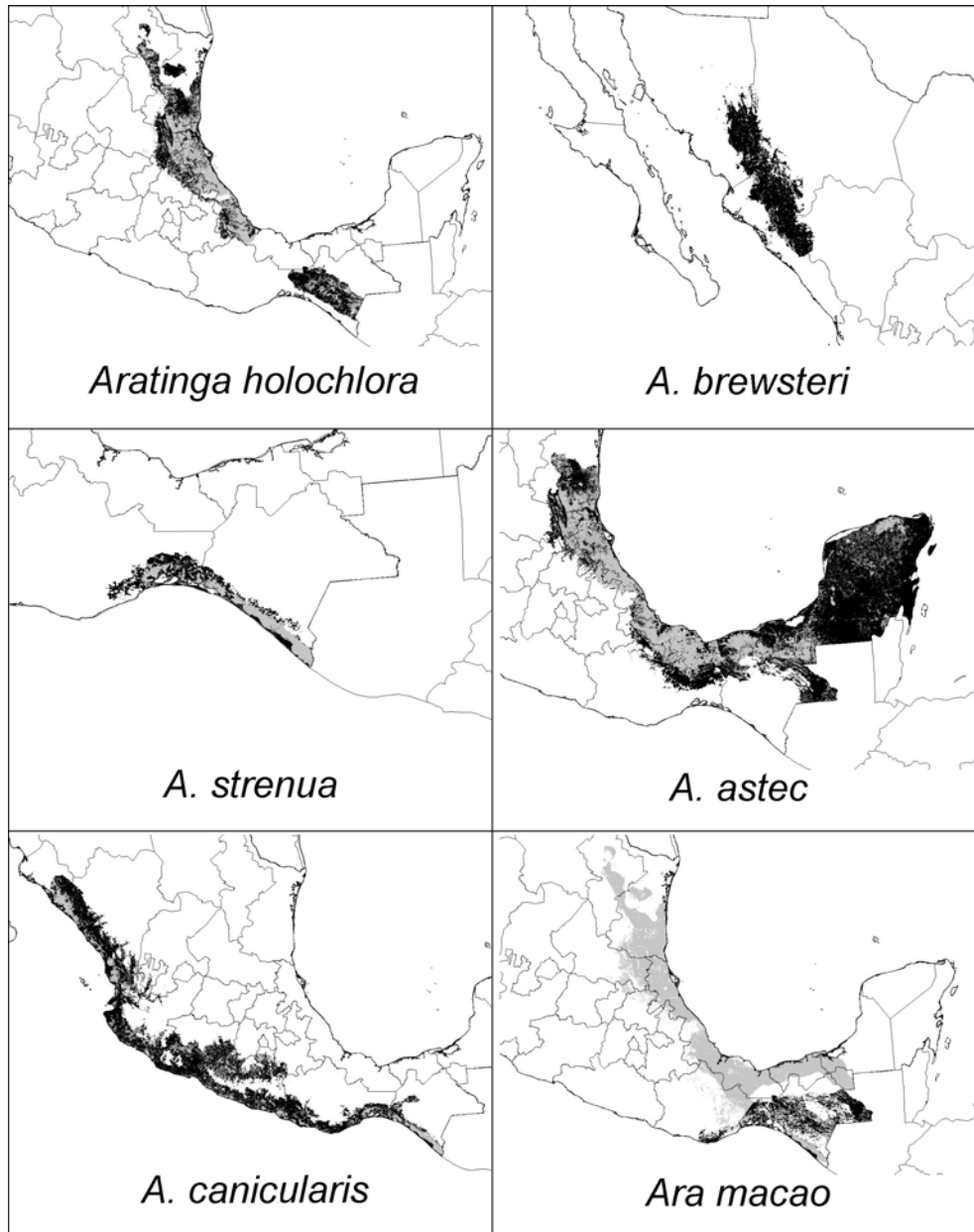


FIG. 1. Distribuciones geográficas potenciales de *Aratinga holochlora*, *A. brewsteri*, *A. strenua*, *A. astec*, *A. canicularis* y *Ara macao*. En negro las áreas de distribución hipotética que mantienen cobertura vegetal original (2000), en tonos de gris se observan las áreas que se han modificados desde la cobertura vegetal original (Rzedowski 1978) y las modificaciones de cobertura vegetal para 1976 y 1996.

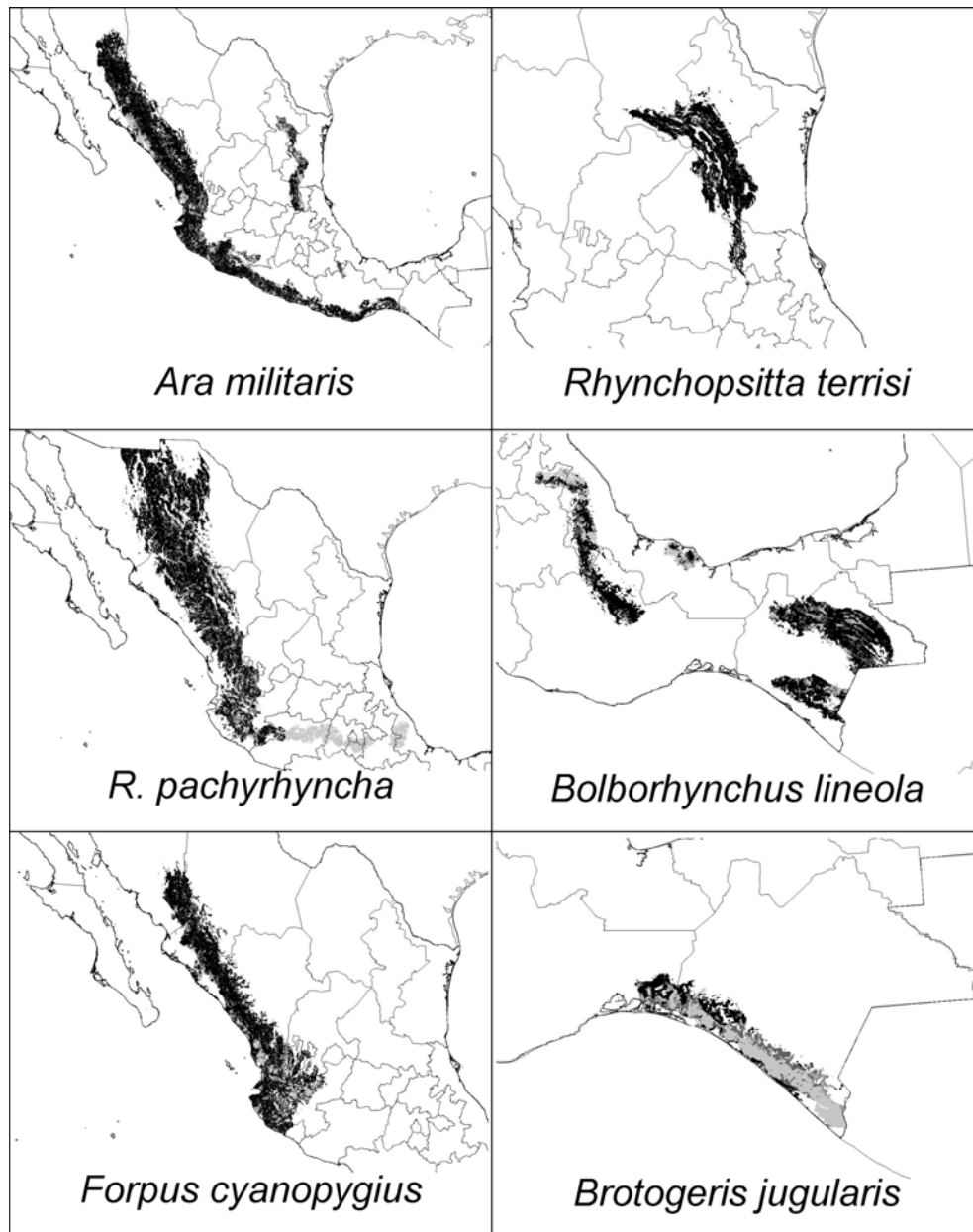


FIG. 2. Distribuciones geográficas potenciales de *Ara militaris*, *Rhynchopsitta terrisi*, *R. pachyrhyncha*, *Bolborhynchus lineola*, *Forpus cyanopygius* y *Brotogeris jugularis* en México. En negro las áreas de distribución hipotética que mantienen cobertura vegetal original (2000), en tonos de gris se observan las áreas que se han modificados desde la cobertura vegetal original (Rzedowski 1978) y las modificaciones de cobertura vegetal para 1976 y 1996.

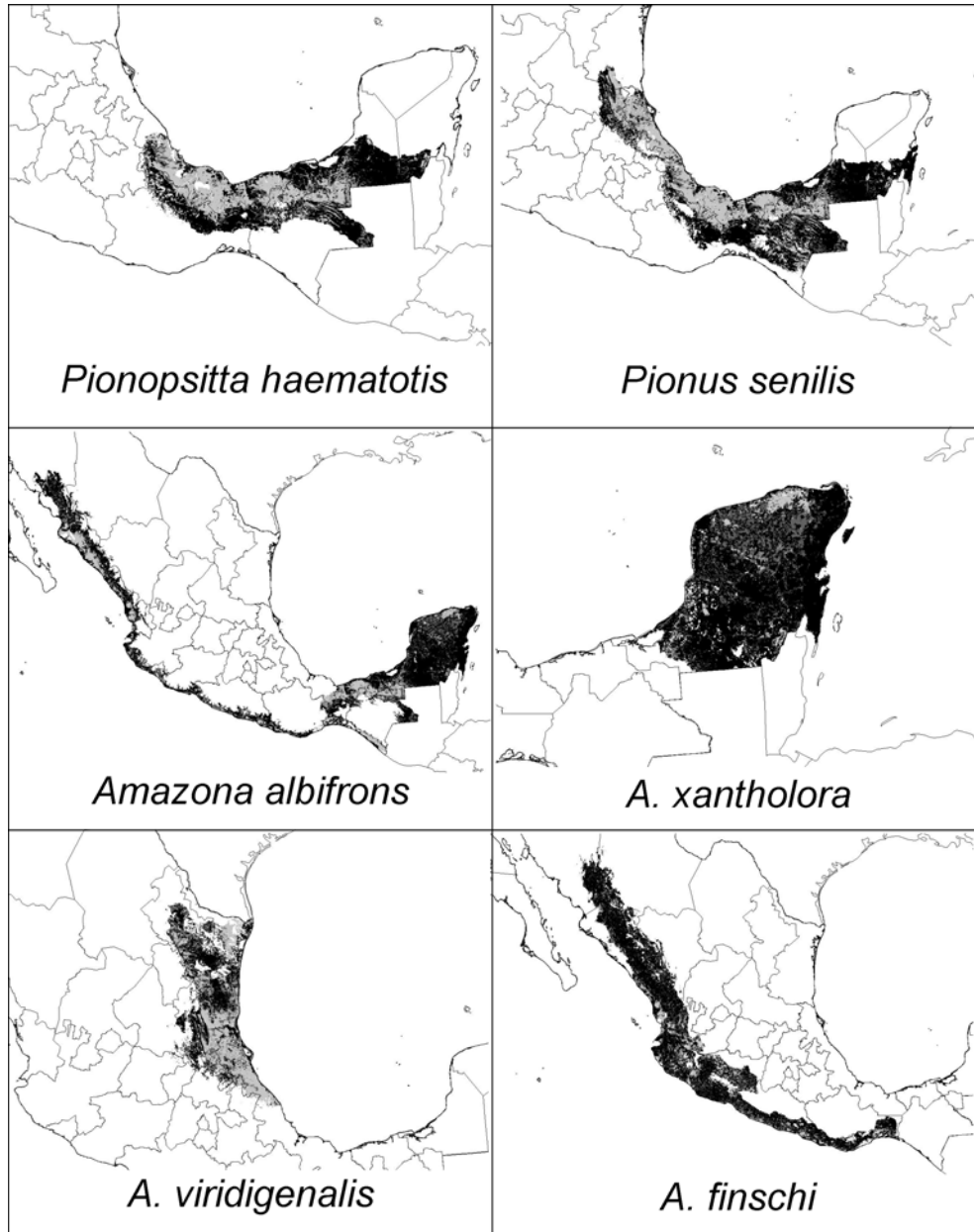


FIG. 3. Distribuciones geográficas potenciales de *Pionopsitta haematotis*, *Pionus senilis*, *Amazona albifrons*, *A. xantholora*, *A. viridigenalis* y *A. finschi* en México. En negro las áreas de distribución hipotética que mantienen cobertura vegetal original (2000), en tonos de gris se observan las áreas que se han modificados desde la cobertura vegetal original (Rzedowski 1978) y las modificaciones de cobertura vegetal para 1976 y 1996.

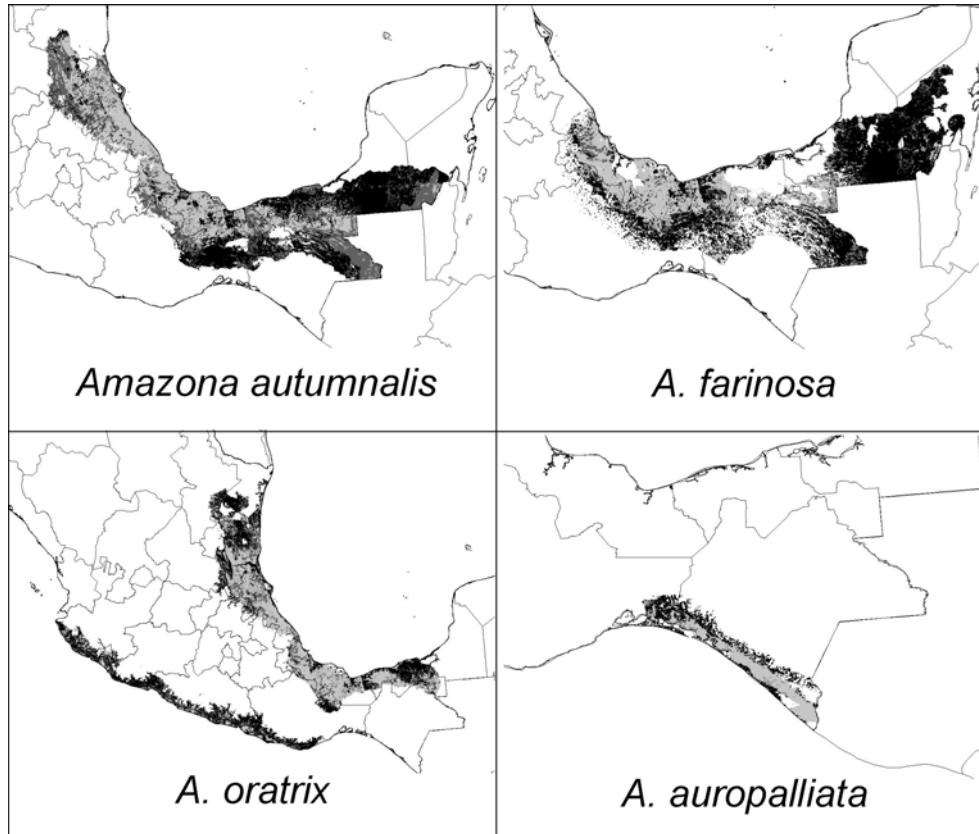


FIG. 4. Distribuciones geográficas potenciales de *Amazona autumnalis*, *A. farinosa*, *A. oratrix* y *A. auropalliata* en México. En negro las áreas de distribución hipotética que mantienen cobertura vegetal original (2000), en tonos de gris se observan las áreas que se han modificados desde la cobertura vegetal original (Rzedowski 1978) y las modificaciones de cobertura vegetal para 1976 y 1996.

Las proyecciones de los modelos en los escenarios de uso de suelo indican las pérdidas del área de distribución hipotética permitiendo una visualización en secuencia temporal de las modificaciones de las distribuciones potenciales históricas de las especies (Figs. 1–4). A partir de los modelos predictivos pudo realizarse un compendio de los cambios en tamaño de área bajo las tres fechas de uso de suelo analizadas (1976, 1996, 2000) y de los porcentajes de modificación calculados para cada especie a partir del

tamaño del área de distribución hipotética original (Tabla 1). Con esta información se pudo observar gráficamente el comportamiento del área hipotética como porcentaje de cobertura vegetal primaria remanente (Fig. 5), en donde 19 de las 22 especies analizadas muestran una importante pérdida de su área histórica reduciéndose desde el 80–86% para *Ara macao*, la especie potencialmente más afectada, hasta 15% para *Aratinga brewsteri* que resultó tener los menores valores de pérdida de hábitat.

TABLA 1. Tamaños de área de distribución hipotética aproximada y porcentajes de modificación de las 22 especies de psitácidos mexicanos analizadas en este trabajo y área remanente dentro del límite de las áreas protegidas federales.

Especie	Distribución hipotética "original"	Área hipotética aproximada para 1976		Área hipotética aproximada para 1996		Área hipotética aproximada para 2000		Área hipotética incluida dentro de áreas protegidas federales	
		Miles de km ²	Miles de km ²	% de reducción	Miles de km ²	% de reducción	Miles de km ²	% de reducción	Miles de km ²
<i>Aratinga holochlora</i>	108,44	58,26	46,26	51,58	52,43	44,27	59,16	5,32	12,01
<i>A. brewsteri</i>	39,62	36,57	7,69	36,49	7,88	33,64	15,09	0,68	2,04
<i>A. strenua</i>	12,71	6,30	50,38	4,95	61,05	5,68	55,32	0,09	1,57
<i>A. astec</i>	243,99	159,56	34,60	146,88	39,80	126,85	48,01	22,38	17,64
<i>A. canicularis</i>	155,94	111,30	28,62	108,82	30,21	97,22	37,65	1,43	1,47
<i>Ara militaris</i>	226,02	182,71	19,15	179,89	20,40	160,01	29,20	3,58	2,24
<i>A. macao</i>	155,15	26,48	82,92	24,49	84,21	21,51	86,13	6,12	28,47
<i>Rhynchopsitta terrisi</i>	32,39	28,58	11,74	28,50	12,00	26,98	16,69	0,93	3,46
<i>R. pachyrhyncha</i>	188,28	170,39	9,50	167,93	10,80	154,55	17,91	9,17	5,93
<i>Bolborhynchus lineola</i>	33,17	23,51	29,11	21,31	35,74	20,77	37,36	2,36	11,38
<i>Forpus cyanopygius</i>	108,25	85,69	20,83	85,59	20,93	76,82	29,03	1,69	2,20
<i>Brotogeris jugularis</i>	8,65	3,39	60,75	2,18	74,79	3,33	61,41	0,33	9,89
<i>Pionopsitta haematotis</i>	116,35	69,93	39,89	62,66	46,14	60,02	48,41	13,02	21,69
<i>Pionus senilis</i>	202,07	122,79	39,23	111,27	44,93	103,04	49,00	21,53	20,89
<i>Amazona albifrons</i>	263,37	195,27	25,85	188,17	28,55	163,87	37,77	22,20	13,55
<i>A. xantbolora</i>	100,99	89,22	11,65	88,94	11,93	74,81	25,91	13,09	17,49
<i>A. viridigenalis</i>	82,93	50,46	39,15	42,09	49,24	34,83	58,00	1,94	5,57
<i>A. finschi</i>	212,75	174,30	18,07	174,00	18,21	155,69	26,81	2,65	1,70
<i>A. autumnalis</i>	167,56	94,51	43,59	83,24	50,32	58,47	65,10	9,20	15,73
<i>A. farinosa</i>	106,70	69,11	35,22	63,09	40,87	58,39	45,28	11,74	20,11
<i>A. oratrix</i>	150,83	81,73	45,80	70,50	53,25	61,98	58,90	4,71	7,59
<i>A. auropalliata</i>	8,42	3,23	61,64	2,15	74,46	3,08	63,36	0,10	3,33

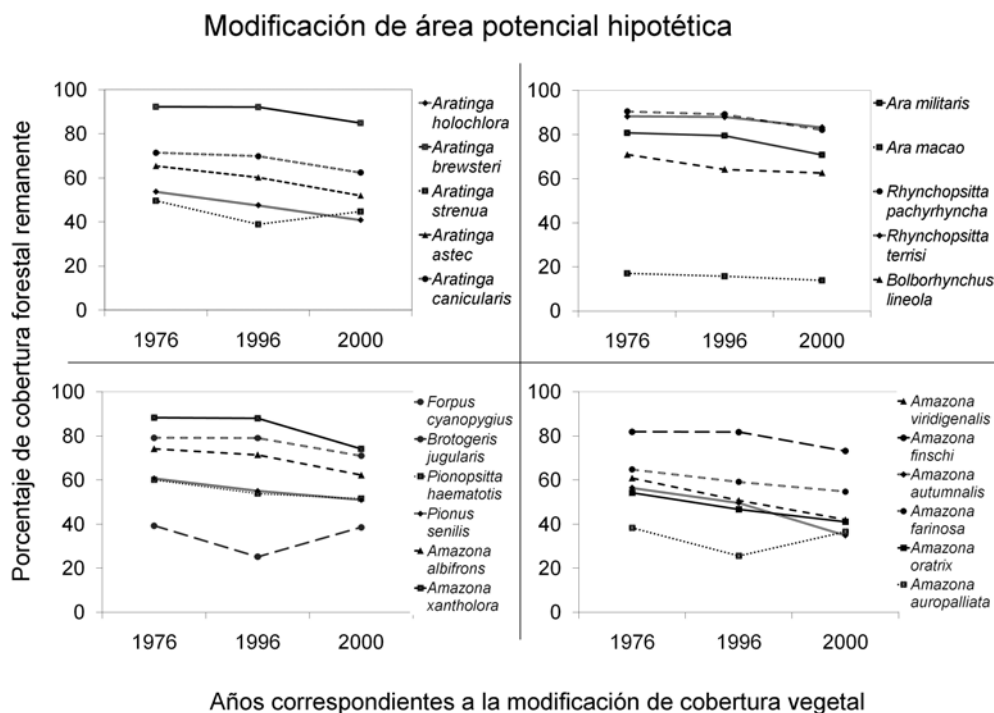


FIG. 5. Porcentajes de modificación del área de distribución hipotética en México para las 22 especies de psitácidos analizados en este estudio bajo los escenarios de cambio de uso de suelo.

En tres casos (*Amazona auropalliata*, *Brotogeris jugularis* y *Aratinga strenua*) se observó una baja drástica de área predicha con los datos de 1996 y una posterior “recuperación” para 2000. Una de las posibles causas de esta recuperación es que las tierras que presentan un uso predominantemente agrícola y pecuario, se conviertan en zonas de vegetación secundaria al ser abandonadas cuando pierden su productividad (Mendoza & Dirzo 1999). Es posible observar (Figs. 1–4) que la mayor parte de la pérdida de área hipotética predicha se encuentra asociada a las especies cuya distribución abarca la planicie costera del Golfo de México (e.g., *Aratinga holochlora*, *A. astec*, *Ara macao*, *Pionopsitta haematotis*, *Pionus senilis*, *Amazona viridigenalis*, *A. autumnalis*, *A. farinosa* y *A. oratrix*) y las tierras bajas de la costa de Chiapas (*Aratinga strenua*, *Brotogeris*

jugularis y *Amazona auropalliata*); áreas que en las últimas décadas sufrieron una transformación significativa para dedicarlas a la agricultura y ganadería.

Finalmente a partir del área hipotética predicha disponible para 2000, se calculó el área y el porcentaje de área dentro de la red de áreas protegidas federales para tener una estimación del porcentaje que se encuentra sujeto a conservación mediante este sistema (Tabla 1). Seis de 22 especies (27%) se consideran escasamente representadas en las áreas protegidas al tener menos de 2% incluido. Ocho (36%) se pueden considerar medianamente representadas al tener entre 2% y 10% de su distribución hipotética en áreas protegidas y siete (32%) mantienen entre 10% y 20% de su distribución incluida en áreas protegidas lo cual se puede considerar como bien represen-

tada. Una sola especie (*Ara macao*) presenta el 23% de su área potencial predicha dentro las áreas protegidas y estaría considerada como bien representada.

Los mapas de la Figura 6 muestran las variaciones geográficas de la riqueza de especies bajo los tres escenarios de cambio de uso de suelo. En general, los psitácidos se encuentran distribuidos en ambas vertientes llegando hasta las zonas montañas de la Sierra Madre del Sur y Sierra Madre Oriental, pero principalmente en las tierras bajas dominadas por bosques tropicales perennifolios, caducifolios y subcaducifolios. Las mayores concentraciones de especies (entre 9 y 11 especies) se observan en el Istmo de Tehuantepec, en la zona donde convergen el bosque tropical perennifolio y el bosque tropical caducifolio en la región de los Chimalapas y un pequeño fragmento en el norte de Chiapas. El siguiente grupo (entre 6 y 8 especies) se encuentra asociado principalmente a la distribución de los bosques tropicales perennifolios y dos zonas ubicadas al occidente del país, una en Sinaloa y otra en la costa de Jalisco. Las zonas donde es posible encontrar entre 3 y 5 especies corresponden a sitios dominados por ambientes semi-áridos, como la Península de Yucatán, la costa del Pacífico y Tamaulipas. En la última categoría se encuentran sólo entre 1 y 2 especies; las áreas ocupadas corresponden a los límites latitudinales de especies que se distribuyen en el extremo norte y noreste del país (e.g., *Rhynchopsitta pachyrhyncha* y *Amazona viridigenalis*) o aquellas distribuidas en la Sierra Madre Oriental (*Rhynchopsitta terrisi*) y la Cuenca del Balsas (*Aratinga canicularis*). Es posible observar a través del análisis multitemporal de cambio de uso de suelo, que la mayor pérdida se encuentra en las zonas de bosque tropical perennifolio. Estas modificaciones han hecho que una gran extensión de la planicie costera del Golfo y zona costera de Chiapas en el sur de México puedan comprometer la permanencia de

poblaciones de varias especies de psitácidos mexicanos.

DISCUSIÓN

En general, los psitácidos mexicanos se encuentran asociados a zonas dominadas por bosques que proveen sitios necesarios para su alimentación y anidamiento (Lanning & Shifflett 1983, Rodríguez-Estrella *et al.* 1992, Collier 1997, Enkerlin-Hoeflich & Hogan 1997, Juniper & Parr 1998, Renton & Salinas-Melgoza 1999, Renton 2001, Macías & Iñigo 2003, Monterrubio-Rico & Enkerlin-Hoeflich 2004a, Morales-Pérez 2005, Monterrubio-Rico & Escalante-Pliego 2006), por lo que la presencia de sitios sin alteraciones antropogénicas es una necesidad para el establecimiento de sus poblaciones (Morales-Pérez 2005).

El modelado de nicho ecológico representa solamente una conceptualización de la distribución de las condiciones ambientales propicias en las cuales se encuentran las especies (Peterson 2001), éstas son proyectadas en la geografía para tener una hipótesis adecuada de su distribución geográfica. La resolución a la que fue realizado el trabajo (tamaño de píxel de aproximadamente 1 km²) permite tener una buena aproximación de las condiciones del paisaje presentes en el país y hacer algunas inferencias sobre lo que le ha sucedido al hábitat (Peterson *et al.* 2006). Sin embargo, los modelos de cambio de uso de suelo utilizados en el presente trabajo han sido generados en distintos momentos, y a partir de métodos distintos (e.g., fotografías aéreas e imágenes de satélite), por lo que la compatibilidad, a pesar de tratar de ser lo más completa posible, no pudo ser total (Velásquez *et al.* 2002; Peterson *et al.* 2006). Estas diferencias hacen que los modelos tengan algunas limitantes a nivel espacial, pues son sólo adecuados al considerar lo que sucede a escala nacional y en patrones generales. A escalas más locales pueden representar problemas, ya que las

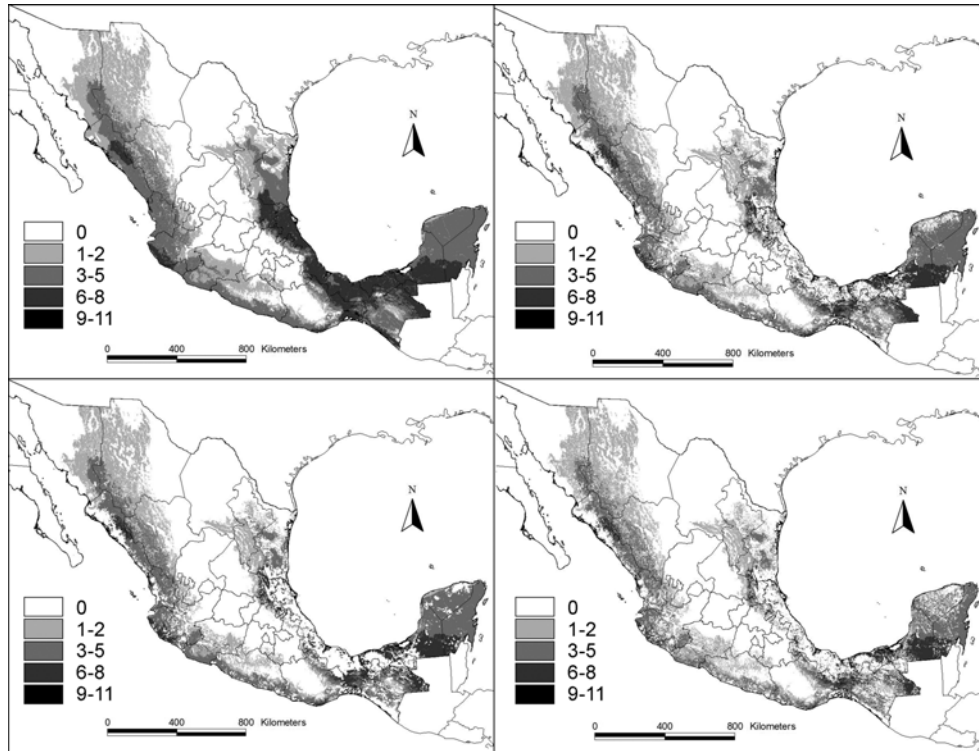


Figura 6. Patrones de riqueza de especies de los psitácidos de México con base en la distribución hipotética generada mediante GARP. Se representan las condiciones de vegetación sin modificación (Rzedowski 1978) y sus modificaciones considerando evaluaciones de cobertura vegetal para 1976, 1996 y 2000.

delimitaciones de tipos de uso de suelo a escala muy fina no coinciden en su totalidad y por lo tanto pueden representar información que no se ajusta totalmente con la realidad.

Vale la pena señalar que los datos más recientes de cambio de uso de suelo fueron recopilados al final de la década de 1990 para la elaboración del Inventario Nacional Forestal 2000 (SEMARNAT e IG-UNAM 2002) y no existe información actualizada que permita hacer consideraciones de lo sucedido en años recientes, pues la actualización del estado de cambio de uso de suelo se encuentra en proceso de elaboración (<http://www.inegi.gob.mx>). Existen otros factores que no fueron evaluados y que pueden pre-

sentar efectos directos sobre la distribución de las especies como el cambio climático global (Jetz *et al.* 2007), por lo tanto, los estimados generados por estos modelos deben considerarse como aproximaciones a ser validadas por futuras investigaciones que enfoquen especies o regiones particulares.

Las modificaciones que sufren los ecosistemas por actividades antropogénicas inciden directamente en la sobrevivencia de las especies. Para algunas, estas modificaciones pueden resultar benéficas al representar una fuente de alimento seguro (e.g., especies capaces de explotar agroecosistemas) o existir una menor abundancia de depredadores y así incrementar sus tasas reproductivas (Sánchez-

Cordero & Martínez-Meyer 2000). Sin embargo, la gran mayoría se pueden ver afectada debido a la reducción y degradación de condiciones de hábitat disponible (Herkert 1997, Galicia *et al.* 2007, Jackson & Gaston 2008). Estas condiciones pueden causar graves disminuciones poblacionales para especies que, por ejemplo, prefieren hábitats de bosque maduro. Al considerar la posición de riesgo que afecta a una buena parte de las especies de psitácidos mexicanos (SEMARNAT 2002), también debemos tomar en cuenta que la deforestación acumulada en México para el año 2000 alcanzaba un 50% de los ambientes tropicales (Trejo & Dirzo 2000, Velázquez *et al.* 2002), situación que agrava, aún más, el estatus de conservación de dichas especies.

Pese a que a todas las especies analizadas en el presente trabajo se han visto afectadas por las modificaciones en el uso de suelo, se puede observar que el grado de afectación es muy variable. En algunos casos, la pérdida de área potencial predicha es menor (e.g., *Aratinga brensteri* y *Rhynchopsitta terrisi*), mientras que en otras es muy drástica (e.g., *Ara macao*). Las modificaciones de uso de suelo en zonas altas son menores a las observadas en las zonas de tierras bajas. Este fenómeno es, en buena parte, resultado de la accesibilidad y del Programa Nacional de Desmontes que existió en el país durante la década de 1970, el cual promovió la eliminación de las selvas para crear tierras agrícolas principalmente en la región tropical del país (Niembro-Rocas 2001).

Este mismo patrón de modificación de hábitat se ha observado en áreas ocupadas por otros grupos taxonómicos (Peterson *et al.* 2006). En el caso de algunas especies de córvidos mexicanos las áreas de distribución se han mantenido casi sin cambios (e.g., *Cyanocorax sanblasianus*) mientras que para otras se han reducido seriamente (e.g., *C. beecheii*). Al determinar el porcentaje de hábitat remanente para las especies de mamíferos

continentales endémicos, Sánchez-Cordero *et al.* (2005), también observaron que algunas especies son más susceptibles que otras, dependiendo de la posición geográfica y el tipo de vegetación al que se encuentren asociadas.

Es posible observar que en algunos sitios, la tasa de deforestación se ha reducido considerablemente de manera histórica (Mendoza & Dirzo 1999) y que en algunos casos puede llegar a revertirse, gracias a la regeneración natural (Mendoza & Dirzo 1999, Bowen *et al.* 2007) y la recuperación de hábitat mediante métodos de restauración (Vieira & Scariot 2006). En nuestro trabajo, este fenómeno se observa para tres de las especies analizadas (*Aratinga strenua*, *Amazona auropalliata* y *Broto-geris jugularis*), para las cuales existió una recuperación del área potencial predicha de 1996 a 2000 de alrededor del 10%; dicha situación no había sido reportada en trabajos de este tipo con otros taxones (Sánchez-Cordero *et al.* 2005, Peterson *et al.* 2006). Sin embargo, la recuperación de hábitat no forzosamente implica que exista recuperación de las poblaciones de las especies que se distribuían en esos sitios, un fenómeno conocido como defaunación (Redford 1992).

La mayor modificación de cambio de uso de suelo se encuentra en la parte del sureste del país, sobre todo en selvas altas perennifolias, lo que hace especialmente sensibles a especies como *Ara macao*, *Aratinga holochlora*, *A. astec*, *Pionopsitta haematotis*, *Pionus senilis*, *Amazona autumnalis*, *A. farinosa* y la parte oriental de la distribución de *Amazona oratrix*. Por otro lado, algunas especies no presentan modificaciones tan drásticas, como lo son aquellas que viven asociadas a zonas de bosque tropical caducifolio: *Aratinga canicularis*, *Amazona albifrons*, *A. finschi*, *Ara militaris* y parte de *A. oratrix*. Esto puede deberse a las condiciones de marcada estacionalidad y escasa precipitación que se presentan en la costa del Pacífico (Trejo & Dirzo 2000) lo

accidentado de su topografía y la fragilidad de sus suelos, que limitan de manera importante la utilidad agrícola y pecuaria del terreno (SEMARNAT & IG-UNAM 2002). Sin embargo, estudios de campo (Renton & Salinas-Melgoza 2004) han encontrado que aún en estos hábitats, la fragmentación y las variaciones climáticas pueden repercutir negativamente en el éxito reproductivo de las especies.

Existen especies que pueden utilizar las zonas modificadas teniendo migraciones entre las áreas de anidamiento y las áreas de alimentación; otras soportan mejor las modificaciones al hábitat en el que se encuentran (Juniper & Parr 1998). Sin embargo, aunque algunas especies puedan aprovechar zonas modificadas, los sitios de anidación están asociados a zonas con vegetación conservada, por lo cual aunque puedan explotar los recursos como pastizales y tierras agrícolas, la limitación de los sitios de anidación puede ser un factor importante en el establecimiento de poblaciones viables (Morales-Pérez 2005).

Hasta el momento la información disponible para establecer estrategias y acciones de conservación de los psitácidos mexicanos ha consistido en la evaluación de los efectos del tráfico legal e ilegal de especies y la perspectiva de la situación poblacional de especies particulares de acuerdo a la opinión de los especialistas (DOF 2008), así como estudios puntuales de la biología de algunos taxones (Enkerlin-Hoeflich 1995, Ortega-Rodríguez & Monterrubio-Rico 2008, Rivera-Ortíz *et al.* 2008). Sin embargo, otros aspectos como el cambio climático global o el grado de modificación del hábitat de reproducción y alimentación no han sido evaluados (Jetz *et al.* 2007) y ni siquiera han sido considerados de forma adecuada para la determinación de áreas donde se supone las especies han sido extirpadas, rubro que se mantiene como especulativo. Por otro lado, para muchas especies, las áreas protegidas federales sólo cubren una

mínima parte de distribución hipotética obtenida para los psitácidos mexicanos, por lo que es necesario focalizar acciones de protección a los sitios donde aún existan condiciones viables. Este punto es importante, en particular para las especies con menor representación en este esquema de protección, pues este tipo de acciones las áreas protegidas han sido efectivas en la permanencia de poblaciones de algunas especies como *Ara ararauna*, *A. macao* y *Anodorhynchus hyacinthinus* en Perú (Primack 2001), y *Rhynchopsitta terrisi* en México (Lanning 2000).

La visualización de la modificación en la riqueza de especies de acuerdo a los cambios de uso de suelo permite ubicar los sitios que se han ido modificando a lo largo del tiempo. Este método facilita la determinación de las áreas prioritarias para conservación, por ser clave para la sobrevivencia de grupos de especies amenazadas. El entendimiento de los patrones de riqueza está estrechamente ligado al establecimiento de acciones a nivel federal, regional y local, ya que reflejan como las condiciones de cambio de uso de suelo están afectando las poblaciones. La necesidad de hacer una evaluación de las poblaciones y los requerimientos particulares de cada especie, puede apoyar la planeación, ejecución y evaluación de acciones de conservación complementarias (Morales-Pérez 2005), para ayudar a que estas sean suficientes para retener poblaciones viables de estas especies a largo plazo.

Vale la pena señalar que la utilización de los modelos ecológicos de nicho, junto con herramientas geográficas y los datos de modificación del uso de suelo, debe ser parte fundamental de los aspectos a considerarse en los esfuerzos de conservación de los psitácidos mexicanos. Es también necesario señalar que los resultados presentados aquí representan solamente una aproximación general de los patrones geográficos de las especies bajo ciertas condiciones, por lo que necesitan ser complementados con estudios ecológicos y

geográficos locales (Enkerlin-Hoeflich 1995, Monterrubio-Rico & Enkerlin-Hoeflich 2004b, Ortega-Rodríguez & Monterrubio-Rico 2008) así como el desarrollo de otros modelos que permitan tener una visión más detallada de las afectaciones poblacionales que puede producir no solamente el cambio de uso de suelo sino de factores tales como la degradación del hábitat y la captura para el mercado ilegal en las especies de psitácidos mexicanos.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a F. J. Vilella, E. Bonaccorso, E. Enkerlin, E. Iñigo, E. Martínez-Meyer, O. Rojas Soto, F. Rebón Gallardo y A. Gordillo por los valiosos comentarios hechos a diferentes versiones del manuscrito. A L. D. Verde Arregoitia por su ayuda en la preparación de las imágenes. El apoyo financiero fue obtenido de CONACYT (R-27961), SEMARNAT-CONACYT (C01-0265), PAPIIT-UNAM (IN 216408), y el Programa de Becas de Tesis de Licenciatura (PROBETEL) de la UNAM a C. A. Ríos Muñoz. De igual manera queremos agradecer al personal de las siguientes colecciones por permitirnos el acceso a sus datos: American Museum of Natural History, New York; The Academy of Natural Sciences, Philadelphia; Bell Museum of Natural History, Univ. of Minnesota, St. Paul; Burke Museum, Univ. of Washington; Carnegie Museum of Natural History, Pittsburgh; California Academy of Sciences, San Francisco; Canadian Museum of Nature, Ottawa; Centro de Investigaciones Biológicas, Univ. Autónoma del Estado de México, Cuernavaca; Cornell Univ. Museum of Vertebrates, Ithaca; Darwin Museum of Natural History, Moscú; Denver Museum of Natural History, Denver; Delaware Museum of Natural History, Wilmington; El Colegio de la Frontera Sur, Chetumal; Florida Museum of Natural History, Gainesville; Museo de Zoología, FES

Zaragoza, UNAM, México, D.F.; Field Museum of Natural History, Chicago; Naturmuseum Senckenberg, Frankfurt/M.; Colección Nacional de Aves, Instituto de Biología, UNAM, México, D.F.; Instituto de Ecología y Alimentos, Univ. Autónoma de Tamaulipas, Ciudad Victoria; Instituto de Historia Natural y Ecología, Tuxtla Gutiérrez; Iowa State Univ., Ames; Natural History Museum, Univ. of Kansas, Lawrence; Los Angeles County Museum of Natural History, Los Angeles; Museum of Zoology, Louisiana State Univ., Baton Rouge; Museo de las Aves de México, Saltillo; Museo de La Biodiversidad Maya, Univ. Autónoma de Campeche, Campeche; Museum of Comparative Zoology, Harvard Univ., Cambridge; Moore Laboratory of Zoology, Occidental College, Pasadena; Museum Michigan State Univ., East Lansing; Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid; Museo Civico Craveri di Storia Naturale, Bra; Museum National d'Histoire Naturelle, Paris; Museo Regionali di Scienze Naturali, Torino; Museum Mensch und Natur, Munich; Museum of Vertebrate Zoology, Berkeley; Museo de Zoología, Facultad de Ciencias, UNAM, México, D.F.; Museum of Zoology, Univ. of Michigan, Ann Arbor; Nationaal Natuurhistorisch Museum, Leiden; National Museum of Natural History, Smithsonian Institution, Washington, D.C.; The Natural History Museum, Tring; Naturhistorisches Museum, Viena; Peabody Museum of Natural History, Yale Univ., New Haven; datos en Línea de la Red Mexicana de Información Sobre Biodiversidad (REMIB); Royal Ontario Museum, Toronto; San Diego Natural History Museum, San Diego; datos en línea del Sistema Nacional de Información Sobre Biodiversidad (SNIB, CONABIO); Southwestern College, Winfield; Texas Cooperative Wildlife Collections, Texas A&M Univ., College Station; Übersee-Museum, Bremen; Univ. of Arizona, Tucson; Museum of Zoology, Univ. of British Columbia, Vancou-

ver; Univ. of California, Los Angeles, Santa Monica; Univ. Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia; Museum of Zoology, Univ. of Cambridge, Cambridge; Univ. of Nebraska, Omaha; Univ. of Oklahoma, Norman; Burke Museum, Univ. of Washington, Seattle; Western Foundation of Vertebrate Zoology, Camarillo; Western Foundation of Vertebrate Zoology, Camarillo; y A. Koenig Research Institute & Museum of Zoology, Bonn.

REFERENCIAS

- Álvarez-Romero, J., R. A. Medellín, A. Oliveras de Ita, H. Gómez de Silva, & O. Sánchez. 2008. Animales exóticos en México: una amenaza para la biodiversidad. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Instituto de Ecología, UNAM, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México, D.F.
- American Ornithologists' Union. 1998. Check-list of North American birds. 7th ed. American Ornithologists' Union, Washington, D.C.
- Anderson, R. P., M. Gómez-Laverde, & A. T. Peterson. 2002. Geographical distributions of spiny pocket mice in South America: insights from predictive models. *Global Ecol. Biogeogr.* 11: 131–141.
- Anderson, R. P., D. Lew, & A. T. Peterson. 2003. Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecol. Model.* 162: 211–232.
- Birdlife International. 2000. Threatened birds of the world. Lynx Edicions, Barcelona, España & Birdlife International, Cambridge, UK.
- Bowen, M. E., C. A. McAlpine, A. P. N. House, & G. C. Smith. 2007. Regrowth forest on abandoned agricultural land: A review of their habitat values for recovering forest fauna. *Biol. Conserv.* 140: 273–296.
- Cantú-Guzmán, J. C., M. E. Sánchez-Saldaña, M. Grosselet, & J. Silva-Gómez. 2007. Tráfico ilegal de pericos en México: una evaluación detallada. *Defenders of Wildlife*, Washington, D.C.
- Collar, N. J. 1997. Family Psittacidae (Parrots). Pp. 280–477 in del Hoyo, J., A. Elliot, & J. Sargatal (eds.). *Handbook of the birds of the World. Volume 4: Sandgrouse to cuckoos*. Lynx Edicions, Barcelona, España.
- DOF (Diario Oficial de la Federación). 2008. Artículo 60 bis 2 Ley general de vida silvestre. Publicado el 14 de Octubre de 2008.
- Enkerlin-Hoeflich, E. C. 1995. Comparative ecology and reproductive biology of three species of *Amazona* parrots in northeastern Mexico. Ph.D. thesis, Texas A&M Univ., College Station, Texas.
- Enkerlin-Hoeflich, E. C., & K. M. Hogan. 1997. Red-crowned Parrot (*Amazona viridigenalis*). In Poole, A. (ed.). *The Birds of North America Online*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, New York. Obtenido de <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/292>. Revisado el 3 de Agosto de 2009.
- Galicia, L., A. García-Romero, L. Gómez-Mendoza, & M. I. Ramírez. 2007. Cambio de uso del suelo y degradación ambiental. *Ciencia* 58: 50–59.
- Herkert, J. R. 1997. Bobolink (*Dolichonyx oryzivorus*) population decline in agricultural landscape in the midwestern USA. *Biol. Conserv.* 80: 107–112.
- Hijmans, R. J., S. E. Cameron, J. L. Parra, P. G. Jones, & A. Jarvis. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *Int. J. Climatol.* 25: 1965–1978.
- Howell, S. N. G., & S. Webb. 1995. *A guide to the birds of Mexico and northern Central America*. Oxford Univ. Press, London, UK.
- Hutchinson, G. E. 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symp. Quant. Biol.* 22: 415–427.
- Hutchinson, G. E. 1959. Il concetto moderno di nicchia ecologica. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* 11: 9–22.
- Illoldi-Rangel, P., & T. Escalante. 2008. De los modelos de nicho ecológico a las áreas de distribución geográfica. *Biogeografía* 3: 7–12.
- Instituto de Estadística Geografía e Informática (INEGI). 1982. Carta topográfica de México 1:250,000. INEGI, México, D.F.
- Íñigo, E. E., & M. A. Ramos. 1991. The psittacine trade in Mexico. Pp. 380–392 in Robinson, J. G., & K. H. Redford, K. H. (eds.). *Neotropical wildlife use and conservation*. Univ. of Chicago Press, Chicago, Illinois.

- Jackson, S. F., & K. J. Gaston. 2008. Land use change and the dependence of national priority species on protected areas. *Global Change Biol.* 14: 2132–2138.
- Jetz, W., D. S. Wilcove, & A. P. Dobson. 2007. Projected impacts of climate and land-use change on the global diversity of birds. *PLOS Biol.* 5: e157.
- Juniper, T., & M. Parr. 1998. *Parrots. A guide to parrots of the world.* Yale Univ. Press, London, UK.
- Lanning, D. V. 2000. Cotorra serrana oriental. Pp. 2220–2221 in Ceballos, G., & 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.
- Lanning, D. V., & J. T. Shiflett. 1983. Nesting ecology of the Thick-billed parrots. *Condor* 85: 66–73.
- MacGregor-Fors, I. 2008. Relation between habitat attributes and bird richness in a western Mexico suburb. *Landscape Urban Plan.* 84: 92–98.
- Macías, C. M., & 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.
- Macías, C. M., E. E. Iñigo, & E. Enkerlin-Hoeflich. 2000. Proyecto para la conservación, manejo y aprovechamiento sustentable de los Psitácidos en México. Serie PREP10 Instituto Nacional de Ecología, Secretaría del Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca, México, D.F.
- Mendoza, E., & R. Dirzo. 1999. Deforestation in Lacandonia (southeast Mexico): evidence for the declaration of the northernmost tropical hot-spot. *Biodivers. Conserv.* 8: 1621–1641.
- Monterrubio-Rico, T. C., & E. Enkerlin-Hoeflich. 2004a. Variación anual en la actividad de anidación y productividad de la cotorra serrana occidental (*Rhynchopsitta pachyrhyncha*). *An. Inst. Biol. Univ. Nac. Autón. México Ser. Zoología* 75: 341–354.
- Monterrubio-Rico, T. C., & E. Enkerlin-Hoeflich. 2004b. Present use and characteristics of Thick-billed Parrot nest sites in northwestern Mexico. *J. Field Ornithol.* 75: 96–103.
- Monterrubio-Rico, T. C., & P. Escalante-Pliego. 2006. Richness, distribution and conservation status of cavity nesting birds in Mexico. *Biol. Conserv.* 128: 67–78.
- Morales-Pérez, L. 2005. Evaluación de la abundancia poblacional y recursos alimenticios para tres géneros de psitácidos en hábitats conservados y perturbados de la costa de Jalisco, México. Tesis de maestría, Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F.
- Nakazawa Y. J., A. T. Peterson, E. Martínez-Meyer, & A. G. Navarro-Sigüenza. 2004. Seasonal niches of Nearctic-Neotropical migratory birds: implications for the evolution of migration. *Auk* 121: 610–618.
- Navarro-Sigüenza, A. G., & A. T. Peterson. 2004. An alternative species taxonomy of the birds of Mexico. *Biota Neotrop.* 4: 1–33.
- Navarro-Sigüenza, A. G., A. T. Peterson, & A. Gordillo-Martínez. 2003a. Museums working together: the atlas of the birds of Mexico. Pp. 207–225 in Collar, N., C. Fisher, & C. Feare (eds.). *Why museums matter: avian archives in an age of extinction.* Bull. Br. Ornithol. Club, Suppl. 123A.
- Navarro, A. G., A. T. Peterson, Y. J. Nakazawa, & I. Liebig-Fossas. 2003b. Colecciones biológicas, modelaje de nichos ecológicos y los estudios de la biodiversidad. Pp. 115–122 in Morrone, J. J., & J. E. Llorente (eds.). *Una perspectiva Latinoamericana de la biogeografía.* Las Prensas de Ciencias, Facultad de Ciencias, UNAM, México, D.F.
- Niembro-Rocas, A. 2001. Las diásporas de los árboles y arbustos nativos de México: posibilidades y limitaciones de uso en programas de reforestación y desarrollo agroforestal. *Madera y Bosques* 7: 3–11.
- Ortega-Rodríguez, M., & 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. *Ornitol. Neotrop.* 19: 427–439.
- Paynter, R. A., Jr. 1955. The ornitogeography of the Yucatan Peninsula. *Bull. Peabody Mus. Nat. Hist.* 9: 1–137.
- Peterson, A. T. 2001. Predicting species' geo-

- graphic distributions based on ecological niche modeling. *Condor* 103: 599–605.
- Peterson, A. T., & A. G. Navarro-Sigüenza. 1999. Alternate species concepts as bases for determining priority conservation areas. *Conserv. Biol.* 13: 427–431.
- Peterson, A. T., & J. Shaw. 2003. *Lutzomyia* vectors for cutaneous leishmaniasis in Southern Brazil: ecological niche models, predicted geographic distributions, and climate change effects. *Int. J. Parasitol.* 33: 919–931.
- Peterson, A. T., V. Sánchez-Cordero, E. Martínez-Meyer, & A. G. Navarro-Sigüenza. 2006. Tracking population extirpations via melding ecological niche modeling with land-cover information. *Ecol. Model.* 195: 229–236.
- Peterson, A. T., J. Soberón, & V. Sánchez-Cordero. 1999. Conservatism of ecological niches in evolutionary time. *Science* 285: 1265–1267.
- Primack, R. 2001. Conservación de los guacamayos en Perú. Pp. 41–43 in Primack, R., R. Rozzi, P. Feisinger, R. Dirzo, & F. Massardo (eds.). *Fundamentos de conservación biológica. Perspectivas Latinoamericanas.* Fondo de Cultura Económica, México, D.F.
- Redford, K. H. 1992. The empty forest. *BioScience* 42: 412–422.
- Renton, K. 2001. Lilac-Crowned parrot diet and food resource availability: resource tracking by a parrot seed predator. *Condor* 103: 62–69.
- Renton, K., & A. Salinas-Melgoza. 1999. Nesting behavior of the Lilac-crowned parrot. *Wilson Bull.* 111: 488–493.
- Renton K., & A. Salinas-Melgoza. 2004. Climatic variability, nest predation, and reproductive output of lilac-crowned parrots (*Amazona finschi*) in tropical dry forest of western Mexico. *Auk* 121: 1214–1225.
- Rivera-Ortíz, F. A., A. M. Contreras-González, C. A. Soberanes-González, A. Valiente-Banuet, & M. C. Arizmendi. 2008. Seasonal abundance and breeding chronology of the Military Macaw (*Ara militaris*) in a semi-arid region of central Mexico. *Ornitol. Neotrop.* 19: 255–263.
- Rodríguez-Estrella, R., E. Mata, & L. Rivera. 1992. Ecological notes on the green parakeet of Isla Socorro, Mexico. *Condor* 94: 523–225.
- Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México.* Limusa, México, D.F.
- Rzedowski, J. 1990. Vegetación potencial. IV.8.2. Atlas Nacional de México. Vol II. Escala 1:4,000,000. Instituto de Geografía, UNAM, México, D.F.
- Sánchez-Cordero, V., & E. Martínez-Meyer. 2000. Museum specimen data predict crop damage by tropical rodents. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 97: 7074–7077.
- Sánchez-Cordero, V., P. Illoldi-Rangel, M. A. Linaje, S. Sarkar, & A. T. Peterson, A. T. 2005. Deforestation and extant distributions of Mexican endemic mammals. *Biol. Conserv.* 126: 465–473.
- Sánchez-Cordero, V., Peterson, A. T., & P. Escalante-Pliego, P. 2001. El modelado de la distribución de especies y la conservación de la diversidad biológica. Pp. 359–379 in Hernández, H., A. N. García Aldrete, F. Álvarez, & M. Ulloa (comps.). *Enfoques contemporáneos para el estudio de la biodiversidad.* Instituto de Biología, UNAM, Fondo de Cultura Económica, México, D.F.
- SEMARNAT (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2001, 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. Diario Oficial de la Federación, México, D.F.
- SEMARNAT (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales) & IG-UNAM (Instituto de Geografía, UNAM). 2002. Inventario Nacional Forestal. Mapa digitalizado. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, México, D.F.
- Soberón, J., & A. T. Peterson. 2004. Biodiversity informatics: managing and applying primary biodiversity data. *Philos. T. Roy. Soc. B* 359: 689–698.
- Soberón, J., & A. T. Peterson. 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodivers. Informatics* 2: 1–10.
- Stockwell, D., & I. R. Noble. 1992. Induction of sets of rules from animal distribution data: A robust and informative method of data analysis. *Math. Comput. Simul.* 33: 385–390.
- Trejo, R. I., & R. Dirzo. 2000. Deforestation of

- seasonally dry tropical forest: A national and local analysis in Mexico. *Biol. Conserv.* 94: 133–142.
- Velázquez, A., J. F. Mas, J. R. Díaz-Gallegos, R. Mayorga-Saucedo, P. C. Alcántara, R. Castro, T. Fernández, G. Bocco, E. Ezcurra, & J. L. Palacio. 2002. Patrones y tasas de cambio de uso de suelo en México. *Gac. Ecol.* 62: 21–37.
- Vieira, D. L. M., & A. Scariot. 2006. Principles of natural regeneration of tropical dry forest for restoration. *Restor. Ecol.* 14: 11–20.
- White, T. H. Jr., G. G. Brown, & J. A. Collazo. 2006. Artificial cavities and nest site selection by Puerto Rican parrots: a multiscale assessment. *Avian Conserv. Ecol.* 1: 1–13.
- Zink, R. M., & M. C. McKittrick. 1995. The debate over species concepts and its implications for ornithology. *Auk* 112: 701–719.

