



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL

CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE INVESTIGACIÓN
PARA EL DESARROLLO INTEGRAL REGIONAL,
UNIDAD OAXACA

**MAESTRÍA EN CIENCIAS EN CONSERVACIÓN Y
APROVECHAMIENTO DE RECURSOS NATURALES
(BIODIVERSIDAD DEL NEOTRÓPICO)**

**“ESTIMACIÓN DEL TAMAÑO POBLACIONAL DE *Aratinga
canicularis* Y *Amazona albifrons* (AVES, PSITTACIFORMES)
DE EL COYUL, SAN PEDRO HUAMELULA, TEHUANTEPEC,
OAXACA”**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE:

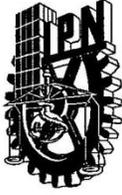
MAESTRO EN CIENCIAS

PRESENTA:

BIÓL. ROSA ELBA PABLO LÓPEZ

DIRECTOR DE TESIS:

DR. JOSÉ ANTONIO SANTOS MORENO



INSTITUTO POLITECNICO NACIONAL SECRETARIA DE INVESTIGACION Y POSGRADO

ACTA DE REVISION DE TESIS

En la Ciudad de Oaxaca de Juárez siendo las 13:00 horas del día 29 del mes de mayo del 2012 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de Tesis designada por el Colegio de Profesores de Estudios de Posgrado e Investigación del **Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Oaxaca (CIIDIR-OAXACA)** para examinar la tesis de grado titulada: "Estimación del tamaño poblacional de *Aratinga canicularis* y *Amazona albifrons* (Aves, Psittaciformes) de El Coyul, San Pedro Huamelula, Tehuantepec, Oaxaca"

Presentada por la alumna:

Pablo

Apellido paterno

López

materno

Rosa Elba

nombre(s)

Con registro:

B	1	0	1	7	5	4
---	---	---	---	---	---	---

aspirante al grado de: **MAESTRÍA EN CIENCIAS EN CONSERVACIÓN Y APROVECHAMIENTO DE RECURSOS NATURALES**

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

LA COMISION REVISORA

Director de tesis

Dr. José Antonio Santos Moreno

Dr. Gabriel Ramos Fernández

Dr. Marcelo Ulises García Guerrero

Dra Demetria Martha Mondragon
Chaparro

M. en C. Sonia Trujillo Argueta

EL PRESIDENTE DEL COLEGIO

Dr. Rafael Pérez Pacheco



CENTRO INTERDISCIPLINARIO
DE INVESTIGACION PARA EL
DESARROLLO INTEGRAL REGIONAL
C.I.I.D.I.R.
UNIDAD OAXACA
I.P.N.



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

CARTA CESION DE DERECHOS

En la Ciudad de Oaxaca de Juárez el día 29 del mes mayo **del año 2012**, el (la) que suscribe Rosa Elba Pablo López alumno (a) del Programa de **MAESTRÍA EN CIENCIAS EN CONSERVACIÓN Y APROVECHAMIENTO DE RECURSOS NATURALES** con número de registro **B101754**, adscrito al Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Oaxaca, manifiesta que es autor (a) intelectual del presente trabajo de Tesis bajo la dirección del Dr. José Antonio Santos Moreno y cede los derechos del trabajo titulado: “Estimación del tamaño poblacional de *Aratinga canicularis* y *Amazona albifrons* (Aves, Psittaciformes) de El Coyul, San Pedro Huamelula, Tehuantepec, Oaxaca”, al Instituto Politécnico Nacional para su difusión, con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso del autor y/o director del trabajo. Este puede ser obtenido escribiendo a la siguiente dirección **Calle Hornos 1003, Santa Cruz Xoxocotlán, Oaxaca**, e-mail: posgradoax@ipn.mx ó rosa_palr@hotmail.com Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.

suscribe Rosa Elba Pablo López



CENTRO INTERDISCIPLINARIO
DE INVESTIGACION PARA EL
DESARROLLO INTEGRAL REGIONAL
C.I.I.D.I.R.
UNIDAD OAXACA
I.P.N.

AGRADECIMIENTOS

A Dios por todas sus bondades y bendiciones que me ha dado.

A mi director de tesis Dr. Antonio Santos Moreno por brindarme su amistad, confianza y apoyo para la realización de mi tesis.

A los miembros del comité tutorial que participaron con valiosas observaciones y correcciones al trabajo: Dra. Demetria M. Mondragón, Dr. Gabriel Ramos Fernández, Dr. Marcelo U. García Guerrero y M.C. Sonia Trujillo Arqueta.

Al Dr. José Luis Rangel por compartir conmigo sus conocimientos sobre las aves durante mi estancia en ECOSUR-San Cristóbal de las Casas, Chiapas.

A mi familia por confiar en mí y por su apoyo incondicional.

A mis compañeros (a) de la maestría y aquellos que me acompañaron en salidas al campo.

A las autoridades de la localidad de El Coyul por proporcionarme el permiso para realizar mi estudio.

A la familia Aguilar Layata por la estancia que me dieron durante mi trabajo de campo.

A todas las personas que me ayudaron en cuestiones logísticas y en el campo, gracias.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo a través de una beca que me fue proporcionada para realizar la maestría.

A todos ustedes muchas gracias!!!

ÍNDICE

	Pág.
RESUMEN	1
ABSTRACT	2
INTRODUCCION	3
CAPITULO I MARCO TEORICO	
¿Qué es una población?	4
Tamaño poblacional y densidad	4
ANTECEDENTES	
Distribución de los psitácidos	6
Principales amenazas en los psitácidos	7
<i>Perdida del hábitat</i>	7
<i>Tráfico ilegal</i>	8
Estudios sobre la densidad de aves psitácidas	8
ESPECIES DE ESTUDIO	
El perico frente naranja (<i>Aratinga canicularis</i>)	9
El loro frente blanca (<i>Amazona albifrons</i>)	10
JUSTIFICACIÓN	
¿Por qué estimar el tamaño poblacional de aves?	10
Métodos de estimación del tamaño poblacional	11
Método de muestreo por distancia	14

ÍNDICE (continuación)

	Pág.
CAPITULO II	
ESTIMACIÓN DEL TAMAÑO POBLACIONAL DE <i>Aratinga canicularis</i> Y <i>Amazona albifrons</i> (AVES, PSITTACIFORMES) DE EL COYUL, SAN PEDRO HUAMELULA, TEHUANTEPEC, OAXACA	19
Resumen	19
INTRODUCCIÓN	20
MÉTODO	
Área de estudio	24
Conteo de psitácidos	24
Estimación de la densidad poblacional	25
Análisis estadístico	27
Análisis de la estructura y composición de la vegetación	27
Análisis con covariables	28
RESULTADOS	
Abundancia y densidad	29
Densidad poblacional	30
Estructura y composición de la vegetación	31
Efecto de la estructura arbórea en la probabilidad de detección	31
DISCUSIÓN	32
Abundancia y densidad por tipo de vegetación	33
Efecto de la estructura arbórea sobre la probabilidad de detección	34
Abundancia y densidad de psitácidos por temporada	34
RECOMENDACIONES	35
AGRADECIMIENTO	36
REFERENCIAS	36
CAPITULO III CONCLUSIONES GENERALES	41
LITERATURA CITADA	42
ANEXO	49

RESUMEN

Las poblaciones de psitácidos neotropicales están fuertemente amenazadas por la pérdida del hábitat y el tráfico ilegal. Para su conservación efectiva es necesario conocer su tamaño y los factores limitantes de su crecimiento. De marzo 2011 a febrero 2012 se realizó el conteo y se estimó el tamaño poblacional y densidad del perico frente naranja (*Aratinga canicularis*) y el loro frente blanca (*Amazona albifrons*) en tres tipos de vegetación y en dos temporadas (seca y lluvia) en El Coyúl, San Pedro Huamelula, Oaxaca, México. La densidad se estimó con el método de muestreo por distancias en transectos lineales y se utilizó cuadrantes de 50x25 m para determinar la composición y estructura arbórea en los tipos de vegetación estudiados. Ambas especies presentaron mayor densidad poblacional en la SBC (Selva baja caducifolia) donde se encontró mayor diversidad de árboles (40 géneros), mayor densidad (220 árboles/ha) y una cobertura arbórea intermedia (39.14 m²) en comparación con la SMC (Selva mediana caducifolia) y la ZAT (Zona agrícola de Temporal). Entre temporadas las dos especies mostraron diferencias significativas siendo mayor en la temporada seca (*A. canicularis*: $t = 1.84$ g.l.= 84, $p = 0.03$ y *A. albifrons*: $t = 1.80$ g.l.= 37, $p = 0.04$). La probabilidad de detección de *A. canicularis* a diferencia de *A. albifrons* no difirió significativamente en los tres tipos de vegetación y entre las dos temporadas. La densidad total de *A. canicularis* fue 29 ± 11 individuos/km² y su tamaño poblacional de 953 ± 359 individuos para un área de 33 km². Se contaron 505 árboles de 16 familias y 52 géneros. La familia Leguminosae fue la más representativa en cada uno de los tipos de vegetación. De acuerdo al análisis MCDS (*Multiple Covariate Distance Sampling*) ninguna de las covariables (Altura (A), Cobertura arbórea (CA), Diámetro a la altura del pecho (DAP) y Tipos de vegetación) tuvieron efecto significativo sobre la función de detección de *A. canicularis*, mientras que en *A. albifrons* las covariables A-CA, CA-DAP y Tipo de vegetación sí mostraron efecto. Los psitácidos en la localidad estudiada son amenazados por la expansión agrícola y su densidad está determinada por la composición y estructura de la vegetación.

ABSTRACT

Populations of neotropical parrots are highly threatened by the loss of habitat and the illegal trade. For effective conservation is necessary to know its population size and the limiting factors of population growth. From March 2011 to February 2012 we counted and estimated the density and population size of the Orange-fronted Parakeet (*Aratinga canicularis*) and the White-fronted Parrot (*Amazona albifrons*) in three sites and two seasons (dry and rainy) in El Coyúl, San Pedro Huamelula, Oaxaca, Mexico. We used the method of distance sampling to estimate the density and quadrants of 50x25 m to determine the composition and tree structure in the three sites. The parrots were more abundant in the SBC (low deciduous forest) where it was found a higher diversity of trees (40 genera), the higher density (220 trees/ha) and an intermediate tree coverage (39.14 m²) in comparison with the SMC (median deciduous forest) and the ZAT (agricultural area of temporary). Between seasons the two species showed significant differences being higher in the dry season (*A. canicularis*: $t= 1.84$ d.f. = 84, $p = 0.03$ and *A. albifrons*: $t= 1.80$ d.f. = 37, $p= 0.04$). The probability of detection of *A. canicularis* not was significantly different between the three vegetation types and between the two seasons unlike *A. albifrons*. The total density of *A. canicularis* was 29 ± 11 individuals/km² and its population size of 953 ± 359 individuals in area of 33 km². We counted 505 trees of 16 families and 52 genera. The Leguminosae family was the most representative in each type's vegetation. According to the analysis MCDS (*Multiple covariate Distance Sampling*) none of the covariates (Height (A), Tree Coverage (CA), diameter at breast height (DAP), and vegetation type) show significant effect on the function of detection of *A. canicularis*, whereas in *A. albifrons* covariates A-CA, CA-DAP, and type of vegetation showed significant effect. The parrots in the locality studied are threatened by agricultural expansion and its density is determined by the composition and structure of the vegetation.

INTRODUCCIÓN

La pérdida del hábitat y el comercio ilegal constituyen las principales amenazas para los psitácidos (loros, cotorros, pericos, cacatúas, guacamayas) del neotrópico (Renton 2001, Renton & Salinas-Melgoza 2004). Estos procesos reducen los recursos alimenticios, sitios de anidación y aumentan la depredación y reduce sus poblaciones (Renton 2001, Renton & Salinas-Melgoza 2004). De las 22 especies de psitácidos que se distribuyen en México, dos de ellas, el perico frente naranja (*Aratinga canicularis*) y el loro frente blanca (*Amazona albifrons*) se encuentran catalogadas en el Apéndice II de la CITES (Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres, UNEP 2012) y en Protección Especial según la NOM-059-SEMARNAT-2010. Aunque no se conocen las tendencias poblacionales de ambas especies a nivel nacional y mundial, algunos autores suponen que sus poblaciones son muy grandes y que no tienen riesgo de desaparecer (Collar & Juniper 1992, BirdLife International 2011). Por su parte, Ríos-Muñoz y Navarro-Sigüenza (2009) reportan que en México ambas especies presentan reducciones de un 0.4% del total de su área de distribución, mientras que Cantú et al. (2007) mencionan que posiblemente *A. canicularis* y *A. albifrons* han reducido sus poblaciones entre 20–30% en los últimos 10 años, debido al creciente comercio ilegal.

En México no se conoce ningún estudio publicado sobre la densidad o el tamaño poblacional de *A. canicularis* y *A. albifrons*, excepto el estudio de Palomera-García (2010) quien realizó un conteo de *A. canicularis* en Colima para estimar sus abundancias relativas. El objetivo del presente estudio fue estimar la densidad poblacional de *A. canicularis* y *A. albifrons* en tres tipos de vegetación y, evaluar la relación entre los atributos de la vegetación de cada sitio con la densidad poblacional, así como estimar las densidades de ambas especies durante la temporada seca y lluvia para conocer su variación debido a las condiciones climáticas y a la actividad reproductiva.

CAPITULO I

MARCO TEÓRICO

¿Qué es una población?

Las poblaciones animales son grupos de organismos relacionados funcional o taxonómicamente, y que por lo tanto tienen alta probabilidad de interactuar entre sí. Según Krebs (1985) una población es una colección de individuos de la misma especie que coexisten en un espacio y tiempo determinado. Entre los atributos de una población, la densidad es clave, ya que permite la conservación y el manejo de una especie (Effor 2004, Effort et al. 2005).

Tamaño poblacional y densidad

Tanto el tamaño poblacional, que se define como el número de individuos de una especie de un lugar determinado, como la densidad, que es el número de individuos de una población por unidad de superficie, pueden variar desde una sola pareja de reproductores (e.g., aves en pequeñas islas) hasta millones de individuos de una sola especie (e.g., entre las aves terrestres: *Passer domesticus*, *Sturnus vulgaris*) (Newton 1988). Por lo tanto, este parámetro puede manifestarse cuantitativamente como alta, media y baja, estando en función del número de individuos que la integran (Quinteros et al. 2002).

Las variaciones en el tamaño poblacional de una especie están influenciadas por mecanismo reguladores que influyen en su abundancia (Newton 1988). Estos mecanismos son llamados, debido a su interacción, factores denso-dependientes o

demográficos y factores denso-independientes o externos. Los primeros se refieren a los atributos poblacionales que están estrechamente relacionados con la especie, tales como la tasa de supervivencia, tasa de reproducción, natalidad, mortandad, inmigración y emigración. Los factores denso-independientes están relacionados con las condiciones ambientales (temperatura, precipitación) y aspectos ecológicos (sitios de anidación, dormideros, sitios de alimentación, competencias inter e intra específicas), que en conjunto con los factores denso-dependientes actúan como factores limitantes que regulan la población y determinan su distribución espacial y temporal (Newton 1998).

La abundancia de una especie cambia de forma diferente en el espacio y tiempo, y por ellos algunas son consideradas como raras o abundantes (Newton 1988). La abundancia de una especie depende de la magnitud de su área de distribución geográfica, de la cantidad y calidad del hábitat óptimo para la especie, y la densidad dentro de su hábitat (Newton 1988). De este modo, un ave puede estar espacialmente limitada por la disponibilidad de sus recursos alimenticios, sitios de anidación, sitios de dormideros que al final definen sus densidades.

Las fluctuaciones poblacionales de la mayoría de las aves oscila en un máximo y un mínimo a lo largo de un año, debido principalmente a dos procesos: 1) estación reproductiva (verano), donde el número se incrementa debido a la natalidad, y 2) la estación no reproductiva (invierno), donde el número declina por la mortalidad. La existencia de estas fluctuaciones estacionales depende principalmente de la tasa de reproducción y mortandad de la especie. Para comprender cómo las fluctuaciones poblacionales de una especie varían a lo largo del año, es necesario también entender los requerimientos del hábitat o factores limitantes de sus poblaciones. Cuantificar la composición y estructura de la vegetación ayuda a conocer la capacidad de respuesta de las especies ante distintas alteraciones (Bibby et al. 2000).

ANTECEDENTES

Distribución de los psitácidos

En el mundo existen 352 especies de psitácidos que se distribuyen en todas las regiones tropicales del mundo y algunas en zonas templadas de los hemisferios norte y sur (Juniper y Parr 1998). Las áreas de mayor diversidad son la cuenca del Amazonas, Australia, Nueva Guinea y las islas adyacentes. En África y el interior de Asia viven relativamente pocas especies. A nivel mundial se conocen tres áreas geográficas en donde se distribuyen: Australiasia, Afro-Asia y la región Neotropical (Juniper y Parr 1998).

En México habitan 22 especies de este grupo de aves, las cuales se distribuyen principalmente en tierras bajas de las vertientes del Pacífico y del Golfo de México, así como en la Península de Yucatán, aunque algunas llegan a distribuirse en zonas montañosas y en islas del Pacífico (Howell y Webb 1995, Juniper y Parr 1998). Del total de estas especies, seis y dos subespecies son endémicas para México: el perico mexicano (*Aratinga holochlora*), el perico de Socorro (*A. brevipes*), la cotorra serrana oriental (*Rhynchopsitta terrisi*), el perico catarina (*Forpus cyanopygius*), el loro tamaulipeco (*Amazona viridigenalis*), el loro corona lila (*A. finschi*); y entre las subespecies: el perico catarina de las Islas Marías (*F.c. insularis*) y el loro cabeza amarilla de las Islas Marías (*A. oratrix tresmariae*) (Howell y Webb 1995).

Los psitácidos representan uno de los grupos de aves más singulares y espectaculares de la fauna silvestre (Snyder *et al.* 2000). Son especies altamente codiciadas debido a su plumaje colorido, los cuales en la antigüedad eran muy cotizadas para adornar vestidos, o para propósitos artísticos en el famoso arte plumario (Sahagún 1992) o bien, para pagar tributos al imperio Azteca (Soustelle 1961). Hasta en la actualidad estas especies siguen siendo muy demandadas debido a su capacidad para imitar el habla, y porque además han permanecido por muchos siglos ligados a los humanos como mascotas o como alimento (Cantú *et al.* 2007).

Principales amenazas en los psitácidos

Perdida del hábitat

En México de las 22 especies de psitácidos que se distribuyen en 26 estados (Howell y Webb 1995), el 95% se encuentran en alguna categoría de riesgo de la Norma Oficial Mexicana (NOM-059-SEMARNAT 2010): 11 especies están en Peligro de Extinción; seis son Amenazadas y cuatro están bajo Protección Especial. La causa principal de que la mayoría de los psitácidos estén catalogados en la NOM-059-SEMARNAT 2010, es la pérdida y fragmentación del hábitat, ya que es considerada como sus mayores amenazas (Ríos-Muñoz y Navarro-Sigüenza 2009). Estas especies son altamente vulnerables a cualquier cambio en su hábitat natural, debido a que las condiciones necesarias para su distribución y su mayor abundancia se encuentran en hábitat con poca perturbación antropogénica (Morales 2005). Los factores limitantes a las que se ven expuestas debido a este proceso, son la disminución en la disponibilidad de alimento (Renton 2001) y de sitios de anidación (Renton 1998), así como aumento de la depredación (White 2005).

El cambio del uso de suelo altera la estructura y composición de la vegetación, aumenta los niveles de contaminantes o patógenos, y por consiguiente, altera los factores limitantes que ponen en riesgo a las especies (Marsden y Pilgrim 2003). Ríos-Muñoz y Navarro-Sigüenza (2009) en su análisis sobre los efectos del cambio del uso del suelo mencionan que 19 de las 22 especies de psitácidos de México tienen una importante pérdida de su área de distribución histórica, observándose reducciones de 80–86% para *Ara macao*, la especie potencialmente más afectada, hasta 15% para *Aratinga brewsteri* quien resultó tener el menor porcentaje de reducción.

Tráfico ilegal

El tráfico ilegal es la segunda amenaza para los psitácidos tanto a nivel nacional (SEMARNAT 2002), como internacional (BirdLife International 2011). El comercio de aves silvestres ha permanecido durante años sosteniendo un mercado de mascotas que en el siglo pasado se estimó a nivel mundial entre 3.5 millones y 7.5 millones de ejemplares anuales; y de éstos, los psitácidos fueron un millón (Nilsson 1981, Iñigo y Ramos 1991, Cantú et al. 2007). En América Latina se estima que miles de loros silvestres son capturados ilegalmente y que se comercializan cada año pese a las leyes nacionales y acuerdos internacionales de comercio, establecidos por la CITES. Los principales países latinoamericanos con mayor comercio de psitácidos son Bolivia, México, Nicaragua y Brasil. Para México en particular se estima una captura ilegal de 65 000-78 500 ejemplares cada año (Herrera y Hennessey 2007, Cantú et al. 2008), y para su mercado interno 104 530 (Iñigo y Ramos 1991).

Estudios sobre la densidad de aves psitácidas

La densidad o el tamaño poblacional de muchas especies de psitácidos ha sido poco evaluado por los especialistas de la conservación. En México se reportan algunos estudios como los de Castro (1976), Carreón-Arroyo (1997), González-Elizondo (1992) y Morales (2005) y aquellos financiados por el gobierno federal (Enkerlin et al. 1996, Iñigo 2000, Gaucín 2000, Renton 2002). Para *A. canicularis* se cuenta únicamente con el estudio realizado por Palomera-García (2010) y para *A. albifrons* no se tiene ninguno. A nivel Latinoamérica se encuentra el de Lezama et al. (2004), quienes estimaron la densidad de estas dos especies como parte del monitoreo nacional de psitácidos de Nicaragua.

De manera general, algunas especies de psitácidos en México han sido estudiados dentro del contexto del comercio ilegal (Iñigo y Ramos 1991, Cantú et al. 2007), mientras que otros se han enfocado a la reproducción y anidación (Enkerlin-

Hoeflich 1995, Renton 1998, Salinas 1999, Renton 2002, Renton y Salinas 2004, Monterrubio-Rico et al. 2009, Sánchez-Martínez y Renton 2009), a aspectos biológicos (Salinas y Renton 2005, 2007), de distribución (Ríos et al. 2005, Salinas 2003), dieta (Renton 2001, Gutiérrez 2005) y ecológicos (Villaseñor-Sánchez et al. 2010).

ESPECIES DE ESTUDIO

El perico frente naranja (*Aratinga canicularis*)

Es una especie residente en México, es decir, permanece durante todo el año en el mismo sitio. Se distribuye en la vertiente del pacífico por debajo de los 1500 msnm (Howell y Webb 1995) desde Sinaloa hasta El Salvador y Honduras. Se encuentra bajo Protección Especial por la NOM-059-SEMARNAT-2010 y en el Apéndice II de la CITES (UNEP 2001). Es conocida comúnmente como cotorrita, cotorra atolera, perico atolero, perico marciano y periquillo. Esta especie no presenta dimorfismo sexual. Utiliza áreas ligeramente arbolados o áreas abiertas con árboles esparcidos en tierras bajas áridas y semiáridas, incluyendo bosques espinosos y bosques deciduos tropicales. La especie es más abundante a 600 msnm. Se adapta muy bien a las áreas parcialmente aclaradas, perchando en plantaciones de palma y mango, a veces cercano a poblados.

Por su hábito alimenticio granívoro y frugívoro, su dieta incluye semillas de especies vegetales del género como *Ficus*, *Bursera*, *Brosimum* y especies de flores como *Gliricidia* y *Combretum* (Collar et al. 1994). El sitio preferido para anidar es un termitero activo, usualmente de *Nasutitermes nigriceps*, en donde varias parejas pueden cavar agujeros en proximidad, otra opción son cavidades de árboles. En Oaxaca su reproducción ocurre entre marzo y mayo (Juniper y Parr 1998) donde solo la hembra se encarga de incubar alrededor de 30 días de 3 a 5 huevos. Los pollos salen del nido seis semanas después de la puesta (Collar et al. 1994). Es una especie gregaria, la cual se le puede observar en parejas o parvadas hasta de 50 o más individuos (CONABIO 2011).

El loro frente blanca (*Amazona albifrons*)

Es un psitácido residente en México catalogada bajo Protección Especial por la NOM-059-SEMARNAT-2010 y en el Apéndice II de la CITES (UNEP 2001). Presenta dimorfismo sexual, el macho, a diferencia de la hembra, presenta un color rojo en las plumas de las cobertoras primarias y en las plumas de la corona son blancas y más extendidas. La dieta principal de esta especie está basado en semillas como las del género *Inga*, y otras leguminosas, frutos como *Ficus*, *Pachycereus*, *Lemnaireocereus* y *Zea mays* (Collar et al., 1994). Ocupa hábitat como zonas agrícolas con manchones de selva baja caducifolia y selva mediana subcaducifolia y manglares. Se encuentran generalmente en parejas o parvadas hasta de 20 individuos. Su reproducción ocurre durante los meses de enero a mayo, donde utiliza las cavidades de los troncos para anidar. La puesta comprende de 3 a 5 huevos blancos donde solo la hembra se encarga de incubarlas alrededor de 24 días (Collar et al. 1994). Su distribución histórica abarca selvas bajas y medianas de la vertiente del Pacífico (sur de Sonora) hasta América Central (Costa rica), por debajo de los 1800 msnm (Howell y Webb, 1995).

JUSTIFICACIÓN

¿Por qué estimar el tamaño poblacional de aves?

Estimar el tamaño poblacional de una especie resulta fundamental para conocer el estado de conservación en el que se encuentra (Bibby et al. 2000). La estimación precisa del número de individuos que integran las poblaciones de animales silvestres se ha desarrollado como un requisito necesario para promover su conservación y cualquier programa de seguimiento de sus poblaciones (Krebs 1985). Cuando un ave presenta un tamaño poblacional reducido, corre mayor riesgo de extinguirse local, regional o mundialmente, por lo que estimar este parámetro es crucial para conservar y manejar sus poblaciones, y a su vez permite que dependencias gubernamentales nacionales u organizaciones mundiales dirigidas a la conservación (e.g., SEMARNAP, IUCN, BirdLife International, Partners in flight)

tengan elementos para reconocer aquellas especies que por su disminución poblacional estén amenazadas por la extinción (Bibby et al. 2000).

Métodos de estimación del tamaño poblacional

Existen varios términos que son usados frecuentemente para estimar tamaños poblacionales, entre ellos se encuentran los siguientes:

Abundancia absoluta: número total de individuos en una población (este término es sinónimo de tamaño poblacional).

Abundancia relativa: número o proporción comparativa de individuos de una población en sitios o tiempos distintos, o bien, proporción que representan los individuos de una especie con respecto al total de individuos de todas las especies observadas. Número de individuos por unidad de esfuerzo de muestreo.

Densidad absoluta: número de individuos de una población por unidad de superficie.

Densidad relativa: número o proporción de individuos por unidad de superficie en comparación con otro sitio o tiempo.

Para estimar la densidad absoluta y/o el tamaño poblacional de un ave en el medio silvestre, resulta difícil obtener un conteo completo o absoluta de su población. Para ello, existen una serie de métodos de seguimiento, sin embargo pocos han confirmado su utilidad en términos de exactitud, confiabilidad y valides estadística (Buckland et al. 2001).

El cálculo del tamaño y/o la densidad de una población pueden obtenerse por tres vías:

- 1) *Censo de todos los individuos.* En este se asume que todos los individuos son contados, por lo tanto $N=C$, donde **N** es el tamaño de la población y **C** el número de individuos contados.
- 2) *Estimación o conteo de una fracción (muestra) de la misma.* Aquí se supone que no todos los individuos de la población son observados y contados, y su forma de calcularlo es $N=C/a*b$, donde **N** es el tamaño de la población, **C** el número de individuos contados, **a** la proporción del área total muestreada y **b** la proporción del total de individuos detectados. Esta estimación puede hacerse mediante conteos directos o capturas.
- 3) *Índices de abundancia o densidad relativa.* Supone que no todos los individuos son contados debido a su dificultad para ser detectados en el área de estudio (Ojasti y Dallmeirer 2000). Su utilidad radica en la posibilidad de que puede ser comparado con otros resultados de dos o más conjuntos de observaciones efectuados bajo el mismo procedimiento (Krebs 1985). Los resultados son expresados como número de individuos / unidad de muestreo (km recorrido, puntos de conteo, metro de red) o esfuerzo (años, días, horas) / tipo de hábitat (Ralph et al. 1996). Los métodos que estiman índices de abundancias solo se utilizan para representar la densidad o tamaño poblacional de una especie en términos del esfuerzo de muestreo y no consideran los efectos del comportamiento de la especie, la visibilidad dentro del área de estudio y la experiencia del observador. El índice de abundancia relativa tiene las ventajas de que es fácil de aplicar y de bajo costo, sin embargo, no es un método confiable porque depende directamente del esfuerzo de muestreo, carece de fundamentos estadísticos y no considera probabilidades de detección en la estimación.

Estimar el tamaño poblacional o la densidad de las aves es difícil, entre otras cosas porque no son fáciles de observarlas en campo, ya que existen muchos factores que influyen en su detección (el descubrimiento o prueba de la existencia o la presencia de un animal en un área determinada) y que afectan fuertemente la estimación. Estos factores están relacionados con las características del hábitat, la historia natural de la especie y la experiencia del observador (Casagrande y Beissinger 1997).

Con respecto a los factores relacionados con las características del hábitat, la detección se puede ver afectada por el tipo de vegetación, debido a que en un sitio donde la cobertura vegetal es densa, se dificulta la visibilidad. Lo mismo sucede cuando las condiciones climáticas como una alta precipitación pluvial, humedad relativa o fuertes corrientes de vientos, no favorecen la detectabilidad de los individuos. En el caso de los factores relacionados con la especie, las detecciones visuales pueden verse limitadas por las densidades bajas y puede variar dependiendo de la edad y sexo del individuo, o por su comportamiento (social, forrajeo, reproductivo, capacidad de vocalizar), la magnitud de sus desplazamientos y la dinámica poblacional.

Otros factores que también influyen en la detectabilidad de un individuo son la temporada en el que se lleva a cabo el muestreo (temporada reproductiva y no reproductiva), el tipo de método empleado, y la experiencia del observador (Diefenbach et al. 2003, Norvell et al. 2003). En cuanto a las temporadas de muestreo, muchas especies de aves pueden ser más fácilmente detectadas en la época reproductiva, cuando son más visibles, vocalizan con mayor frecuencia, o permanecen durante más tiempo en sus sitios de anidación a diferencia de la época no reproductiva (Newton 1998). En cuanto a los tipos de métodos, generalmente en áreas tropicales los métodos empleados están basados en observaciones directas, capturas-recapturas, registros auditivos, conteos de nidos u otros indicios de los animales bajo estudio (plumas, dormideros), sin embargo no todos consideran la probabilidad de detección.

La importancia de estimar la probabilidad de detección e incluirla en la estimación de la abundancia ha recibido mucha atención en los últimos años (Riddle et al. 2010). La probabilidad de detección representado como p , puede representarse como un producto de varios componentes: la probabilidad de que un individuo esté presente durante el momento de conteo (p_p), la probabilidad de que esté disponible (es decir, que vocalice o que no esté oculto visualmente) para que sea contado (p_a), y la probabilidad de que sea detectado dado que está presente y disponible (p_d). De esta forma, la detección puede ser representado como $p = p_p * p_a * p_d$ (Riddle 2010). En la actualidad existen diferentes métodos que estiman uno o más componentes de p (Nichols et al. 2000, Royle 2004, Alldredge et al. 2007), como por ejemplo: el método de muestreo por distancia (Buckland et al. 2001), uso de múltiples observadores (Nichols et al. 2000, Alldredge 2004, Alldredge et al. 2007), relación tiempo-detección (Alldredge et al. 2007) y conteos repetidos (Royle y Nichols 2003).

En particular, el método de muestreo por distancia (Buckland et al. 2001) resulta confiable, rentable y flexible porque considera una función de probabilidad de detección que predice si un individuo se encuentra en un cierto hábitat (Buckland et al. 2004). Este método ha sido ampliamente utilizado para estimar tamaños poblacionales de diversos grupos de aves, incluyendo psitácidos (Buckland et al. 2001). Su amplia aplicación resalta en que se puede utilizar para una gran variedad de situaciones; lo que lo diferencia de otros métodos (e.g., redes de niebla, búsqueda de nidos, captura-recaptura) (Buford et al. 1996, Cassey y Ussher 1999, Buckland et al. 2004).

Método de muestreo por distancia

El método de muestreo por distancia es confiable para estimar la densidad de animales al no ser afectado por la variabilidad ambiental, la hora del día o el nivel de actividad de la especie (Buckland et al. 2001), y además tiene la ventaja de poder ser calculada mediante un software (*DISTANCE*; Thomas et al. 2002). Otras de las ventajas es que los resultados pueden ser comparables con el de otras especies o

entre hábitat distintos (Bibby et al. 2000). Asimismo, garantiza la precisión y la estimación confiable, ya que el resultado es expresado con niveles específicos de confiabilidad (típicamente el 95%) y proporciona un valor de la probabilidad de detección, debido a que reconoce que no todos los individuos de una población de organismos son detectados en campo (Williams et al. 2002, Royle y Dorazio 2008).

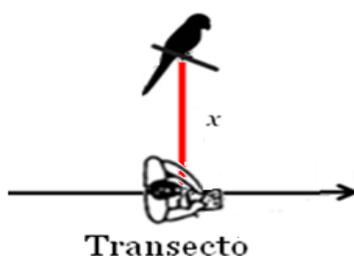
El método de muestreo por distancia se basa en la estimación de distancias perpendiculares en la que un organismo es detectado con respecto al sitio de observación (Buckland et al. 2004). Este método considera que los individuos de una especie se distribuyen uniformemente en su hábitat y que además la población es demográficamente cerrada (no existe migración, emigración, natalidad ni mortandad).

El método de muestreo por distancia se basa en cinco supuestos básicos:

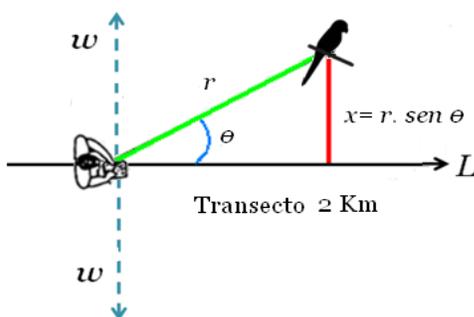
- 1) Los transectos lineales son ubicados en sitios representativos con respecto a la densidad de la especie.
- 2) La probabilidad de detectar a un individuo (s) decrece conforme la distancia aumenta del sitio de observación, por lo que todos los animales presentes directamente sobre el transecto lineal tienen una probabilidad de detección igual a uno.
- 3) Los individuos se detectan en su ubicación inicial antes de realizar cualquier movimiento en respuesta al observador, y ninguno es contado más de una vez.
- 4) Las distancias y el ángulo desde la línea del transecto al individuo se miden con precisión.
- 5) Cada detección es un evento independiente (Buckland et al. 2001).

Para la aplicación de éste método en campo, el observador camina a una velocidad constante detectando en ambos lados del sendero de anchura w a los individuos. Si los animales se presentan en grupos bien definidos (bandadas o parvadas), las detecciones hace referencia al grupo en lugar de animales individuales. Al momento de detectar a un individuo o grupo de éstos, el observador se detiene para estimar la distancia.

Existen dos formas para estimar la distancia perpendicular:



- 1) De forma directa: el observador estima con precisión la distancia perpendicular entre el ave y la línea del transecto (X).



- 2) De forma indirecta: el observador estima primero la distancia entre él y el ave (r). El ángulo formado entre ésta línea y el sendero (θ), para posteriormente calcular la distancia perpendicular mediante la ecuación $X = r \cdot \text{seno } \theta$.

Las variables requeridas durante el análisis del método de muestreo por distancias son:

L = Longitud total del transecto.

Z = Posición del observador con respecto a la longitud del transecto.

W = Ancho efectivo del transecto (1/2).

r = distancia entre el observador y el objeto.

θ = Ángulo

X = Distancia perpendicular ($x = r \cdot \text{seno } \theta$).

La distribución de las distancias registradas en campo se utiliza para estimar por medio de una función de detección $f(x)$, la probabilidad de que n individuos elegidos al azar dentro del área de estudio sea detectado a una determinada distancia.

Finalmente, la densidad poblacional (D) está dada por la siguiente fórmula:

$$D = \frac{n}{2wLPa}$$

Donde n es el número de individuos observados, w es la distancia máxima de detección (Ancho efectivo del transecto), L la longitud total del transecto y P la probabilidad de que un individuo a una distancia x , donde $0 \leq x \leq w$, sea detectado.

De esta forma, el área dentro del cual un individuo es detectada (área efectiva) es definida como:

$$a = 2wL$$

Al igual que con cualquier otro método de muestreo, para obtener resultados confiables en un estudio con muestreo por distancia es necesario un buen diseño experimental, que incluya replicación y la aleatorización de las unidades de muestreo. Las replicas son importante para asegurarse de que las variaciones en las tasas de encuentro (número de individuos detectados por unidad de esfuerzo) sea estimado adecuadamente.

Por lo general, existen tres fases en el análisis del muestreo por distancia para estimar la densidad poblacional, 1) en el análisis exploratorio de datos se realizan histogramas de frecuencias de distancias con intervalos ajustados a modelos de probabilidad de detección propuestos por Buckland et al. (2001). Esta fase se inicia mientras se están recopilando datos, ya que permite identificar y rectificar cualquier problema en la recolección de los mismos. La función de probabilidad de detección muestra que a medida que la distancia aumenta las detecciones disminuyen. 2) los datos se ajustan a un modelo y se realiza el filtro de datos. En esta fase los datos atípicos son truncados para obtener un mejor ajuste de la función de detección. 3) selección del mejor modelo y resumen del análisis para la presentación de informes (Thomas et al. 2010).

CAPÍTULO II

ESTIMACIÓN DEL TAMAÑO POBLACIONAL DE *Aratinga canicularis* Y *Amazona albifrons* (AVES, PSITTACIFORMES) DE EL COYUL, SAN PEDRO HUAMELULA, TEHUANTEPEC, OAXACA

Resumen:

Las poblaciones de psitácidos neotropicales están fuertemente amenazadas por la pérdida del hábitat y el tráfico ilegal. Para su conservación efectiva es necesario conocer su tamaño y los factores limitantes de su crecimiento. De marzo 2011 a febrero 2012 se contó y estimó el tamaño poblacional y densidad del perico frente naranja (*Aratinga canicularis*) y el loro frente blanca (*Amazona albifrons*) en dos temporadas y tres tipos de vegetación en El Coyúl, Tehuantepec, Oaxaca, México. Se utilizó el método de muestreo por distancias en transectos lineales para estimar la densidad poblacional y cuadrantes de 50x25 m para determinar la composición y estructura arbórea en los tipos de vegetación estudiados. Para *A. canicularis* se obtuvieron 98 registros y su densidad en la SBC (selva baja caducifolia) fue significativamente mayor que la de la ZAT (zona agrícola de temporal) ($t= 1.93$, g.l.= 48, $p= 0.02$) e igual a la de la SMC (selva mediana caducifolia) ($t= 1.84$, g.l.= 48, $p= 0.03$), mientras que la SMC y la ZAT no presentaron diferencias significativas ($t= 0.21$ g.l.= 42, $p= 0.41$). Para *A. albifrons* se obtuvieron 90 registros y su densidad en la SBC fue significativamente mayor que el de la SMC ($t= 2.08$, g.l.= 38, $p= 0.02$) y la ZAT ($t= 1.96$, g.l.= 44, $p= 0.02$) mientras que, entre la SMC y la ZAT fueron estadísticamente iguales ($t= 0.00$, g.l.= 36, $p= 0.49$). Entre temporadas *A. canicularis* ($t= 1.84$ g.l.= 84, $p= 0.03$) y *A. albifrons* ($t= 1.80$ g.l.= 37, $p= 0.04$) mostraron diferencias significativas siendo mayor en la temporada seca. La probabilidad de detección de *A. canicularis* a diferencia de *A. albifrons* no difirió significativamente en los tres tipos de vegetación y entre las dos temporadas. La densidad total de *A. canicularis* fue estimada en 29 ± 11 individuos/km² y su tamaño poblacional de 953 ± 359 individuos para un área de 33 km². Se contaron 505 árboles de 16 familias y 52

géneros. La familia Leguminosae fue la más representativa en cada uno de los tipos de vegetación. Ambas especies de psitácidas presentaron mayor densidad en la SBC donde se encontró mayor diversidad de árboles (40 géneros), mayor densidad (220 árboles/ha) y una cobertura arbórea intermedia (39.14 m²) en comparación con la SMC y la ZAT. De acuerdo al análisis MCDS (*Multiple Covariate Distance Sampling*) ninguna de las covariables (Altura (A), Cobertura arbórea (CA), DAP y Tipos de vegetación) tuvieron efecto significativo sobre la función de detección de *A. canicularis*, mientras que en *A. albifrons* las covariables A-CA, CA-DAP y Tipo de vegetación sí mostraron efecto. Los psitácidos en la localidad estudiada son amenazados por la expansión agrícola y su densidad está determinada por la composición y estructura de la vegetación.

Palabras claves: Abundancia, densidad, muestreo por distancia, probabilidad de detección, covariables, *Aratinga canicularis*, *Amazona albifrons*.

INTRODUCCIÓN

Las selvas de México están entre los ecosistemas con mayores transformaciones por las actividades humanas, y como resultado de ellas, se pierden 140 mil ha al año (SEMARNAT 2011). Oaxaca, en el sureste de México es una de las entidades con mayor extensión de selvas a nivel nacional (10%, INEGI 2012) las cuales constituyen hábitat potenciales para nueve de las 22 especies de psitácidos que se distribuyen en el país (Howell & Webb 1995). La pérdida y fragmentación de este ecosistema es la principal amenaza que enfrentan los psitácidos del neotrópico, debido a que reduce sus recursos alimenticios, sitios de anidación y aumenta su depredación (Renton 2001, Renton & Salinas-Melgoza 2004). Como consecuencia de esto, 19 especies de psitácidos de México han reducido su área de distribución histórica hasta un 80% (e.g. *Ara militaris*; Ríos-Muñoz & Navarro-Sigüenza 2009), lo que se agrava debido al tráfico ilegal (Collar & Juniper 1992, Macías-Caballero *et al.* 2000, Ríos 2002, Macías *et al.* 2000). Según los estudios sobre el comercio ilegal de este

grupo de aves en México, cada año se comercializan a nivel nacional entre 65 000 - 78 500 ejemplares de psitácidos provocando así, la declinación de sus poblaciones (Iñigo & Ramos 1991, Cantú *et al.* 2007).

El perico frente naranja (*Aratinga canicularis*) y el loro frente blanca (*Amazona albifrons*) habitan en selvas bajas y medianas de la vertiente del Pacífico hasta Centroamérica, por debajo de los 1500 msnm (*A. canicularis*) y 1800 (*A. albifrons*) (Howell & Webb 1995). Ambas especies son diurnas, gregarias, generalmente granívoros y poco conspicuas en la vegetación, pero se pueden diferenciar por su tamaño (longitud total 23-25 cm en *A. canicularis* y 25.5-29 cm en *A. albifrons*), el color de la cabeza (naranja en *A. canicularis* y blanco en *A. albifrons*) y vocalización (Hardy 1965, Del Hoyo *et al.* 1997, Gómez de Silva *et al.* 2005). La reproducción de *A. canicularis* ocurre entre marzo y mayo, usualmente en termiteros activos (*Nasutitermes nigriceps*) y la de *A. albifrons* de enero a mayo en cavidades de árboles, ambas especies con una nidada de 3 a 5 huevos (Juniper & Parr 1998). Los psitácidos *A. canicularis* y *A. albifrons* se encuentran incluidas en el Apéndice II de la CITES (Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres, UNEP 2012) y en México están incluidas en la categoría Protección Especial (NOM-059-SEMARNAT-2010).

En México no se conoce ningún estudio publicado sobre la densidad o el tamaño poblacional de *A. canicularis* y *A. albifrons*, excepto el estudio de Palomera-García (2010) quien realizó un conteo de *A. canicularis* en Colima estimando abundancias relativas. A nivel Latinoamérica, Lezama *et al.* (2004) estimaron la densidad de estas dos especies como parte del monitoreo nacional de psitácidos de Nicaragua. Aunque no se conocen las tendencias poblacionales de ambas especies a nivel nacional y mundial, algunos autores suponen que sus poblaciones son muy grandes y que no tienen riesgo de desaparecer (Collar & Juniper 1992, BirdLife International 2011). Por su parte, Ríos-Muñoz y Navarro-Sigüenza (2009) reportaron que en México, ambas especies presentan reducciones de un 0.4% del total de su área de distribución, mientras que Cantú *et al.* (2007) mencionan que posiblemente *A. canicularis* y *A.*

albifrons, han reducido sus poblaciones entre 20–30% en los últimos 10 años, debido al creciente comercio ilegal.

Los psitácidos generalmente ocurren en bajas densidades y en áreas tropicales donde la visibilidad para detectarlos es baja (Casagrande & Beissinger 1997); por lo que estimar sus tamaños poblacionales no ha sido fácil debido a las enormes variaciones ambientales (e.g. clima, hábitat y temporada), comportamiento de las especies (Newton 1998) y experiencia del observador (Burckland *et al.* 2001, Norvell *et al.* 2003). Comúnmente, para cuantificar sus poblaciones se ha recurrido a métodos basados en observaciones directas como puntos de conteo, transectos lineales o conteos de nidos y dormideros, pero éstas técnicas no consideran las probabilidades de detectar a los individuos dentro del hábitat (Casagrande & Beissinger 1997, Marsden 1999, Bibby *et al.* 2000).

El método de muestreo por distancia ofrece un análisis estadísticamente robusto y confiable para la estimación de la densidad porque considera explícitamente probabilidades de detección (Burckland *et al.* 2001, Thomas *et al.* 2002). Es por ello que recientemente ha sido más utilizado para estimar el tamaño poblacional de psitácidos como *Amazona farinosa* (Guix *et al.* 1999), *A. amazónica*, *A. rhodocorytha* (Marsden *et al.* 2000) y *A. auropalliata* (Lezama-López 2009). Este método se basa en la estimación de distancias perpendiculares a las que un organismo es detectado con respecto al sitio de observación y sugiere que a medida que la distancia aumenta la probabilidad de detectar a un individuo o una bandada disminuye (Buckland *et al.* 2004).

Los supuestos básicos en los que se basa esta técnica son 1) todos los individuos sobre el transecto son detectados y registrados (i.e., la probabilidad de detección a distancia cero del transecto es 1); 2) todos los individuos son detectados desde su ubicación inicial antes de realizar cualquier movimiento en respuesta al observador, 3) las distancias perpendiculares son estimadas con precisión, 4) la detección de un individuo o grupos de ellos son independientes entre sí, 5) los individuos son

identificados correctamente (e.g. especie) y, 6) el tamaño de las bandadas son estimadas con exactitud (Buckland *et al.* 2001). El método de muestreo por distancias es considerado como una herramienta importante en el área de conservación de la biodiversidad, sin embargo para obtener una estimación confiable se requieren entre 40 y 80 observaciones (Buckland *et al.* 2001).

Para entender las fluctuaciones de las poblacionales de psitácidos, es necesario conocer los mecanismos reguladores que influyen en su abundancia (Newton 1988). Estos mecanismos son llamados debido a su interacción, factores denso-dependientes o demográficos y factores denso-independientes o externos (Newton 1988). Dentro de los factores denso-independientes se encuentran los atributos del hábitat que actúa como un factor limitante dado que pueden determinar el tamaño poblacional de una especie (Newton 1988, Marsden *et al.* 2000). Para comprobar si dichos factores están relacionados con la densidad, es necesario evaluar la composición y estructura de cada hábitat y así conocer la capacidad de respuesta por parte de las especies ante distintas alteraciones (Bibby *et al.* 2000).

Además de que las poblaciones varían espacialmente dependiendo del hábitat, también pueden fluctuar a lo largo de un año, debido principalmente a dos procesos: 1) la estación reproductiva (verano), donde el número incrementa debido a que la natalidad excede la mortalidad, y 2) la estación no reproductiva (invierno) donde el número declina por la mortalidad (Newton 1988). La existencia de estas fluctuaciones estacionales depende principalmente de la tasa de reproducción y mortalidad de la especie. El objetivo del presente estudio es estimar la densidad poblacional de *A. canicularis* y *A. albifrons* en tres tipos de vegetación y, evaluar la relación entre los atributos de la vegetación de cada sitio con la densidad poblacional, así como conocer las variaciones de ambas especies durante la temporada seca y lluvia. Se espera que la zona menos perturbada presente mayor densidad poblacional de psitácidos debido a que se han señalado que estas aves tienden a ser más abundantes o muestran mayores preferencias por bosques menos perturbados que zonas de transición o fragmentadas (Giraldi & Munn 1998, Marsden 2003, Montes &

Verhelst 2011). Asimismo, se espera que los atributos del hábitat influyan en la detectabilidad de las especies debido a que la visibilidad está relacionada con la estructura de la vegetación (Burckland *et al.* 2001). De igual forma se espera que la densidad poblacional muestre diferencias significativas entre los tipos de vegetación y entre las temporadas.

MÉTODO

Área de estudio

El estudio fue realizado en la comunidad de El Coyul (16° 01'N, 95° 40'W, 37 msnm), perteneciente al municipio de San Pedro Huamelula, en la región Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, ubicada en el sureste de México (INEGI 2012) (Fig. 1). La comunidad se encuentra situada en la costa pacífica del Estado y cubre una superficie de 33 km². El clima es cálido subhúmedo y semicálido subhúmedo. La temperatura varía de 18 a 28 °C, y la temporada de lluvia ocurre de mayo a septiembre, con una precipitación que va de 700 a 1000 mm. La vegetación original predominantemente corresponde a selva mediana y selva baja caducifolia. Las tierras del municipio están bajo régimen comunal y el uso de suelo y vegetación se compone de zona agrícola (9.69%), zona urbana (0.12%), selva (85.70%), bosque (3.17%), área sin vegetación (0.33%), palmar inducido (0.10%) y dunas (0.19%). El Coyul presenta un relieve de lomeríos y llanuras, y las principales actividades son la agricultura, ganadería, caza y pesca. Los principales cultivos (maíz y sorgo) se concentran en las áreas circundantes a la comunidad y son de temporal o de riego. La ganadería no es una actividad productiva sobresaliente, sin embargo existe una asociación de ganaderos que utilizan las áreas verdes adyacentes como encierros naturales.

Conteo de psitácidos

Se realizaron visitas mensuales de marzo de 2011 a febrero de 2012 para el conteo de psitácidos. Se escogieron tres sitios diferentes por sus características y

composición vegetal, uno de ellos fue ubicado en selva baja caducifolia (SBC) y otro en selva mediana caducifolia (SMC). El tercer sitio fue ubicado en una zona heterogénea, que incluye una zona agrícola de temporal (ZAT), fragmentos de selva baja caducifolia, plantaciones y potreros. En cada sitio se establecieron dos transectos de 2 km de longitud, los cuales fueron ubicados en dirección norte-sur (SBC), este-oeste (SMC) y noroeste-suroeste (ZAT). El conteo de aves fue realizado por un mismo observador que caminó en los transectos en las primeras horas de la mañana (promedio 2.75 h) a una velocidad constante y en condiciones climáticas apropiadas. Se utilizó el método de muestreo por distancia para estimar la densidad poblacional. Cada vez que se detectó un ejemplar o una bandada de psitácidos se midió la distancia perpendicular al transecto con un telemetro laser Bushnell®, con precisión de +/- 1 metro. Para cada observación se utilizó un binocular y se registró la hora, la especie y el número de individuos (Buckland *et al.* 2001). Cada detección fue considerada independiente siempre y cuando el individuo no se observara regresar por la misma dirección en un tiempo corto y después observarlo pocos metros adelante. La estimación no fue afectada por el conteo doble de individuos porque únicamente se consideraron aquellos individuos que perchaban dentro del sitio, y no se tomaron en cuenta aquellos observados en vuelo o registrados únicamente por vocalización. Los registros no fueron confundidos entre especies debido a sus rasgos distintivos y porque en ningún momento se observaron bandadas mixtas.

Estimación de la densidad poblacional

La densidad poblacional para cada una de las especies se estimó mediante el análisis convencional de muestreo por distancia (*Conventional Distance Sampling*, CDS) en el programa *Distance* ver. 6.0 (Thomas *et al.* 2002), en donde la probabilidad de detección es modelada únicamente como una función de la distancia y no se consideraron otros efectos en la heterogeneidad de la probabilidad de detección (e.g., estructura de la vegetación, tipo de vegetación, condiciones climáticas, tamaño de bandadas, etc.). Con las distancias perpendiculares obtenidas de cada observación para cada especie se construyeron histogramas de frecuencias, que fueron ajustados a intervalos de distancias para adecuarlos a un modelo de la

función de detección sugerido por Buckland *et al.* (2001). Durante este análisis se detectaron y truncaron (eliminaron) datos atípicos que pudieran afectar la tendencia de la distribución a fin de obtener una estimación más precisa y realista (Buckland *et al.* 2001). Después de este filtro de datos se realizó el ajuste y selección del modelo de la función de detección de acuerdo a pruebas de bondad de ajuste de χ^2 y el Criterio de Información de Akaike (AIC). Se seleccionó el modelo semi-normal con términos de ajuste de coseno por ser el modelo que se ajustó mejor a los datos y que obtuvo un menor valor en el AIC (Buckland *et al.* 2001).

La densidad fue estimada como:

$$D = \frac{n}{2wLP_a}$$

Donde n es el número de individuos observados, w el ancho efectivo del transecto considerado como un espacio delimitado a una distancia máxima (w) donde los n individuos son detectados, L la longitud total de los transectos y P_a la probabilidad de detección. Para estimar P_a se define una función de detección $f(x)$ que es la probabilidad de que un individuo a una distancia x del transecto sea detectado, con $0 \leq x \leq w$, suponiendo que $f(0) = 1$, es decir, la probabilidad de detectar a un individuo o un grupo de ellos a una distancia cero del transecto es igual a 1.

Se estimó la densidad para cada uno de los sitios de forma estratificada y el de las temporadas de manera independiente para cada una de las especies, asumiendo que la probabilidad de detección es distinta entre ellos. La densidad global únicamente fue estimada para aquella especie (*A. canicularis*) en el cual se comprobó que las probabilidades de detección entre los sitios fueran estadísticamente iguales. Por otra parte, se estimó el número de individuos registrados y la tasa de encuentros (individuos/horas muestreo) mensuales de *A. canicularis* con el propósito de compararlo con los resultados obtenidos por Palomera-García (2010) por ser el único estudio publicado y realizado en México sobre sus abundancias relativas.

Análisis estadístico

Para conocer la significancia de las diferencias en la probabilidad de detección entre los tres tipos de vegetación se compararon los intervalos de confianza del 95% de las probabilidades de detección estimadas. Si éstos se superpusieron se concluyó que no existían diferencias significativas en el parámetro. También se compararon las densidades poblacionales obtenidas de cada sitio mediante una prueba *t*-student con grados de libertad basada en aproximaciones de Satterthwaite's (Buckland *et al.* 2001), para corroborar posibles diferencias significativas. Asimismo se compararon las densidades de cada temporada. Los niveles de significancia que se obtuvieron como resultado de la prueba estadística fueron ajustados por el procedimiento secuencial de Bonferroni (Rice 1989). Las densidades fueron expresadas como individuos por km² e intervalos del 95% de confianza.

Análisis de la estructura y composición de la vegetación

Se evaluó la estructura de la vegetación arbórea durante septiembre y octubre de 2011. Se establecieron tres cuadrantes de 50 x 25 m a los 0, 1 y 2 km de cada transecto para obtener mayor representatividad de la vegetación, cubriendo un área total de 2.25 ha. En cada cuadrante se midieron variables de la estructura y composición vegetal tomando en cuenta los requerimientos de las especies (tipo de árbol para anidación y dormitorio, hábito alimenticio) (Salinas-Melgoza *et al.* 2009, Sánchez-Martínez & Renton 2009), por lo que únicamente se contaron árboles con un diámetro a la altura del pecho (DAP) mayor a 10 cm. Para cada árbol se tomaron registros fotográficos y se registró nombre común, altura total (*A*), DAP, diámetro mayor de la copa (D_1), diámetro mayor perpendicular de la copa (D_2) y algunos aspectos fenológicos que ayudaran para su determinación taxonómica. Con base al D_1 y el D_2 se estimó la cobertura arbórea mediante la fórmula del área de una elipse como $CA = \pi (0.25) D_1 D_2$ (Muller-Dombois & Ellenberg 1974). Asimismo, se calculó la densidad de árboles en cada sitio dividiendo el número de éstos por el tamaño del área muestreada y para cada una de las variables se estimaron promedios y se

efectuó un Análisis de Varianza (ANOVA) con comparaciones múltiples de Tukey para identificar los grupos de mínima significancia. La determinación taxonómica de los árboles fue limitada hasta el nivel de género y se recurrió a inventarios florísticos y registros puntuales de la flora cercana al área de estudio (Salas-Morales *et al.* 2007) y herbarios nacionales (MEXU, IBUNAM).

Análisis con covariables

Debido a que la probabilidad de detección es una función de muchos factores distintos a la distancia perpendicular de los individuos al transecto, se utilizó un análisis de muestreo por distancia con múltiples covariables (*Multiple Covariate Distance Sampling*, MCDS) para conocer si los parámetros evaluados de la estructura de la vegetación, así como el tipo de vegetación tuvieron algún efecto en la probabilidad de detección de las aves. En este análisis, las covariables que se incorporan al modelo de la función de detección afectan su escala pero no su forma (Marques & Buckland 2003). Las covariables pueden ser factor (i.e., tipos de hábitat, observador, etc.), o continuas (i.e., numérico como tamaño de la bandada, porcentaje de cobertura arbórea, etc.) y pueden estar asociados con los transectos (e. g., hábitat, hora, condiciones climáticas, observador) o las aves (e.g., sexo, tamaño de la bandada). En el análisis de MCDS fueron incluidas la CA, la A, y el DAP como covariables continuas y los tipos de vegetación como covariable factores con tres niveles correspondientes a SBC, SMC y ZAT. El filtro de datos utilizados en el análisis CDS fue el mismo para realizar el análisis MCDS. El modelo de ajuste de la función de detección fue el semi-normal con términos de ajuste de coseno para todos los datos agrupados. La selección de aquellas covariables que provocaron algún efecto sobre la probabilidad de detección, fue realizada en dos fases. Primero, se modeló la función de detección en el CDS y en el MCDS sin incluir covariables para obtener los valores del AIC. Segundo, se aplicaron por separado varios análisis de MCDS una por cada covariable usando el mismo modelo y, después se realizaron secuencias de análisis MCDS donde se combinaron todas las covariables. Una vez realizado todos los análisis, se utilizó el mínimo valor de AIC para seleccionar las

covariables que influyeron en la detectabilidad comparando el incremento de las AICs (ΔAIC) (Marques & Buckland 2003, Marques *et al.* 2007).

RESULTADOS

Abundancia y densidad

Con un esfuerzo de muestreo de 144 km y 112 horas de observación se registraron un total de 188 bandadas y 852 individuos de psitácidos en los tres tipos de vegetación. En la SBC se registraron más individuos (58%), que en la SMC (23%) y la ZAT (17%). Durante la temporada seca el número de registros de psitácidos (73%) fue mayor que en la temporada lluviosa. Adicionalmente se registraron dos especies más de psitácidos en el área de estudio, el loro cabeza amarilla (*Amazona oratrix*) y el loro corona lila (*Amazona finschi*) catalogadas como en Peligro de Extinción en la NOM-059-SEMARNAT-2010, en el Apéndice I de la CITES (UNEP 2012) y en Peligro (*A. oratrix*) y como Vulnerable (*A. finschi*) por la UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, BirdLife International 2012). De *A. oratrix* se registraron 45 observaciones y 16 bandadas, mientras que de *A. finschi* 34 observaciones y 4 bandadas. Este estudio confirma la presencia actual de *A. oratrix* y *A. finschi* en el estado de Oaxaca, que es relevante porque en las evaluaciones sobre el estado de conservación de sus poblaciones han reportado que ambas especies han sido prácticamente extirpadas en la entidad (Macías-Caballero & Iñigo 2003, Renton & Iñigo 2003, Monterrubio-Rico *et al.* 2007).

De acuerdo a los resultados obtenidos por Palomera-García (2010) de octubre a marzo (temporada seca) tanto el número de registros como la tasa de encuentro fluctuaron entre 50-200 registros y 6-22 individuos/hora, respectivamente. Sin embargo, de junio-septiembre (temporada de lluvia) los registros y abundancias se incrementaron considerablemente obteniendo un rango de 295-553 registros y una tasa de encuentro de 30-56 individuos/hora. En este estudio el número de registros durante los mismos meses de temporada seca estuvieron en un rango de 18-67 y la tasa de encuentro de 1-4 individuos/hora, mientras que en la temporada de lluvia los

registros variaron de 13-42 individuos y la tasa de encuentro de 1-3 individuos/hora. Los resultados mensuales aquí obtenidos no mostraron una fluctuación tan fuerte para *A. canicularis* como lo observado por Palomera-García (2010) en todas las regiones de Nicaragua.

Densidad poblacional

Para *A. canicularis* se obtuvieron 98 registros de distancias perpendiculares, de los cuales se truncó el 7% (7 observaciones) para obtener un mejor ajuste cuando fueron agrupados en seis intervalos de distancias. La distancia máxima a la que fue registrada esta especie fue de 150 m, y se redujo a 100 m (Fig. 2A). Según la prueba de ajuste secuencial de Bonferroni, la densidad de *A. canicularis* en la SBC fue significativamente diferente y mayor que la de la ZAT ($t= 1.93$, g.l.= 48, $p= 0.02$) y no difirió significativamente con la de la SMC ($t= 1.84$, g.l.= 48, $p= 0.03$), mientras que la densidad de la SMC y la ZAT no presentaron diferencias significativas ($t= 0.21$ g.l.= 42, $p= 0.41$). En cuanto a la variación de la densidad por temporadas, se encontró que esta es significativa ($t= 1.84$ g.l.= 84, $p= 0.03$), siendo mayor en la época seca que en la de lluvia (Tabla 1). Los intervalos de confianza de las probabilidades de detección no mostraron diferencias significativas para *A. canicularis* entre los tres tipos de vegetación y entre las dos temporadas. Por lo tanto, la densidad total para esta especie fue de 29 ± 11 individuos/km² y su tamaño poblacional de 953 ± 359 individuos para un área de 33 km². La probabilidad de detectar a *A. canicularis* en toda el área de estudio fue de $P_a= 0.49 \pm 0.07$ y la tasa de encuentro de 0.63 ± 0.25 bandadas/km.

Para *A. albifrons* se obtuvieron 90 registros de distancias perpendiculares de los cuales se truncó el 5% (5 observaciones) y fueron agrupados en nueve intervalos de distancias para un mejor ajuste. La distancia máxima a la que fue registrada esta especie fue de 310 m y se redujo a 250 (Fig. 2B). La densidad poblacional de *A. albifrons* en la SBC fue mayor y significativamente diferente de la SMC ($t= 2.08$, g.l.= 38, $p= 0.02$) y la ZAT ($t= 1.96$, g.l.= 44, $p= 0.02$), en cambio la densidad entre la SMC

y la ZAT fueron estadísticamente iguales ($t= 0.00$, g.l.= 36, $p= 0.49$). En la temporada seca la densidad de *A. albifrons* fue significativamente mayor que la de la temporada lluviosa ($t= 1.80$ g.l.= 37, $p= 0.04$) (Tabla 1). Según los intervalos de confianza, la probabilidad de detección de *A. albifrons* en la SBC fue significativamente mayor que el de la SMC, entre tanto el de la ZAT difirió estadísticamente con el de la SBC y SMC. La probabilidad de detección de *A. albifrons* entre las temporadas no difirió significativamente, pero entre los tipos de vegetación sí, lo que impidió estimar la densidad global de *A. albifrons* para toda el área de estudio.

Estructura y composición de la vegetación

Se contaron 505 árboles pertenecientes a 16 familias y 52 géneros. La familia Leguminosae fue la más representativa en cada uno de los tipos de vegetación: en la SBC se hallaron 21 géneros, en la SMC 15 y en la ZAT 12. En los tres tipos de vegetación se encontraron diferencias significativas en cuanto a su estructura. La cobertura arbórea de la SMC fue significativamente mayor que la de la SBC y ZAT (ANOVA, g.l.= 2, 504, $F= 14.57$, $P= 0.00$). El DAP difirió entre la SBC y la SMC, siendo mayor en este último, mientras que el de la ZAT fue similar a los otros dos sitios (ANOVA, g.l.= 2, 504, $F= 5.35$, $P= 0.00$). La altura promedio de los árboles en la ZAT fue menor y estadísticamente diferente del resto de los sitios (ANOVA, g.l.= 2, 504, $F= 57.57$, $P= 0.00$). Los resultados de la composición y estructura de la vegetación de cada tipo de vegetación se muestran en la Tabla 2.

Efecto de la estructura arbórea en la probabilidad de detección

Al comparar los AICs y el ΔAIC de forma general entre todos los análisis realizados para *A. canicularis* se observó el valor más bajo del ΔAIC en CDS donde los datos fueron agrupados. En los análisis MCDS se observaron incrementos del AIC en los análisis donde fueron incorporados una sola covariable, lo que indicó que ninguna de las covariables afectaron significativamente la función de detección, a pesar de que en algunos análisis donde se combinaron covariables (A-CA y A-DAP) o se

incorporó la covariable Tipo de vegetación se observó una ligera disminución del valor AIC (Tabla 3). Por lo tanto, los parámetros evaluados en este estudio sobre la estructura arbórea y los tipos de vegetación no causaron ningún afecto en la función de la probabilidad de detección de *A. canicularis*.

Comparando todos los valores de los AICs y el Δ AIC de forma general en el análisis de *A. albifrons* se observó que el menor valor del AIC se presentó en el CDS donde los datos estuvieron igualmente agrupados. Sin embargo, en este caso los análisis de MCDS donde se incluyeron combinaciones de dos covariables (A-CA, CA-DAP) y la covariable Tipo de vegetación sí mostraron que la función de detección fue afectada por dichas covariables. Esto indicó que la función de la probabilidad de detección de *A. albifrons* fue afectada por la estructura arbórea y el tipo de vegetación. Todos los resultados de los análisis con sus respectivos valores del Δ AIC y del AIC se muestran en la Tabla 3.

DISCUSIÓN

Con el esfuerzo de muestreo realizado se obtuvo un total de datos suficientes de cada uno de las especies para realizar una estimación confiable de la densidad total (Buckland *et al.* 2001). Sin embargo, al estratificar los datos por sitios y temporada, hubo casos en donde los registros fueron escasos y por consiguiente se obtuvieron intervalos de confianzas muy grandes, esto es, poca precisión en la estimación de la densidad (Buckland *et al.* 2001).

Los resultados sobre la tasa de encuentros obtenidos por Palomera-García (2010) mostraron diferencias considerables con los resultados obtenidos en este estudio para *A. canicularis*. Esta diferencia podría deberse a los métodos y a un mayor esfuerzo de muestreo en el estudio de Palomera-García (2010). Sin embargo, sus resultados podrían estar sesgados debido a que el método de estimación que empleo, no incluye las probabilidades de detección. Esto es una de las desventajas que presentan los métodos basados en índices de abundancias en comparación con

el método de muestreo por distancia, ya que no consideran que realmente no todos los individuos de una población son detectados en campo (Williams *et al.* 2002, Riddle *et al.* 2010), y en consecuencia las estimaciones no se ajustan en función de dicha probabilidad.

Abundancia y densidad por tipo de vegetación

Se esperaba que en la SMC, por su menor grado de perturbación debido a su lejanía de la comunidad y por sus características y composición arbórea (227 árboles, CA= 51.02, DAP= 25.48 m, A= 11.20 m, 34 géneros y 14 familias de árboles) se encontraría una mayor densidad de psitácidos comparado con los demás sitios. Sin embargo, los resultados mostraron que *A. canicularis* y *A. albifrons* son más abundantes en la SBC, lo que sugiere que las selvas tropicales secas son más utilizadas por los psitácidos que áreas con vegetación densa o muy abiertas. Esto es probablemente porque este tipo de vegetación constituye un hábitat óptimo para los psitácidos al proporcionar grandes cantidades de árboles para forrajeo, dormitorio o anidación (Ríos-Muñoz & Navarro-Sigüenza 2009). Este resultado confirma lo documentado por otros autores con diferentes psitácidos (Giraldi & Munn 1998, Marsden 2003, Montes & Verhelst 2011).

La ZAT fue el sitio con menor densidad poblacional, lo cual evidencia que los psitácidos son sensibles a perturbaciones agrícolas tal como menciona Marsden (1999). La densidad de *A. albifrons* en la SBC fue mayor comparado con otras especies del mismo género, por ejemplo, *A. rhodocorytha* (13 ± 28), *A. amazónica* (3.1 ± 25) (Marsden *et al.* 2000) y *A. farinosa* (14 ± 6) (Guix *et al.* 1999). Mientras que la densidad total de *A. canicularis* fue menor a lo estimado por Lezama *et al.* (2004) en Nicaragua (109 individuos/km²). Las poblaciones de *A. canicularis* y *A. albifrons* se han considerado como muy abundantes y con amplio rango de distribución (BirdLife International 2012), sin embargo, si el comercio ilegal y la fragmentación de su hábitat continúan aumentando, en poco tiempo muy posiblemente estas especies podrían estar en la misma situación que otras especies

mexicanas, como las del género *Amazona* (e.g. *A. finschi*, *A. autumnalis*, *A. oratrix* y *A. viridigenalis*), que han sufrido una reducción considerable de sus poblaciones.

Efecto de la estructura arbórea sobre la probabilidad de detección

La probabilidad de detección puede diferir entre especies, clases de edad, hábitat, o sexo (Buckland *et al.* 2010). En este estudio se encontró por medio del análisis MCDS que los parámetros de la estructura arbórea como la altura, cobertura arbórea y DAP o Tipos de vegetación afectan la detectabilidad de las especies. Para *A. canicularis* se corroboró que efectivamente la probabilidad de detección no varía significativamente entre los tres tipos de vegetación. Según los resultados del análisis, los tres parámetros modelados en la función de detección como covariables continuas (*A*, *CA* y *DAP*), ninguno de ellos mostró tener un efecto sobre la función de detección. Esto sugiere que posiblemente existen otras covariables (e.g, pendiente, presencia de nidos o dormideros cerca de los sitios de observación) que podrían estar afectando la función de detección de *A. canicularis* en los tres tipos de vegetación, los cuales no fueron considerados en este estudio. Para *A. albifrons* los análisis MCDS donde se incorporaron covariables *A-CA*, *CA-DAP* y Tipo de vegetación sí mostraron efecto en la función de detección, lo que indica que dichas covariables deben ser consideradas durante el conteo de *A. albifrons*.

Abundancia y densidad de psitácidos por temporada

Los intervalos de confianza mostraron que la probabilidad de detección de *A. canicularis* y *A. albifrons* entre las dos temporadas no difirieron significativamente, lo que sugiere que la visibilidad, coloración críptica o conducta sigilosa de los psitácidos no influyeron en la probabilidad de detección. Sin embargo, la prueba estadística mostró que en la temporada lluviosa las densidades de ambas especies fueron menores que en la temporada seca y que estas fueron significativamente diferentes. La diferencia entre las densidades podría ser explicada debido a las variaciones en los tamaños de bandadas de cada una de las especies. Estudios previos incluso en

Oaxaca (Hardy 1965, Chapman *et al.* 1989, Palomera-García 2010), han mostrado que *A. canicularis* y *A. albifrons* presentan variaciones en sus tamaños de bandadas a lo largo del año, y que esto se debe a la distribución y abundancia de alimento. En este estudio se pudo corroborar que efectivamente, durante la temporada seca que es cuando ocurre la reproducción de ambas especies, éstas redujeron su tamaño de bandadas para formar parejas y buscar nidos. Por otra parte, en la temporada lluviosa el número de las bandadas se incrementó, debido posiblemente a la abundancia de alimento. Las poblaciones de psitácidos en la localidad El Coyul muestran fluctuaciones espaciales y temporales debidas a la composición y estructura de la vegetación, al tamaño de las bandadas que varía entre la época reproductiva y no reproductiva, y a las condiciones climáticas que pudieron influir en la detectabilidad de los individuos.

RECOMENDACIONES

Debido a que los estudios sobre la estimación poblacional de psitácidos en México han sido muy escasos, se recomienda desarrollar más proyectos de investigación enfocados a la estimación del tamaño poblacional de este grupo de aves para conocer su estado de conservación. La presencia de dos especies incluidas en la categoría Protección Especial (*A. canicularis* y *A. albifrons*) y dos especies en Peligro de Extinción (*A. oratrix* y *A. finschi*) en la comunidad estudiada, hacen de esta zona un área prioritaria para su conservación, por lo que se recomienda darle seguimiento al estudio de sus poblaciones, así como evaluar los factores limitantes que podrían estar amenazando su permanencia. Dicha información contribuirá a crear planes de manejo y conservación efectivos para restaurar sus poblaciones. Se recomienda utilizar el método de muestreo por distancia en transectos lineales para estimar sus densidades en forma confiable, ampliando los esfuerzos de muestreo para obtener mayor precisión en las estimaciones.

AGRADECIMIENTO

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca que me fue otorgada, así como al Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Oaxaca (CIIDIR-Oax) por el apoyo para realizar la maestría. Al Dr. Antonio Santos Moreno por su dirección y asesoría durante la realización de este estudio. A los miembros del comité tutorial por sus valiosas observaciones y correcciones al trabajo.

REFERENCIAS

- Bibby, C.T., Burgess, N.D., Hill, D.A. & Mustoe, S.H.** 2000. *Bird Census Techniques*. Academic Press, San Diego California, E.U.A.
- BirdLife International.** 2011. *The illegal parrot trade remains a problem in Latin America*. Presented as part of the BirdLife State of the world's birds website.
- BirdLife International.** 2012. IUCN Red List for birds. <http://www.birdlife.org>
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L., Borchert, D.L. & Thomas, L.** 2001. *Introduction to Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*. Oxford: Oxford University Press.
- Buckland, S.T., Russell, R.E., Dickson, B.G., Saab, V.A. & Block, W.M.** 2010. Analyzing designed experiments in distance sampling. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics* **14**: 432-444.
- Cantú, G.J.C., Sánchez, S.M.E., Grosselet, M. & Silva, G.J.** 2007. *Tráfico ilegal de pericos en México: Una evaluación detallada*. Defenders of Wildlife Teyeliz.
- Casagrande, D.G. & Beissinger, S.R.** 1997. Evaluation of four methods for estimating parrot population size. *The Condor* **99**: 445-457.
- Chapman, C.A., Chapman, L.J. & Lefebvre, L.** 1989. Variability in parrot flock size: possible functions of communal roosts. *The Condor* **91**:842- 847.
- Collar, N.J. & Juniper, A.T.** 1992. *Dimensions and Causes of the Parrot Conservation Crisis. New world Parrots in crisis, solutions from Conservation Biology*. Smithsonian Institution Press: Washington & Londres.

- Del Hoyo, J., Elliot, A. & Sargatal, J.** 1997. *Handbook of the birds of the world*. Vol. 4. Sandgrouse to Cuckoos. Lynx Ediciones. Barcelona, España.
- Gilardi, J.D. & Munn, C.H.** 1998. Patterns of activity, flocking and habitat use in parrots of the Peruvian Amazon. *The Condor* **100**: 641–653.
- Gómez de Silva, H., Oliveras de Ita, A. & Medellín, R. A.** 2005. *Aratinga canicularis*. Vertebrados superiores exóticos en México: diversidad, distribución y efectos potenciales. Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO. Proyecto U020. México. D.F.
- Guix, J.C, Jover, L. & Ruiz, X.** 1997. Muestreos del comercio de psitácidos neotropicales en la ciudad de Barcelona, España: 1991–1996. *Ararajuba* **5**: 159–167.
- Guix, J.C., Martin, M. & Mañosa, S.** 1999. Conservation status of parrot population in an Atlantic rainforest area of southeastern Brazil. *Biodiversity and Conservation* **8**: 1079-1088.
- Hardy, J.W.** 1965. Flock social behavior of the Orange-fronted Parakeet. *The Condor* **67**:140–156.
- Howell, S.N.G. & Webb, S.** 1995. *A guide to the birds of Mexico and northern Central America*. Oxford University Press.
- INEGI.** **2010.** Instituto Nacional de Estadística y Geografía. <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/topografia/infoescala.aspx>
- Iñigo-Elías, E.E. & Ramos, M.A.** 1991. *The psittacidae trade in México*. In: **Robinson, J.G. & Redford, K.H.** (eds). *Neotropical Wildlife Use and Conservation*, University of Chicago Press, Chicago.
- Juniper, T. & Parr, M.** 1998. *Parrots. A guide to parrots of the world*. Yale University Press. London, UK.
- Lezama, M., Vilchez, S. & Mayorga, M.** 2004. III Monitoreo nacional de Psitácidos 2004. Estado actual y conservación. Ministerio del ambiente y recursos naturales.
- Lezama-López, M.** 2009. Estado de Conservación de Lora Nuca Amarilla (*Amazona auropalliata*) en el Corredor Biológico Paso Del Istmo, Rivas, Nicaragua. *Tundra to Tropics*.
- Macías-Caballero, C., Iñigo Elías, E.E. & Enkerlin H.E.C.** 2000. Proyecto de Recuperación de Especies Prioritarias: Proyecto Nacional para la Conservación, Manejo y Aprovechamiento Sustentable de los Psitácidos de México. Instituto Nacional de Ecología, México DF.

- Macías-Caballero, C. & Iñigo E.E.** 2003. AS002: Evaluación del estado de conservación actual de las poblaciones de loro cabeza amarilla (*Amazona oratrix*) en México. Reporte Final a SNIB-CONABIO México D. F.
- Marques, F.F.C. & Buckland, S.T.** 2003. Incorporating covariates into standard line transect analysis. *Biometrics* **59**: 924-935.
- Marques, T.A. Thomas, L., Fancy S.G. & Buckland, S.T.** 2007. Improving estimates of bird density using multiple-covariate distance sampling. *The Auk* **124**: 1229-1243.
- Marsden, S.J.** 1999. Estimation of parrot and hornbill densities using a point count distance sampling method. *Ibis* **14**: 377-390.
- Marsden, S.J., Whiffin, M., Sadgrove, L. & Guimaraes, Jr.** 2000. Parrot population and habitat use in and around two lowland Atlantic forest reserves Brazil. *Biological conservation* **96**: 209-217.
- Marsden, S.J. & Pilgrim, J.** 2003. Factors influencing the abundance of parrots and hornbills in pristine and disturbed forest on New Britain. *Ibis* **145**: 45-53.
- Monterrubio-Rico, T.C., Villaseñor-Gómez, L.E., Marín-Togo, M.C., López-Cordova, E.A., Fabián-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. *Ornitología Neotropical* **18**: 263-276.
- Montes, M.A. & Verhelst, J.C.** 2011. Tamaño poblacional y uso de hábitat del perico Paramuno (*Leptosittaca branikii*) en la Reserva Natural el Mirador, Génova, Quindío. *Conservación Colombiana* **14**: 38-48.
- Muller-Dombois, D. & Ellenberg, H.** 1974. Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley and Sons, N. Y. p. 547.
- Newton, I.** 1988. *Population Limitations in Birds*. Academic Press. London.
- Norma Oficial Mexicana.** 2010. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2002. Protección ambiental – especies nativas de México de Flora y Fauna silvestres – Categoría de riesgo y especificaciones para la inclusión, exclusión o cambio – Lista de especies en riesgo.
- Norvell, R.E., Howe, F.P. & Parrish, J.R.** 2003. A seven-year comparison of relative-abundance and distance-sampling methods. *Auk* **120**:1013-1028.

- Palomera-García, C.** 2010. Habitat use and local harvesting practices of the Orange-fronted Parakeet (*Aratinga canicularis*) in western Mexico. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* **45**: 139-147.
- Renton, K.** 2001. Lilac-crowned parrot diet and food resource availability: resource tracking by a parrot seed predator. *The Condor* **103**: 62-69.
- Renton, K.** 2002. Influence of environmental variability on the growth of Lilac-crowned Parrot nestlings. *Ibis* **144**: 331-339.
- Renton, K. & Iñigo, E.E.** 2003. AS001: Evaluación del estado actual de las poblaciones de loro corona lila (*Amazona finschi*) en México. Reporte Final a CONABIO, México D.F.
- Renton, K. & Salinas-Melgoza, A.** 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.
- Rice, W. R.** 1989. Analyzing tables of statistical tests. *Evolution* **43**: 223–225.
- Riddle, J.D., Pollock, K.H. & Simons, T.R.** 2010. An Unreconciled Double-Observer Method for Estimating Detection Probability and Abundance. *The Auk* **127**: 841-849.
- Ríos, M.C.A.** 2002. Caracterización geográfica de la familia Psittacidae (aves) utilizando un modelo predicativo. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, UNAM.
- Ríos-Muñoz, C. & Navarro-Sigüenza, A.G.** 2009. Efectos del cambio de uso de suelo en la disponibilidad hipotética de hábitat para los psitácidos de México. *Ornitología Neotropical* **20**: 491-509.
- Salas-Morales, M.S.H., Schibli, L., Nava, Z.A. & Saynes, V.A.** 2007. Flora de la costa de Oaxaca, México (2): Lista Florística comentada del Parque Nacional Huatulco. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* **81**: 101-130.
- Salinas-Melgoza, A., Salinas-Melgoza, V. & K. Renton.** 2009. Factors influencing nest spacing of a secondary cavity-nesting parrot: habitat heterogeneity and proximity of conspecifics. *The Condor* **111**: 305-313.
- Sánchez-Martínez, T.C. & 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.
- SEMARNAT.** 2011. Informe de la Situación del Medio Ambiente en México Edición 2008. <http://www.semarnat.gob.mx/informacionambiental/Pages/informes.aspx>

Thomas, L., Bunckland, S.T., Burnaham, K.P., Anderson, D.R., Laake, J.L., Borchers, D.L. & Strindberg, S. 2002. *Distance sampling*. pp 544-552.

UNEP. 2012. United Nations Environment Programme. <http://www.unep.org>

Williams, B.K., Nichols, J.D., & Conroy, M.J. 2002. *Analysis and management of animal populations*. Academic Press, San Diego, USA.

CAPITULO III

CONCLUSIONES GENERALES

Los resultados obtenidos en este estudio contribuyen al conocimiento actual del estado de conservación de cuatro especies de psitácidos para la región Istmo de Tehuantepec, Oaxaca. Poblaciones de dos especies fueron evaluadas con el propósito de conocer su abundancia y densidad en tres tipos de vegetación y durante la temporada seca y lluviosa. La selva baja caducifolia resultó ser el sitio más importante para las especies de psitácidos, dado que en ella se encontró una mayor densidad poblacional debido a características como alta riqueza de árboles, mayor cobertura arbórea y número considerable de árboles con DAP óptimo para la anidación de dichas especies.

Las densidades estimadas de *A. canicularis* y *A. albifrons* variaron significativamente entre los tres tipos de vegetación y entre temporadas. La presencia de zonas agrícolas afecta negativamente a las poblaciones de psitácidos en la localidad. La temporada seca presentó mayor densidad poblacional que el de lluvia. Solo en *A. albifrons* la probabilidad de detección mostró diferencias significativas entre los tres tipos de vegetación. La probabilidad de detección entre las dos temporadas fue similar en las dos especies. Los parámetros de la estructura arbórea tuvieron un efecto significativo en la función de detección solo en el caso de *A. albifrons*.

El mantenimiento de las selvas bajas caducifolia de la costa oaxaqueña es fundamental porque en ella habitan psitácidos que enfrentan problemas de conservación (*A. canicularis* y *A. albifrons* incluidas en la categoría Protección Especial y *A. oratrix* y *A. finschi* en Peligro de Extinción). Por ello se considera a este sitio como prioritario para su conservación. Por lo que, es imprescindible seguir realizando estudios que permitan comprender los procesos ecológicos y las interacciones entre dichas especies y los otros miembros de la comunidad, así como sus preferencias y requerimiento de hábitat en los diferentes tipos de vegetación y así lograr su conservación.

LITERATURA CITADA

- Allredge, M.W. 2004.** Avian point-count surveys: Estimating components of the detection process. Ph.D. dissertation, North Carolina State University, Raleigh.
- Allredge, M.W., Pollock, K.H., Simons, T.S. & Shriner, S.A. 2007.** Multiple-species analysis of point count data: A more parsimonious modeling framework. *Journal of Applied Ecology* **44**: 281–290.
- Bibby, C.T., Burgess, N.D., Hill, D.A. & Mustoe, S.H. 2000.** *Bird Census Techniques*. Segunda edición. Academic Press, San Diego California, E.U.A. 229 p.
- BirdLife International. 2011.** The illegal parrot trade remains a problem in Latin America. Presented as part of the BirdLife State of the world's birds website. <http://www.birdlife.org>
- Brown, J.A. & Boyce, M.S. 1998.** Line transect sampling of Karner blue butterflies (*Lycaeides melissa samuelis*). *Environmental and Ecological Statistics* **5**: 81-91.
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake J.L. & Borchers, D.L. 2001.** *Introduction to Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*. Oxford, Oxford University Press, Oxford, UK.
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L., Borchers, D.L. & Thomas, L. 2004.** *Advanced Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Buford, E.W, Capen, D.E. & Williams, B.K. 1996.** Distance sampling to estimate fledgling brood density of forest birds. *Canadian Field-Naturalist* **110**: 642–648.
- Burnham, K.P. & Anderson, D.R. 1984.** The need for distance data in transect counts. *Journal of Wildlife Management* **18**: 1248-1254.
- Cantú, G.J.C. Sánchez, M.E., Grosselet, M. & Silva, G.J. 2007.** Tráfico ilegal de pericos en México: Una evaluación detallada. Defenders of Wildlife. Teyeliz.
- Cantú, G.J.C. Sánchez, M.E., Grosselet, M. & Silva, G.J. 2008.** The illegal parrot trade in Mexico: a comprehensive assessment. Bosques de las Lomas, Mexico: Defenders of Wildlife.
- Carreón-Arroyo, G. 1997.** Estimación poblacional, biología reproductiva y ecología de la nidificación de la guacamaya verde (*Ara militaris*) en una selva estacional del oeste de Jalisco, México. Tesis de licenciatura en biología. UNAM, D.F. México.

- Casagrande, D.G. & Beissinger, S.R.** 1997. Evaluation of four methods for estimating parrot population size. *The Condor* **99**: 445-457.
- Cassey, P. & Ussher, G.T.** 1999. Estimating abundance of tuatara. *Biological Conservation* **88**: 361–366.
- Castro, G.** 1976. Estudio de las poblaciones de cotorra frente roja (*Amazona viridigenalis*) y del loro cabeza amarilla (*Amazona ocrocephala*) en la costa Tamaulipas, México. Boletín de fauna núm. 8. Dirección general de la Fauna silvestre, Subsecretaria Forestal y de la Fauna, México, D. F.
- Childs, J.E., Robinson, L.E., Sadek, R., Madden, A., Miranda, M.E. & Miranda, N.L.** 1998. Density estimates of rural dog populations and an assessment of marking methods during a rabies vaccination campaign in the Philippines. *Preventive Veterinary Medicine* **33**: 207–218.
- Collar, N.J. & Juniper, A.T.** 1992. Dimensions and Causes of the Parrot Conservation Crisis. New world Parrots in crisis, solutions from Conservation Biology. Smithsonian Institution Press: Washington y Londres.
- Diefenbach, D.R., Brauning, D.W. & Mattice, J.A.** 2003. Variability in grassland bird counts related to observer differences and species detection rates. *The Auk* **120**: 1168–1179.
- Dique, D.S., De Villiers, D.L. & Preece, H.J.** 2003. Evaluation of line-transect sampling for estimating koala abundance in the Pine Rivers Shire, south-east Queensland. *Wildlife Research* **30**: 127–133.
- Efford, M.G.** 2004. Density Estimation in Live-Trapping Studies. *Oikos* **106**: 598-610.
- Efford, M.G., Warburton, B., Coleman, M.C. & Barker, R.J.** 2005. A Field test of two methods for Density estimation. *Wildlife Society Bulletin* **33**: 731-738.
- Enkerlin, E.C.H., González, J.J.E., López de Lara, T.G., Manzano, J.M.L. & Macías, M. C.** 1996. Status, ecología, y conservación de loros Amazona en el noreste de México. Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey. Centro de Calidad Ambiental. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No.B115. México D. F.
- Enkerlin-Hoeflich, E.C.** 1995. Comparative ecology and reproductive biology of Amazona parrots in Northeastern Mexico. Ph. D. Dissertation Texas A and M University, College Station, Texas.
- Ensign, W.E., Angermeier, P.L. & Dolloff, C.A.** 1995. Use of line-transect methods to estimate abundance of benthic stream fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **52**: 213–222.

- Focardi, S., Montanaro, R., Isotti, R., Ronchi, F., Scacco, M. & Calmanti, R.** 2005. Distance sampling effectively monitored a declining population of Italian roe deer *Capreolus capreolus italicus*. *Oryx* **39**: 421–428.
- Gaucín, R.N.** 2000. Biología de la conservación de la guacamaya verde (*Ara militaris*) en el Sótano del Barro, Querétaro. Universidad Autónoma de Querétaro. Facultad de Ciencias Naturales. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. L204. México D. F.
- González-Elizondo, J.J.** 1992. Situación actual de la población de la Cotorra Cucha *Amazona autumnalis* (Linneaus), (Aves: Psittacidae); en la zona norte del estado de Veracruz, México. Tesis Licenciatura, Universidad del Noreste, Tampico, México.
- Gutiérrez, P.A.** 2005. Disponibilidad y calidad nutritiva de recursos y su relación con la dieta de las crías del loro corona lila (*Amazona finschi*) en un bosque tropical caducifolio. Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas, Instituto de Biología UNAM.
- Herrera, M. & Hennessey, B.** 2007. Quantifying the illegal parrot trade in Santa Cruz de la Sierra, Bolivia, with emphasis on threatened species. *Bird Conserv. Int.* **17**: 295–300.
- Howell, S.N.G. y Webb, S.** 1995. A guide to the birds of Mexico and northern Central America. Oxford University Press. Oxford, Inglaterra.
- Iñigo, E.** 2000. Estado de Conservación de las Guacamayas Verde (*Ara militaris*) Escarlata (*Ara macao*) en México. México: Fundación Ara / Audubon.
- Iñigo-Elías, E. E. & Ramos, M.A.** 1991. The psittacidae trade in México. Pp 380-392 In Neotropical Wildlife Use and Conservation, J. G. Robinson y K. H. Redford (eds). University of Chicago Press, Chicago.
- Juniper, T. & M. Parr.** 1998. Parrots. A guide to parrots of the world. Yale University Press. London, UK.
- Krebs, C.J.** 1985. Ecology. The Experimental Analysis of Distribution and Abundance (3ª eds). Harper Collins College Publishers, New York, NY.
- Macías, C.C., Iñigo, E.E. & Enkerlin, E.C.H.** 2000. Proyecto de Recuperación de Especies Prioritarias: Proyecto Nacional para la Conservación, Manejo y Aprovechamiento Sustentable de los Psitácidos de México. Instituto Nacional de Ecología, México DF.
- Marsden, S.J.** 1999. Estimation of parrot and hornbill densities using a point count distance sampling method. *Ibis* **14**: 377-390.

- Marsden, S.J., Whiffin, M., Sadgrove, L. & Guimaraes, Jr.** 2000. Parrot population and habitat use in and around two lowland Atlantic forest reserves Brazil. *Biological conservation* **96**: 209-217.
- Marsden, S.J. & Pilgrim, J.** 2003. Factors influencing the abundance of parrots and hornbills in pristine and disturbed forest on New Britain. *Ibis* **145**: 45–53.
- Monterrubio-Rico, T.C., Ortega-Rodríguez, J., Marin-Togo, M.C., Salinas-Melgoza A. & Renton, K.** 2009. Nesting habitat of the Lilac-crowned Parrot in a modified landscape in Mexico. *Biotropica* **41**: 361-368.
- Morales, P.L.** 2005. Evaluación de la abundancia poblacional y recursos alimenticios para tres géneros de psitácidos en hábitat conservado y perturbado de la costa de Jalisco, México. Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas, Instituto de Biología, UNAM.
- Navarro, S.A.G., García-Trejo, E.A., Peterson, A.T. & Rodríguez-Contreras, V.** 2004. Aves. En: A. J. García-Mendoza, M. J. Ordoñez y M. Briones-Salas. Biodiversidad de Oaxaca. Instituto de Biología, UNAM-Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza-World Wild Life Fund, México, pp. 391-421.
- Newton, I.** 1988. *Population Limitations in Birds*. Academic Press. London.
- Nichols J.D., Hines J.E., Sauer J.R., Fallon F.W., Fallon J.E., Heglund P.J.** 2000. A double-observer approach for estimating detection probability and abundance from point counts. *The Auk* **117**: 393–408.
- Nilsson, G.** 1981 *The Bird Business*. Animal Welfare Institute Wash, D.C. 121 pp.
- Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010.** Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2002. Protección ambiental – especies nativas de México de Flora y Fauna silvestres – Categoría de riesgo y especificaciones para la inclusión, exclusión o cambio – Lista de especies en riesgo.
- Norvell, R.E., Howe, F.P. & Parrish, J.R.** 2003. A seven-year comparison of relative-abundance and distance-sampling methods. *The Auk* **120**: 1013–1028.
- Ojasti, J. & Dallmeirer, F.** (Eds). 2000. Manejo de Fauna Silvestre Neotropical. SI/MAB. Smithsonian Institution/MAB Biodiversity Program, Washington D.C. Pp. 290.
- Palomera-García, C.** 2010. Habitat use and local harvesting practices of the Orange-fronted Parakeet (*Aratinga canicularis*) in western Mexico. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* **45**: 139-147.

- Quinteros, C.Z., Sánchez, I.E. & Tovar, S.H.** 2002. Relación entre la abundancia relativa y densidad real en tres poblaciones de aves. *Ecología Aplicada* **1**: 95-104.
- Ralph, C.J.R., Geupel, G.R., Pyle, P., Martin, T.E., DeSante, D.F. & Milá, B.** 1996. Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. General Technical Report PSW-GTR-159. Albany, C. A: Pacific southwest Research Station, Forest Service, United States Department of Agriculture 43 p.
- Renton, K.** 1998. Reproductive ecology and conservation of the Lilac-crowned Parrot (*Amazona finschi*) in Jalisco, México. Tesis Doctoral, University of Kent, Canterbury.
- Renton, K.** 2001. Lilac-crowned parrot diet and food resource availability: resource tracking by a parrot seed predator. *The Condor* **103**: 62-69.
- Renton, K.** 2002. Influence of environmental variability on the growth of Lilac-crowned Parrot nestlings. *Ibis* **144**: 331-339.
- Renton, K. & Salinas, A.M.** 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.
- Riddle, J.D., Pollock, K.H. & Simons, T.R.** 2010. An Unreconciled Double-Observer Method for Estimating Detection Probability and Abundance. *The Auk* **127**: 841-849.
- Ríos, M.C.A.** 2002. Caracterización geográfica de la familia psittacidae (aves) utilizando un modelo predicativo. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, UNAM.
- Ríos-Muñoz, C. & Navarro-Sigüenza, A.G.** 2009. Efectos del cambio de uso de suelo en la disponibilidad hipotética de hábitat para los psitácidos de México. *Ornitología Neotropical* **20**: 491-509.
- Royle, J.A. & Nichols J.D.** 2003. Estimating abundance from repeated presence absence data or point counts. *Ecology* **84**: 777–790.
- Royle, J.A.** 2004. N-mixture models for estimating population size from spatially replicated counts. *Biometrics* **60**:108–115.
- Royle, J.A. & Dorazio, R.M.** 2008. Hierarchical Modeling and Inference in Ecology: The Analysis of Data from Populations, Metapopulations, and Communities. Academic Press, San Diego, California.

- Sahagún, F.B.** 1992. *Historia General de las Cosas de la Nueva España*. Editorial Porrúa. Octava edición 1093 pp.
- Salinas, M.A.** 1999. Elementos biológicos de la reproducción del loro corona lila (*Amazona finschi* Sclater 1864) en la costa de Jalisco, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia, México.
- Salinas, M.A.** 2003. Dinámica espacio-temporal de individuos juveniles del loro corona lila (*Amazona finschi*) en el bosque seco de la costa de Jalisco. Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas, Instituto de Biología, UNAM.
- Salinas, M.A. & K. Renton.** 2005. Seasonal variation in activity patterns of juvenile Lilac crowned Parrots in tropical dry forest. *Wilson Bulletin* **117**: 291–295.
- Salinas, M.A. & Renton, K.** 2007. Post-fledging survival and development of juvenile Lilac-crowned Parrots. *Journal of Wildlife Management* **71**: 43–50.
- Sánchez-Martínez, T.C. & 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.
- Sandercok, B.K., Beissinger, S.R., Stoleson, S.H., Melland, R.R. & Hughes, C.R.** 2000. Survival rates of a neotropical parrot implication for latitudinal comparison of avias demography. *Ecology* **81**: 1351-1370.
- SEMARNAP** 2002. Secretaría del Medio Ambiente, Recursos Naturales Y Pesca. Instituto Nacional de Ecología. Proyecto para la conservación, manejo y aprovechamiento sustentable de los psitácidos de México.
- Snyder, N.M., Gilardi, P.J & Grajal, A.** 2000. Parrots. Status Survey and Conservation Action Plan 2000–2004. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 180 pp.
- Soustelle, J.** 1961. *Daily life of the Aztecs*. Stanford University Press. 321 pp. Moss, R., Watson, A. y Ollason, J. 1982. Animal population Dynamics. Chapman & Hall. London. Pp. 79.
- Thomas, L., Bunckland, S.T., Burnaham, K. P., Anderson, D.R., Laake, J.L., Borchers, D.L. & Strindberg, S.** 2002. *Distance sampling*. pp 544-552.
- Thompson, S.K.** 2002. Sampling. Wiley, New York, USA.
- Trenkel, V.M. Buckland, S.T.C. Mclean & Elson, D.A.** 1997. Evaluation of aerial line transect methodology for estimating red deer (*Cervus elaphus*) abundance in Scotland. *Journal of Environmental Management* **50** 39–50.

- Villaseñor-Sánchez, E.I., Dirzo, R. & Renton, K.** 2010. Importance of the Lilac-crowned Parrot in pre-dispersal seed predation of *Astronium graveolens* in a Mexican tropical dry forest. *Journal of Tropical Ecology* **26**: 227-236.
- White, G.C.** 2005. Correcting wildlife counts using detection probabilities. *Wildlife Research* **32**: 211–216.
- Williams, B.K., Nichols, J.D., & Conroy, M.J.** 2002. *Analysis and management of animal populations*. Academic Press, San Diego, USA.

ANEXO

Tabla 1. Resultados del conteo de psitácidos en 144 km recorridos durante marzo 2011 a febrero 2012 para *Aratinga canicularis* y *Amazona albifrons* en El Coyul, San Pedro Huamelula, Oaxaca, México. Todos los datos fueron utilizados en el análisis para el ajuste de la función de detección después ser truncado. SBC= Selva baja caducifolia, SMC= Selva mediana caducifolia y ZAT= Zona agrícola de temporal. (*)= valor sesgado por el tamaño de observaciones.

	Tipos de vegetación						Temporada			
	SBC		SMC		ZAT		Lluvia		Seca	
	<i>A. canicularis</i>	<i>A. albifrons</i>								
Esfuerzo de muestreo (km)	48	48	48	48	48	48	62	60	82	72
Número de bandadas observados (n)	40	32	33	32	18	21	22	18	73	67
Número de individuos observados	273	145	97	87	82	62	119	86	344	208
Tamaño Promedio de la bandada	7 ± 3	4 ± 1	3 ± 1	3 ± 1	5 ± 2	3 ± 1	5 ± 3	5 ± 3	5 ± 1	3 ± 0.5
Distancia promedio de observación (m)	41 ± 10	34 ± 11	33 ± 11	64 ± 20	35 ± 20	55 ± 27	28 ± 9	70 ± 33	36 ± 8	54 ± 13
Ancho efectivo del transecto (m)	58 ± 16	64 ± 15	44 ± 11	108 ± 22	40 ± 12	77 ± 42	46 ± 17	91 ± 51	51 ± 11	76 ± 14
Tasa de encuentro (bandada/km)	0.83 ± 0.37	0.66 ± 0.28	0.71 ± 0.36	0.66 ± 0.28	0.36 ± 0.18	0.43 ± 0.22	0.35 ± 0.16	0.30 ± 0.19	0.89 ± 0.30	0.79 ± 0.20
Densidad (bandada/km ²)	7.18 ± 3.79	5.19 ± 2.53	8.01 ± 4.55	3.09 ± 1.47	4.43 ± 2.66	2.84 ± 2.10	4 ± 2	2 ± 1	9 ± 3	5 ± 2
Densidad (individuos/km ²)	55 ± 36	23 ± 13	21 ± 13	9 ± 4	19 ± 14	9 ± 7	19 ± 13	8 *	39 ± 17	17 ± 6
Probabilidad de detección	0.58 ± 0.16	0.25 ± 0.06	0.45 ± 0.12	0.43 ± 0.09	0.40 ± 0.12	0.30 ± 0.17	0.46 ± 0.17	0.45 ± 0.25*	0.33 ± 0.07	0.30 ± 0.06

Tabla 2. Promedios y sus desviaciones estándar (SD) de los parámetros de la estructura arbórea registradas en septiembre y octubre de 2011 en tres tipos de vegetación: SBC= Selva baja caducifolia, SMC= Selva mediana caducifolia y ZAT= Zona agrícola de temporal en El Coyul, San Pedro Huamelula, Oaxaca.

Tipo de vegetación	Altura (m)	DAP (m)	Cobertura arbórea (m ²)	# árboles	Densidad (n/0.75h)	# géneros	# familias
SBC	10.64 (2.43)	24.33 (8.55)	39.14 (26.15)	165	220	40	16
SMC	11.20 (2.81)	25.48 (10.38)	51.02 (48.78)	227	303	34	14
ZAT	8.07 (2.24)	22.01 (7.53)	28.82 (16.18)	113	151	25	11

Tabla 3. Resultado de los ajustes del modelo semi-normal con términos de ajuste coseno (HN/Cos) para los datos de *Aratinga canicularis* / *Amazona albifrons* usados en tres aplicaciones de Distancia: Análisis convencional del Muestreo por distancia (CDS) con datos agrupados en la función de detección, CDS con función de detección estratificada por tipo de vegetación, y Muestreo por distancias con múltiples covariables (MCDS). Cada análisis muestra el incremento en el Criterio de Información de Akaike's (ΔAIC) y su valor (AIC). Las covariables no factor para el MCDS incluyen altura del árbol (A), cobertura arbórea (CA) y diámetro a la altura de pecho (DAP), y Tipo de vegetación como covariable factor.

Modelo/Término de ajuste	Covariable	Número de parámetros	ΔAIC	AIC
CDS f(0) todos los datos				
HN/Cos		1 / 2	0.00 / 0.00	795.48 / 843.7
CDS f(0) por estratos (tipo de vegetación)				
HN/Cos		3 / 6	0.70 / 2.60	796.18 / 865.14
MCDS				
HN/Cos	A	2 / 3	1.23 / 1.98	796.72 / 864.51
HN/Cos	CA	2 / 3	1.98 / 2.80	797.46 / 865.33
HN/Cos	DAP	2 / 3	1.74 / 2.41	797.23 / 864.94
HN/Cos	A-CA	3 / 4	0.69 / 1.92	796.18 / 864.46
HN/Cos	A-DAP	3 / 3	0.69 / 12.51	796.18 / 875.05
HN/Cos	CA-DAP	3 / 4	3.79 / 1.92	799.27 / 864.46
HN/Cos	Tipo de vegetación	3 / 4	0.69 / 1.92	796.18 / 864.46

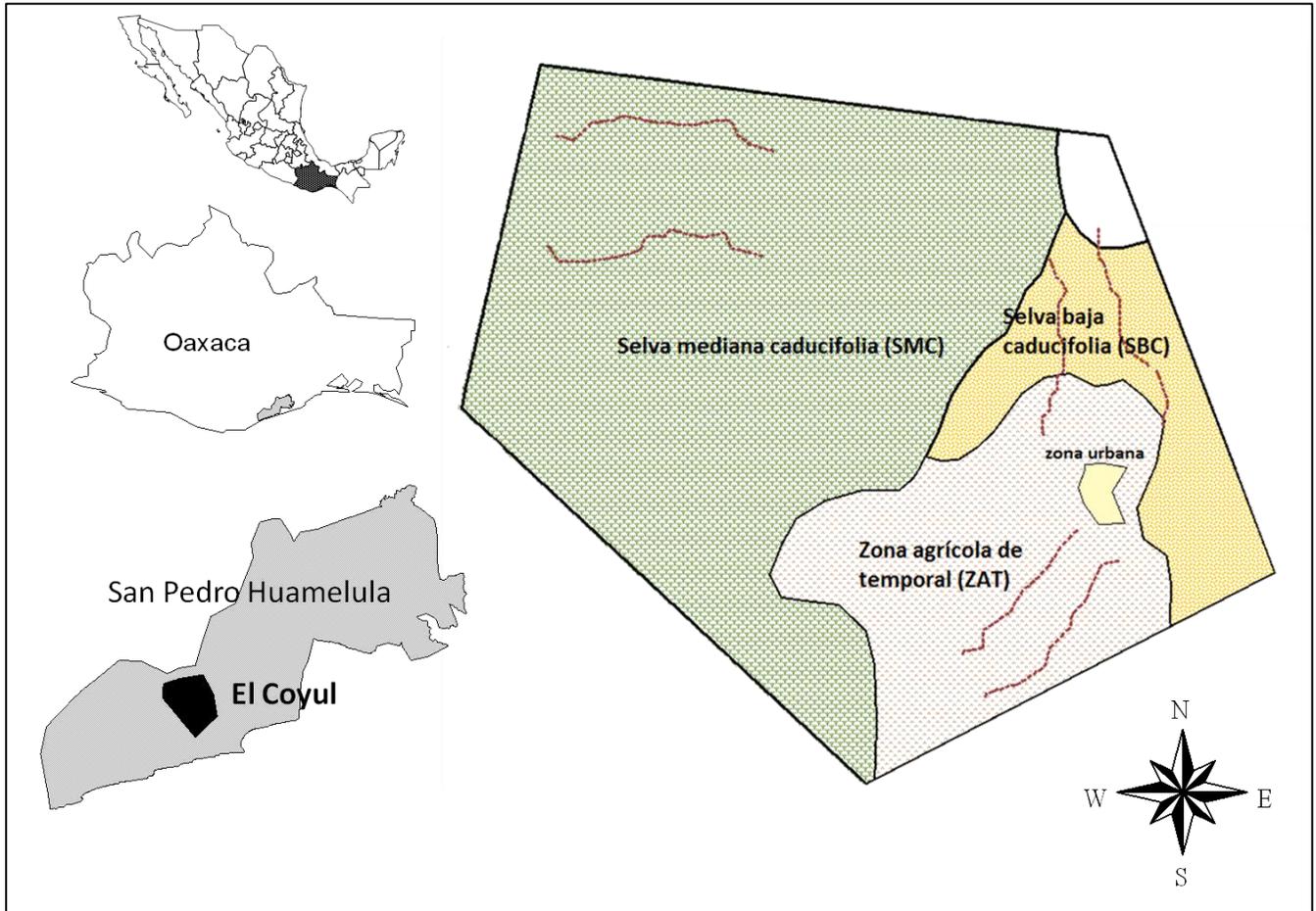


Figura 1. Ubicación geográfica de El Coyul, San Pedro Huamelula, Oaxaca, México.

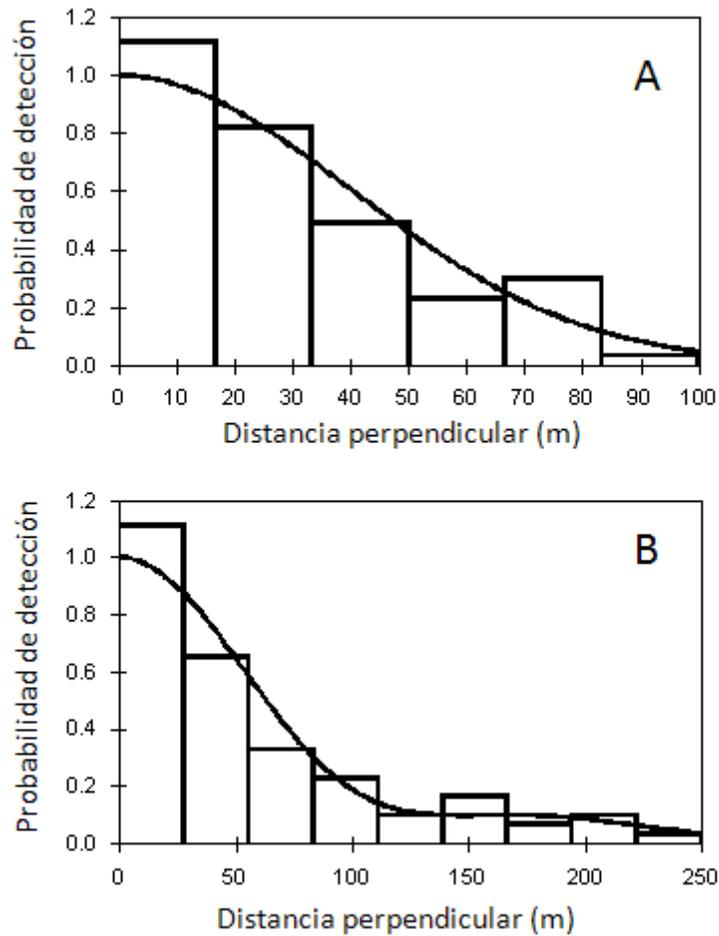


Figura 2. Distribución de abundancias en función de las distancias de observación de *Aratinga canicularis* (A) y *Amazona abifrons* (B) obtenidas en El Coyul, San Pedro Huamelula, Oaxaca, México