



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

FACULTAD DE CIENCIAS

La avifauna de la Sierra de San Juan, Nayarit:

Variaciones estacionales e interanuales,

uso de recursos y su conservación

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE
DOCTORA EN CIENCIAS (**BIOLOGÍA**)

PRESENTA

Kathleen Ann Babb Stanley

DIRECTOR DE TESIS:

Dr. Adolfo Gerardo Navarro Sigüenza

MÉXICO, D.F.

NOVIEMBRE 2010



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

AGRADECIMIENTOS

A la Facultad de Ciencias y al Laboratorio de Vertebrados, por ser el lugar de mi formación profesional. Al maestro Carlos Juárez López por sus interminables charlas sobre biología y otros temas, así como por los años de convivencia. No hay manera de agradecer, que siempre en las buenas y en las malas, que tiene esta vida, están conmigo, Elvia, Graciela, Margarita y Carlos. Agradezco la amistad de todo el personal y estudiantes, que están o han pasado por el laboratorio; Héctor, Fanny, Laura, Raúl, y Noé, cuya colaboración ha sido y es esencial.

Al Dr. Adolfo Navarro Sigüenza, por aceptar asesorar y dirigir el presente trabajo y por su amistad. Al comité revisor de este trabajo, a los doctores. Lucía Almeida Leñero, Ma. Del Coro Arizemdi Arriaga, Stefan Arriaga Weis, Patricia Escalante Pliego, Jorge Necedal Moreno y Graciela Gómez Alvarez, por su apoyo y valiosos comentarios al manuscrito.

Este trabajo no se hubiera realizado sin la iniciativa de Manuel Blanco y la ayuda de Hirán Bojórquez, ambos en ese tiempo, personal de la Coordinación de la Investigación Científica de la Universidad Autónoma de Nayarit., instancia académica que apoyó en todo momento, este proyecto. A los pobladores de El Cuarenteño, que nos permitieron alojarnos y trabajar en sus tierras. Al señor Francisco Estrada y a la señora Agueda de Dios, gracias, en especial por su delicioso café caliente.

A Raúl González, Héctor Rojas, Laura Mora, Lourdes Santiago, Ana María Calzada, y Alan Hernández, compañeros en las andanzas de la sierra- en lluvias o en secas, sedientos y con hambre- siempre trabajando con ánimo. Sin ellos no hubiera sido posible este trabajo. A José María, Don Luis y a Epifanio, que estuvieron pendientes de nosotros, y vérselas con ponchaduras de llantas, baterías rotas y demás desperfectos de las camionetas; además de uno que otro “susto”, en los caminos de esta bella sierra.

A las amigas entrañables, Arlette Hernández, Irama Núñez, Alicia González, Mitla García y a los amigos y compañeros de la facultad.

A mis padres, Carmen y Roberto y hermanas, que siempre estarán conmigo, en el espíritu Babb-Stanley. La presencia, motivación y apoyo de María y Yup, ha sido vital, para mantener el ánimo y la fortaleza en todo momento y dar buen término a esta etapa.

Resumen

Se estudiaron los patrones espacio temporales, en la distribución, riqueza de especies, persistencia, abundancia, y uso de recursos para alimentarse, de las aves en la Sierra de San Juan, Nayarit. Se abarca un gradiente altitudinal de 2,040 a 1,000 msnm (reserva estatal), en pino, encino, mesófilo y vegetación secundaria y de los 1,000 a 600 msnm, en cafetales de sombra. De 1993 a 1998, se realizaron muestreos en transectos lineales y capturas en redes ornitológicas, cubriendo; dos épocas, secas y lluvias; ocho cotas altitudinales y dos medios (bosques y plantaciones). El estimador Chao2 indica que el muestreo fue significativo, con un total de 201 especies y 22,254 individuos, una tercera parte son especies migratorias; el 19.6% endémicas. La riqueza y abundancia, más elevada es entre los 1,400 y los 1,800 msnm, en encinares (127 especies y 21% de los individuos) y a los 750 msnm en cafetales (102 y 16.5%). El mesófilo destaca por su endemismo y especies exclusivas. Por especie, el promedio de sitios ocupados fue de 4.7 y la diversidad beta, de 0.260. El 35% de los individuos se concentran en nueve especies residentes y una migratoria. Existen diferencias entre los cambios por época, años y medio, en la riqueza y la abundancia por especie, por grupos de permanencia y alimentarios. El porcentaje total de cambio (48%,) vario de 1.4% en la cota más elevada a 15% en la más baja: El cambio de 1994-1995, en el bosque resultó negativo (-22%), donde el 50% de las especies disminuyeron sus abundancias. Las insectívoras acechadoras del follaje contribuyen significativamente a la diversidad aviaria, pero en las plantaciones, su cambio interanual fue negativo, al igual que las insectívoras del suelo, en el bosque. De las especies sensibles a la fragmentación (44), algunas tuvieron cambios negativos, como: *Dendroica towsendi*, *D. pennsylvanica*, *Vireo plumbeus*. y *Mniotilta varia*. Los cambios en la distribución de las especies entre sitios por época, se relacionan con los de abundancia y su persistencia. Para 33 especies, el sustrato de forrajeo más usado fueron *Quercus* e *Inga*; 66% de las especies, registran diferencias en las alturas de forrajeo en las plantaciones, por época y año (altura promedio 6.50 a 7m) y con las observadas en el bosque (6.94 m); conformando grupos distintivos de forrajeo por época, que reflejan diferencias en la disponibilidad y tipo de recursos a consumir. Analizando los atributos generales, regionales y locales, de las especies, resulta que el 44.77% se consideran raras y de muy a moderadamente vulnerables; 63% en encinares y 54 % a los 750 msnm; sitios que de acuerdo al valor de conservación de las aves y el de fragilidad de la vegetación, se identificaron como prioritarios. El contar con un monitoreo de 6 años y la división del área por altitudes, medio y épocas, proveyeron una base adecuada para las comparaciones, las cuales se consideraron en los criterios para caracterizar a las aves de la sierra, relevante para la avifauna del estado y del occidente del país, contribuyendo a establecer algunas bases para el manejo y conservación de este recurso.

Palabras claves: aves, riqueza, cambio abundancia, Nayarit, forrajeo, conservación.

Abstract

Spatial and temporary patterns in bird species distribution, richness, persistence, abundance, and resource use for foraging, were study in the Sierra of San Juan, Nayarit. An altitudinal gradient was cover, from 2,040 to 1,000 masl (State reserve), in pine, oak, humid forest and secondary vegetation and from 1,000 to 600 masl, in shade coffee plantations. From 1993 to 1998, sampling was made in linear transects and some bird captures in mist nets, covering; two seasons (dry and rainy); eight altitudinal divisions and two habitats (forests and plantations). The estimator Chao2 indicates sampling was significant, with a total of 201 species and 22,254 individuals, a third part are migratory species and 19.6% endemic. Highest richness and abundance, are between 1,400 to 1,800 masl, in oaks (127 species and 21% of the individuals) and at 750 masl, in coffee plantations (102 and 16.5 %). The humid forest stands out for its high endemism and unique species. The average number of occupied sites by species was 4.7 and beta diversity was 0.260. 45% of the individuals concentrate in nine resident species and one migratory. There are differences between changes by season, years, and habitat, in richness and abundance by species, groups of permanence and alimentary ones. Total percentage of change (48%), range from 1.4% in the highest altitude, to 15% in the lowest. Forest change during 1994-1995, was negative (- 22%), where 50% of the species decreased their abundances. Insectivorous foliage species, contribute significantly to avian diversity, but in the plantations, their interannual change was negative, as well as the insectivorous soil species in the forest habitat. Species sensible to fragmentation (44) some had negative changes, such as: *Dendroica towsendi*, *D. pennsylvanica*, *Vireo plumbeus*. and *Mniotilta varia*. Changes in the distribution of species between sites and seasons, are related to their abundance and persistence. For 33 species, the foraging substrat more used was trees (*Quercus* and *Inga*); 66% of the species presented differences in their foraging heights in plantations, per season and year (average height 7 to 6.50 m) and with those observed in the forest (6.94 m); conforming distinctive foraging groups by season, reflecting differences in the availability and type of resources consumed. Analyzing general, regional and local attributes of the species, it turns out that the 44.77% are considered rare and from very to moderate vulnerable; 63% in oak and 54% at 750 masl; sites that according to the value of conservation of birds and the fragility of the vegetation, were identified as priority ones. To count with data of more than 6 years and the division of the area by altitud, seasons, and habitats, provided a suitable base for comparisons, which were considered in the criteria for characterizing the birds present in the sierra, relevant for the avifauna of the State and the Occidental side of the country, contributing to establish some basis for the management and conservation of this resource.

Key words: birds, richness, abundance, Nayarit, foraging, conservation.

ÍNDICE GENERAL

AGRADECIMIENTOS.....	ii
RESÚMEN	iii
ABSTRACT	iv
ÍNDICE GENERAL	v
ÍNDICE FIGURAS, CUADROS Y APENDICES	vi
INDICE DE FIGURAS & CUADROS	vi
INTRODUCCIÓN	1-2
ANTECEDENTES	
FRAGMENTACIÓN DEL HÁBITAT	2-4
EFECTO DE LA FRAGMENTACIÓN DEL HÁBITAT SOBRE LAS	
AVES	4-6
VEGETACIÓN DE BORDE	6-8
LA FRAGMENTACIÓN PRODUCIDA EN MEDIOS AGRÍCOLAS Y	
GANADEROS	8-10
LA AVIFAUNA EN AGROSISTEMAS CAFETALEROS.....	10-12
OBJETIVOS GENERALES.....	13
AREA DE ESTUDIO	
LOCALIZACIÓN Y DELIMITACIÓN TERRITORIAL	14
CLIMA	14-15
GEOLOGÍA.....	16
UNIDADES FISIOGRAFICAS Y GEOMORFOLÓGICAS	16
HIDROLOGÍA	16
COBERTURA DEL TERRENO Y USO DEL SUELO	17
VEGETACIÓN PRIMARIA.....	17-19
CULTIVOS Y PARCELAS.....	20
VEGETACIÓN SECUNDARIA Y PASTIZALES.....	20-21
CONSTRUCCIONES Y MINAS	21
PÉRDIDA DE LA VEGETACIÓN PRIMARIA	21
FAUNA	21-23
LOCALIDADES DE ESTUDIO	24
VEGETACIÓN PRIMARIA.....	25-27
CULTIVOS Y PARCELAS.....	27
LITERATURA CITADA.....	28-36
RESULTADOS	
I. RIQUEZA, COMPOSICIÓN Y ESTRUCTURA DE LA AVIFAUNA	
INTRODUCCIÓN	37-39
MÉTODOS.....	39-41
RESULTADOS	42-51
DISCUSIÓN.....	52-58
LITERATURA CITADA	59-61
APÉNDICE	62-66
II. VARIACIONES ESTACIONALES E INTERANUALES EN LA	

COMUNIDAD

INTRODUCCIÓN	67-69
OBJETIVOS	70
MÉTODOS.....	70-73
RESULTADOS	74-90
DISCUSIÓN.....	91-95
LITERATURA CITADA.....	96-99
APÉNDICE I.....	100-102
APÉNDICE II.....	103-110

III. CUANTIFICACIÓN DEL USO DE RECURSOS ALIMENTICIOS POR LAS AVES EN PLANTACIONES DE CAFÉ

INTRODUCCIÓN	111-112
MÉTODOS.....	112-114
RESULTADOS	115-128
DISCUSIÓN.....	128-131
LITERATURA CITADA.....	132-133

IV. LA CONSERVACIÓN DE LA AVIFAUNA Y LOS HÁBITATS DE LA SIERRA DE SAN JUAN: UN ENFOQUE EN LA ASIGNACIÓN DE CRITERIOS DE PRIORIZACIÓN.

INTRODUCCIÓN	134-135
MÉTODOS	136-138
RESULTADOS	138-146
DISCUSIÓN.....	147-150
LITERATURA CITADA	151-152
CONCLUSIONES GENERALES.....	153-155

INDICE DE FIGURAS, CUADROS Y APENDICES POR CAPITULO

AREA DE ESTUDIO

Figura 1. Ubicación de la Sierra de San Juan (SSJ), en el estado de Nayarit, México; a). Dentro de la Provincia fisiográfica del Eje Neovolcánico y los municipios de Tepic y Xalisco, b). Principales serranías alrededor de la Sierra de San Juan (SSJ) (Mapas tomados de Bojórquez et al. 2002).	15
Figura 2. Mapa físico-político de la Sierra de San Juan, Nayarit. Amarillo obscuro Reserva Estatal de la Sierra de San Juan.....	16
Figura 3. Unidades de cobertura del terreno y uso de suelo en la Sierra de San Juan, Nayarit. (Tomado de Bojórquez et al. 2002).....	18
Figura 4. Vistas panorámicas de la Sierra de San Juan, Nayarit.....	23
Figura 5. Límites de la Reserva Estatal Sierra de San Juan (RESSJ) entre los 1,000 y 980 msnm y área de influencia (1,000-600 msnm). Mapa modificado de DETENAL (1974).....	27

RESULTADOS

RIQUEZA, COMPOSICIÓN Y ESTRUCTURA DE LA AVIFAUNA DE LA SIERRA DE SAN JUAN, NAYARIT.

Figura 1. Diagrama de caja basado en el promedio de especies (línea roja) con sus máximos y mínimos; el total para la Sierra de San Juan (SSJ) y por cota altitudinal (msnm).	42
Figura 2. Acumulación total de especies en todo el gradiente de la Sierra de San Juan (SSJ), Nayarit y su estimador Chao 2, con límites mínimos y máximos de confianza.....	43
Figura 3. Acumulación total de especies (Acum) por cota altitudinal de la Sierra de San Juan, Nayarit y su estimador Chao 2, con límites mínimo y máximo de confianza al 95% (líneas azules).....	44
Figura 4. Proporción de especies por grado de permanencia y cota altitudinal en la Sierra de San Juan. (r =residentes; m =migratorias y pm = parcialmente migratorias).	45
Figura 5. Proporción total de especies (total), endémicas (end) y dentro de la NOM-059 (Nom) por cota altitudinal, en relación al total de especies en la Sierra de San Juan, Nayarit.	46
Figura 6. Número de cotas altitudinales en las que se presentan las especies endémicas (end) y aquellas dentro de la NOM-059 (Nom), en la sierra de San Juan, Nayarit.....	46
Figura 7. Porcentaje total de especies exclusivas por cota altitudinal en la Sierra de San Juan (C=+1600; R=1600-1400; E=1300; M=1100; S=1000;B=950; A=900;T=750 msnm).	47
Figura 8. Dendrograma de similitud cualitativa (Jaccard) de la avifauna entre las cotas altitudinales. (C= +1,600; R=1,400; E=1,300; M=1,100; S=1,000; B=950; A=900; T=750, msnm.).	48
Figura 9. Tasa de reemplazamiento de especies (1-Jaccard) y diversidad beta	

(W= Whittaker) entre cotas altitudinales en la Sierra de San Juan (Siglas veáse Cuadro 1).....	48
Figura 10. Proporción de las especies por grupo alimentario total y por grado de permanencia (Res= residentes; Mig= migratorias; Ins = Insectívoros; Gra= granívoros; fru= frugívoros; Nec= nectarívoros; Rap= rapaces; Omn= omnívoros y Car= carroñeros).....	51
Figura 11. Porcentaje de especies endémicas y en la NOM059, por grupo alimentario (Ins=insectívoras; GFr=granívoras-frugívoras; Rap =rapaces; Nec=nectarívoras y Omn=omnívoras).....	51
Figura 12. Proporción de las especies migratorias insectívoras acechadoras al vuelo (lav) y las acechadoras del follaje (laf) por cota altitudinal.	51
Cuadro 1. Número de meses y días censados, riqueza total y promedio. Especies por grado de permanencia, por cota altitudinal y totales para la Sierra de San Juan (SSJ).....	43
Cuadro 2. Número total de especies presentes por familia y por sitio altitudinal (A=1600; R=1400; E=1300; M=1100; S=1000, B=950; A=900 y T=750). Número total de especies por grupo taxonómico y número de sitios ocupados por especie/familia.	50
APENDICE Especies registradas; grado de permanencia (E); grupo alimentario (GA); número de individuos (No.Ind.) y proporción de individuos por cota altitudinal de la Sierra de San Juan, Nayarit. Arreglo taxonómico de acuerdo a AOU 1998.....	62-66
VARIACIONES ESTACIONES E INTERANUALES EN LA COMUNIDAD AVIFAUNÍSTICA DE LA SIERRA DE SAN JUAN, NAYARIT.	
Figura 1. Diagrama de caja y bigotes de la riqueza (número de especies) por época, año (ll =lluvias; ss =secas) y medio (P = plantaciones; B = bosque) con su media (+) registradas en la Sierra de San Juan, Nayarit.....	75
Figura 2. Número de especies por épocas /año (Ss=secas; Ll =lluvias) y medio: bosque (B) y plantaciones (P) y precipitación pluvial anual de la región (Pp). Línea de tendencia de riqueza con precipitación pluvial durante secas en plantaciones (ssP).	75
Figura 3. Diagrama de caja y bigotes del número individuos registrados por época (lluvias = ll; secas = ss) y medio (bosque=B; plantaciones= P); y su media (+), en la sierra.....	76
Figura 4. Proporción de individuos (Pi.Ind.) por cota altitudinal (msnm) y época (lluvias =Lt y secas St.) y de insectívoros (con respecto al total de insectívoros) por época (Li = lluvias y Si= secasa) en la Sierra de San Juan, Nayarit.....	76
Figura 5. Porcentaje total de individuos por permanencia y época (R =residentes; E=endémicas; P= residentes con individuos migratorios y M=migratorios).	77
Figura 6. Proporción total de individuos (34.85%) que representan las 11	

especies dominantes en la Sierra de San Juan, Nayarit y por especie (<i>T.ass</i> = <i>Turdus assimilis</i> ; <i>S.tor.</i> = <i>Sporophila torqueola</i> ; <i>Z.asi.</i> = <i>Zenaida asiatica</i> ; <i>W.pus.</i> = <i>Wilsonia pusilla</i> ; <i>C.inc.</i> = <i>Columbina inca</i> ; <i>M.cae.</i> = <i>Melanotis caerulescens</i> ; <i>M.for</i> = <i>Melanerpes formicivorus</i> ; <i>L.ver.</i> = <i>Leptotila verreauxi</i> ; <i>H.leu.</i> = <i>Hylocharis leucotis</i> ; <i>A.ber.</i> = <i>Amazilia beryllina</i> y <i>S.sia.</i> = <i>Sialia sialis</i>).	77
Figura 7. Porcentaje de especies dominantes numéricamente (% Ind.) por cota altitudinal y medio (bosque versus plantaciones) en la Sierra de San Juan, Nayarit.	78
Figura 8. Relación entre el porcentaje de especies por grupo alimentario y el valor de diversidad (BSD) por mes y medio: (B, triángulos) bosque (por arriba de los 1000 msnm) y (P, círculos) plantaciones (debajo de los 1000 msnm). (* P < 0.05).	79
Figura 9. Abundancias relativas (A.Relativa) totales por cota altitudinal en la Sierra de San Juan, Nayarit.	80
Figura 10. Porcentaje de cambio interanual total en la abundancia por cota altitudinal y medio (bosques y plantaciones) en la Sierra de San Juan.	80
Figura 11. Proporción de individuos (Ind. Pi.) por año y entre las cotas altitudinales por arriba de los 1000 msnm (bosque =B) y por debajo de los 1000 msnm (plantaciones = P).	81
Figura 12. Porcentaje de cambio interanual (1998-1993) entre en el área boscosa (B) y la de las plantaciones (P), con sus valores.	81
Figura 13. Porcentaje total de especies con cambios interanuales en la abundancia entre años, positivos (+); negativos (-) y sin cambios, cero (0).	82
Figura 14. Porcentaje total de especies residentes (Res), de endémicas (End.), residentes con individuos migratorios (Rpi) y las migratorias (Mig) con cambios interanuales en la abundancia total, positivos (+); negativos (-) y sin cambios, cero (0).	82
Figura 15. Diferencia interanual en la abundancia de las especies dominantes en la Sierra de San Juan. <i>Tass</i> = <i>Turdus assimilis</i> ; <i>Zasi</i> = <i>Zenaida asiatica</i> ; <i>Stor</i> = <i>Sporophila torqueola</i> ; <i>Mcae</i> = <i>Melanotis caerulescens</i> ; <i>Mfor</i> = <i>Melanerpes formicivorus</i> ; <i>Hleu</i> = <i>Hylocharis leucotis</i> ; <i>Cinc</i> = <i>Columbina inca</i> ; <i>Lver</i> = <i>Leptotila verreauxi</i> y <i>Wpus</i> = <i>Wilsonia pusilla</i> .	83
Figura 16. Cambios interanuales en la abundancia por especie entre el área por arriba de los 1000 msnm, en el bosque (B) y por debajo de los 1000 msnm, en plantaciones (P), 0 = sin diferencias interanuales.a)En el parúlido, <i>Wilsonia pusilla</i> ; b).- En la primavera, <i>Turdus assimilis</i> y c).- En el carpintero, <i>Melanerpes formicivorus</i> .	85
Figura 17. Porcentaje de cambio entre años consecutivos por grupo alimentario. Total A) y B) y por medio. C). y D). (B=bosque y P=plantaciones.Frg=frugívoras; Gra=granívoras; Nec=nectarívoras; Omn=omnívoras; Ins=inssectívoras. Iav=acechadoras al vuelo; Icc=de colectoras de corteza; Inf=nectarívoras-frugívoras; Ist=del suelo).	86
Figura 18. Porcentaje de especies sensibles por grado de permanencia, cuya tasa de cambio en sus abundancias fueron negativas (Neg); positivas (Pos) y de cero.	87
Figura 19. Diferencias en la abundancia entre años consecutivos en bosque (B)	

y en plantaciones (P) de <i>Mniotilta varia</i> y <i>Wilsonia pusilla</i> . (0 indica presencia, pero sin diferencias).....	88
Figura 20. Diferencias en la abundancia interanual en las tres especies el género <i>Oporornis</i> , en la Sierra de San Juan, Nayarit. (0 indica presencia, pero sin diferencias).....	88
Figura 21. Relación entre la proporción de individuos, y sitios ocupados por especie (n=171) en la sierra; total (SSJ); en bosque y plantaciones en los seis años.....	89
Figura 22. Relación entre el cambio interanual en la abundancia relativa (A8-A3); su promedio (Ax) y el cambio interanual en el número de sitios ocupados (f8-f3); y entre la persistencia (proporción de sitios ocupados en ambos años (f(pi)) durante la época de secas versus lluvias.....	90
Cuadro 1. Riqueza total de especies (No.S.) por altitud, medio (área boscosa versus plantaciones); por grado de permanencia (residentes= Res.; pi.= residentes con individuos parcialmente migratorios) por año (1993 a 1998) y época: Secas (S) y lluvias (L); promedio de especies en todo el gradiente de la Sierra de San Juan (SSJ), Nayarit.	74
Cuadro 2. Diferencias en las abundancias relativas entre años consecutivos por grupo alimentario, totales (Dif. Total) y porcentaje de cambio (% Cam.) en bosque (B) y plantaciones (P) Frg=frugívoros; Grea=granívoros, I= insectívoros: Iav=acechadores al vuelo; Icc= de corteza: Iaf= acechadores del follaje; Infr=frugívoros y nectarívoros; Ist= del suelo e invertebrados; Nec=nectarívoros; Omn=omnívoros.	84
APENDICE-I. Número de años (A) que está presente cada especie en secas y lluvias y distribuciones de las abundancias promedio (Ind.Prom.) y el número de sitios (S. No.9 ocupados por especie; así como las sumas de las diferencias a lo largo de los 6 años en la abundancia (Ind. Dif.) y en el número de sitios ocupados (Dif.=Persistencia) y su proporción (Dpi.).....	100-102
APENDICE-II. Abundancias relativas (Ind/Fo); suma total de las diferencias en abundancias a lo largo de seis años por especie (- D); por cota altitudinal y medio: bosque (B) y plantaciones (P); porcentaje total de cambio (%C) por hábitat, registradas en la Sierra de San Juan, Nayarit.....	103-110
III CUANTIFICACIÓN DEL USO DE RECURSOS ALIMENTICIOS POR LAS AVES EN PLANTACIONES DE CAFÉ, EN LA SIERRA DE SAN JUAN, NAYARIT	
Figura 1. Proporción de especies por grupo alimentario (I=insectívoros; omnívoros=O; frugívoros/ granívoros (F), presentes en los sustratos en cafetales, por época y año. (SH=suelo; hierba; AT=arbusto; CA=café; PA=plátano y aguacate; AB= otros árboles).....	116
Figura 2. Porcentaje de especies (S=líneas) e individuos (N=barras) residentes y migratorios por las distintas alturas de forrajeo (en metros) en las plantaciones, por año y época: lluvias (ll) y secas (ss).....	117
Figura 3. Porcentaje total de especies (sp) e individuos (Ind) por rangos de altura de forrajeo (metros) en las plantaciones (P) y en el área boscosa (B) de la Sierra de San Juan Nayarit.....	119

- Figura 4a).** Diagrama de caja de altura media de forrajeo (metros) por permanencia: (Mig.= migratorias y Res.= residentes); por medio: plantaciones (P) y bosque (B). **b).** Porcentaje de especies (%Spp) cuya media se registró en las distintas alturas de forrajeo, por medio.120
- Figura 5.** Proporción de individuos por especie y rangos de altura de forrajeo en el área boscosa (B) y en las plantaciones (P) durante 1996-1997. Prueba de Mann-Whitney (H' = ns= no significativo, * = P 0,10 ** = P 0.05 y *** = P 0,01). 121-123
- Figura 6.** Arreglo multidimensional (MSD) de las especies por época y estrato, dieta y grupo de forrajeo en las plantaciones de café de la Sierra de San Juan, Nayarit. Claves de las especies en Cuadro 2.124
- Cuadro 1.** Número total de especies (Sp. No.), porcentaje de individuos (Ind. %) registrados en los distintos sustratos y alturas; por época y período de estudio en las plantaciones de la Sierra de San Juan.115
- Cuadro 2.** Altura media de forrajeo por especie, promedio (Prom.); desviación estandar (Dst.) Por época (L= lluvias y S= Secas) y años (1994-1995 y 1996-1997) en las plantaciones (P) y la obtenida en bosque (B) durante 1996-1997. Diferencias en el uso de alturas, Prueba de Mann-Whitney (H' ns= no significativo, *= P 0,10, ** = P 0.05, *** = P 0,01) entre épocas del año (L v S); entre época y año (Lluvias 1994-95 vs 1996-97 y Secas) y entre bosque (B) y plantaciones (P) durante 1996-1997. En paréntesis la clave de la especie. 125-128
- IV LA CONSERVACIÓN DE LA AVIFAUNA Y LOS HÁBITATS DE LA SIERRA DE SAN JUAN, NAYARIT: UN ENFOQUE EN LA ASIGNACIÓN DE CRITERIOS DE PRIORIZACIÓN**
- Figura 1.** Porcentaje de especies endémicas (e); residentes (r); residentes con individuos migratorios (ri) y migratorias (m), por categoría del Índice de Valor Ornitológico.139
- Figura 2.** Proporción de especies (pi) por categoría del índice de valor ornitológico (IVO) con nidos abiertos, en cavidades (especies que anidan obligatoriamente en ellas (CO) y otras que pueden anidar o no, en cavidades (CNO) y altura del nido. Entre paréntesis el promedio de IVO por tipo y altura del nido.143
- Figura 3.** Proporción de especies totales (T) y por categoría del valor ornitológico (IVO) por altitud, en la Sierra de San Juan, Nayarit.144
- Figura 4.** Proporción de especies por categoría del IVO, con porcentajes de cambio en la abundancia interanual positivos (+) o negativos (-); de las exclusivas al bosque (B); exclusivas a las plantaciones (P) y presentes en ambos medios (BP)144
- Figura 5.** Valor de conservación total por sitio (IVC) versus el valor de conservación de las aves por sitio (IVC); Y* promedio en la Sierra de San Juan, Nayarit.146
- Figura 6.** Priorización por cotas altitudinales de acuerdo al Índice total de conservación (IVC); por los valores obtenidos del Índice de Conservación

de las aves (IVCA) y de la fragilidad de la vegetación (IVF), en la Sierra de San Juan, Nayarit.....	146
Cuadro 1. Atributos considerados y puntajes para obtener el índice del valor ornitológico de las 201 especies de la Sierra de San Juan, Nay. Y los considerados para el Índice del valor de conservación de las aves por hábitat y cota altitudinal.....	137
Cuadro 2. Número de especies por grupo de valores del índice de Valor Ornitológico (IVO), por grado de permanencia; por cota altitudinal y vegetación en la Sierra de San Juan, Nayarit.....	139
Cuadro 3. Puntuación obtenida de los atributos generales y regionales (GR); los locales (%C = porcentaje de cambio interanual en la abundancia) y su suma, para obtener el Índice del Valor Ornitológico (IVO) por especie de ave registrada en la Sierra de San Juan, Nayarit.	141-142
Cuadro 4. Puntajes obtenidos por altitud y tipo de vegetación e índices del valor de conservación de las aves (IVCA), por vegetación y total. Atributos: 1. Riqueza total (especies sitio/ total de especies); 2. Número de especies por sitio cuya abundancia es más del 75% de los individuos/sp.; 3. Porcentaje de especies exclusivas; 4. Número de especies muy raras y vulnerables (13 a 10) y 5. Porcentaje del cambio interanual en la abundancia total de especies por sitio. Valor de conservación de aves (suma I a 5). Valor de conservación por fragilidad de pérdida de vegetación (IVF) (Tomada de Bojórquez et al. 2002.) y Valor total de conservación (IVC), suma de IVCA e IVF.	145

INTRODUCCIÓN

En el mundo, para el 2005, existían 3,952 millones de hectáreas de bosques (FAO 2009), de las cuales el 47% son tropicales y el 4% bosques de áreas templadas. De 1999 al 2000 la tasa de pérdida de bosques fue del 8.86% ha y sólo alrededor del 7.8% se consideran como áreas protegidas. Es en los bosques tropicales donde la riqueza local de especies y endemismos son más elevados, en los cuales se da una mayor deforestación, tala extensiva y tasas elevadas de extinción (Putz et al. 2001; Bawa et al. 2004; Wright y Muller 2006).

La causa principal de la pérdida continua de la diversidad es el uso de la tierra para la agricultura extensiva de bajos rendimientos, aunado al empobrecimiento o degradación de los bosques (Lindell et al. 2006). Los procesos directos del empobrecimiento de los bosques y su flora y fauna varían de un país a otro, pero en general, se consideran como severas amenazas: el cambio de cultivos, la tala extensiva no sustentable, la construcción de grandes infraestructuras como carreteras, áreas urbanas, áreas de cableados; la silvicultura intensiva (homogeneización del bosque); el uso de recursos forestales no maderables; el fuego inducido por el hombre; la dispersión de especies invasoras exóticas; la contaminación atmosférica, los cambios climáticos y la fragmentación del hábitat, asociada a los efectos de borde o de ecotonos (Ewers y Didham 2006; Kasumovic et al. 2009). Los factores socio-económicos involucrados son diversos y controversiales, e involucran desde el incremento desmedido de la población humana, el incremento en la pobreza, las políticas internacionales y nacionales erróneas, hasta los incentivos financieros mal dirigidos, entre muchos otros (Thiollay 2002).

En la conservación de esta biodiversidad, se ha privilegiado en todo el mundo la creación de áreas naturales protegidas, que se han caracterizado por ser grandes extensiones, en general poco alteradas, de ecosistemas representativos. En México, existen alrededor de 122 áreas naturales protegidas administradas por el gobierno Federal de México y otras 387 son administradas por los gobiernos estatales o son de carácter privado, ejidal y comunales (Arriaga et al. 2000). Muchas de estas áreas naturales protegidas, están embebidas en paisajes urbanos o suburbanos (Gómez-Pompa et al. 1995). Tal es el caso de la Reserva Estatal Sierra de San Juan, ubicada en el estado de Nayarit, la que por su ubicación tanto geográfica (inicio del eje Neovolcánico); biogeográfica (entre las dos grandes regiones del país) e hidrológica (cabecera de varias

subcuencas); como por su diversidad de flora y fauna y su cercanía a la ciudad de Tepic, se considera un área prioritaria para la conservación de la biodiversidad para esta porción del noroeste de México (Blanco 1994; Téllez 1995; Babb 2000). No es hasta recientemente cuando a esta reserva estatal se le ha dado prioridad en lo referente a los aspectos concernientes al estudio, manejo y conservación de sus recursos (Bojórquez et al. 2002).

Con la finalidad de analizar y definir la importancia a mediano y largo plazo que puede tener esta área natural como centro de riqueza y diversidad, pero con fuertes presiones de cambio en el uso del suelo, con fines urbanos, agrícolas y mineros; se escogieron a las aves, por ser un grupo conspicuo de vertebrados, rico y diverso en México (el 10% de las especies del mundo) y en Nayarit (el 38% de la avifauna de México) (Navarro y Benítez 1993); así como por su relevancia considerándose como un grupo bioindicador del estado que guardan los hábitats (Bohác y Fuchs 1993; Burgess et al. 2008).

ANTECEDENTES

Fragmentación del hábitat

Una de las principales causas de la disminución en las poblaciones de fauna y flora es la fragmentación del hábitat (Robins 1979; Wilcove et al. 1986 y Terborgh 1989). Se entiende por fragmentación del hábitat, al proceso de subdividir un ecosistema contínuo en fracciones más pequeñas, esto ocurre de manera natural por el efecto del fuego y vientos (Lord y Norton 1990) o por la expansión e intensificación de las distintas actividades humanas, las cuales son las causas principales hoy en día de la fragmentación del hábitat (Dirzo y Raven 2003). Se calcula que aproximadamente 45 millones de hectáreas de bosques tropicales existen fragmentados (Sodhi et al. 2008) y en este proceso se presentan tres componentes principales: la pérdida del hábitat original, la reducción en el tamaño del hábitat (parches) y el incremento en el aislamiento de cada fracción dentro del paisaje total circundante. Todos estos factores contribuyen a la disminución en la diversidad biológica dentro de los ambientes naturales (Wilcox y Murphy 1985; Wade et al. 2003).

La importancia de cada uno de estos componentes, dependerá de la escala (tiempo y área), la magnitud y trayectoria del cambio, del grado de fragmentación, la

configuración y tipo de hábitat en los alrededores (Yahner y Wright 1985; Knick y Rotenberry 2000; Husak y Linder 2004); así como de la morfología e historia de vida de la o las especies (talla, tipo de nido, número de nidadas, si migra poca o mucha distancia) (Chettri et al. 2005; Winter et al. 2006). Los efectos negativos de la fragmentación del hábitat resultan en la disminución de la riqueza, abundancia, diversidad y en cambios en la distribución de los organismos; en especial de aquellos que tienen una distribución geográfica más restringida o bien, que tienden a hacer un uso especialista del medio (Askins et al. 1990) . Para aves e incluso mamíferos, parece ser que lo anterior ocurre cuando hay menos del 30% de hábitat remante adecuado (Andrén 1994; Shahabuddin y Kumar 2006).

Los efectos de la fragmentación del hábitat sobre las comunidades de aves han recibido mucha atención, basándose, la mayoría de los investigadores en la biogeografía de islas y en la teoría de las metapoblaciones (MacArthur y Wilson 1967; Hanski y Gilpin 1997); teorías que predicen que en diferentes ambientes, se perderán especies debido a una mayor tasa de extinción y una menor probabilidad de colonización, afectando así riqueza y diversidad. Cuando ocurren cambios en las comunidades, ya sea por la fragmentación del hábitat o la introducción de especies no nativas, se dan disminuciones locales e incluso extinciones de las especies, principalmente en aquellas aves con territorios grandes o que dependen de condiciones microambientales específicas (Pimm 1986; Bierregaard y Lovejoy 1989).

Cuando una gran extensión del área se aísla, esa porción puede contener un subconjunto de la disponibilidad de la carga genética de la especie (Rensburg et al. 2002; Colwell et al. 2004) y de esta forma, las especies dentro de esta área pueden llegar a extinguirse después del aislamiento (Bolger et al. 1991). La extinción después del aislamiento puede ocurrir por diversos procesos y en algunos casos dependerá del tamaño del parche y de la calidad del hábitat. La tasa de colonización dependerá de la densidad de la especie en parches cercanos (Verboom 1991; Knudson et al. 2004).

La fragmentación puede ser tal, que no se puedan mantener subpoblaciones lo suficientemente viables de las especies, por lo que pueden llegar a extinguirse debido a diversos factores, como: la insuficiencia en los recursos, la estocasticidad ambiental o demográfica, la reducción o pérdida de la diversidad genética (Gilpin y Soule 1986; Goodman 1987; Akcakaya y Atwood 1997; Gaggiotti y Hanski 2004), al incrementarse efectos negativos de los bordes o por la pérdida de los procesos necesarios para la sobrevivencia (Yahner 1988; Suárez et al. 1997). El grado de riesgo de extinción variará

con las especies y su vulnerabilidad dependerá de su historia de vida (Hansen y Urban 1992; Leach y Givinish 1996; Hansen et al. 1997; Sherry et al. 2005; Sodhi et al. 2008).

Efecto de la fragmentación del hábitat sobre las aves

Los efectos de la fragmentación producida en distintas situaciones sobre la avifauna en los bosques templados ha sido estudiada desde hace más de 30 años, por muy diversos autores. En Norteamérica, la mayoría de los estudios se han realizado en los bosques templados del este, siendo pocos los realizados en el oeste, en el cual se presentan condiciones distintas (como el clima, mayor heterogeneidad en el paisaje y más diferencias altitudinales) (Carlisle et al. 2004). Para las regiones tropicales, estos estudios se inician alrededor de 1985. En Asia, destacan los trabajos sobre los efectos de la tala, realizados por Johns (1985, 1986 y 1996). En los bosques neotropicales, resaltan entre otros autores: Rappole y Morton (1985), Stouffer y Bierregaard (1995^a) y Johns et al. (1997). En 1996, Turner realiza una extensa revisión y crítica de los avances obtenidos sobre aves en áreas fragmentadas neotropicales. Posteriormente, destacan las investigaciones realizadas entre otros por: Thiollay (1991, 1997, 1999 y 2002); Borgella et al. (2001); Graham y Blake (2001); Sekercioglu y Sandi (2002); Reed (2004) y Cerezo et al. (2010).

De estas investigaciones, se desprenden diversas conclusiones algunos concuerdan que con la fragmentación, muchas especies de aves disminuyen su tasa reproductiva o no se reproducen e incluso, algunas pueden no persistir en los pequeños fragmentos, como las aves migratorias neotropicales o las rapaces (Arriaga et al. 2008). Lo anterior depende del número, tamaño y composición de los fragmentos y del paisaje circundante (Ambuel y Temple 1983; Lynch y Whigham 1984; Robbins et al. 1989; Gibbs y Faaborg 1990; Faaborg et al. 1995, Hames et al. 2001; Béslie y Desrochers 2002). Pero estos efectos se pueden confundir dado las múltiples formas en que una especie puede responder a la fragmentación (cambios en el grupo trófico, habilidad dispersora y grado de especialización (Ewers y Didham 2006; Rittenhouse y Clawson 2010).

Al fragmentarse un bosque, se abre el acceso a los depredadores de huevos de aves, como algunos córvidos, prociónidos, y para las aves que parasitan nidos de otras especies (*Molothrus* spp.), lo que puede conllevar a una disminución en el éxito reproductivo de las aves (Hanski et al. 1996). El parasitismo de nidos, en medios forestales con tala selectiva, rara vez es un factor importante, pero este es más evidente en aquellas zonas donde hay una alta proporción de vegetación de borde. Sin

embargo, la alteración excesiva debida a las operaciones de la tala y la construcción de caminos, amplía la vegetación de borde, modificando la composición y altura de estratos de vegetación; se reduce la diversidad aviaria y la tasa reproductiva de aves, como las que anidan en el suelo o las migratorias (Gentry et al. 2006) .

Algunas especies se han reportado muy sensibles a la fragmentación, como es el caso de *Catharus fuscens* y otras, son más susceptibles a los cambios en la composición y estructura de la vegetación, como en *Ixoreus naevius*. Incluso, entre especies cercanamente relacionadas y con áreas de distribución similares, las especies reaccionan de manera diferente a la fragmentación, como sucede en dos especies del género *Catharus*, donde, *C. ustulatus*, es más sensible a los efectos de la fragmentación que *C. guttatus* (Hames 1998). En bosques tropicales ciertas especies residentes e insectívoras, como del género *Myrmotherula*, los furnáridos y pípridos son seriamente afectadas por la fragmentación (Kattan et al. 1994; Aleixo 1999). Las respuestas de cada especie o grupo de aves son diversas, dependiendo en gran medida del enfoque del estudio (Mardsen et al. 2001).

Cabe resaltar la distinción entre la fragmentación de un bosque producida por la agricultura o por desarrollo urbano, de aquella que ocasiona un paisaje compuesto por parcelas maduras y parcelas en regeneración, producto de la extracción de madera. Diversos son los estudios que sugieren que la fragmentación del hábitat en bosques ocasionada por la tala selectiva de madera, puede tener un efecto menos perjudicial sobre las aves que se reproducen ahí, que aquella ocasionada por la agricultura (Sabine et al. 1996; Belfrage et al. 2005). Al talar selectivamente se crean claros y ecotonos en el interior del bosque, lo que modifica severamente la estructura original del bosque, e incrementa los parches microambientales y la diversidad aviaria, al menos en bosques templados (Germaine et al. 1997); pero también puede producir un cambio en la composición avifaunística, ocasionando una reducción temporal de hábitat para las especies que usan la parte interna o que requieren vastas extensiones del bosque (Hutto et al. 1992; Annand y Thompson 1997; Norton y Hannon 1997).

La respuesta demográfica de las aves a los efectos de la tala selectiva es específica y se ha visto que algunas especies del interior del bosque sus abundancias son mayores, cuando se dan ciertas prácticas de manejo (Thompson et al. 1995). Así en bosques templados, las poblaciones de *Seiurus auricapillus*, son limitadas por la abundancia en cobertura de bosque maduro, pero su densidad y éxito reproductivo es ligeramente menor en los bosques con tala selectiva. (King et al. 1996). A diferencia de

Dendroica caerulescens, que en los medios con tala, su densidad es mayor y no hay diferencias en su éxito reproductivo entre bosques con o sin tala (Bourque y Villard 2000).

Vegetación de borde

El borde o ecotono se define como la unión entre dos tipos distintos de hábitats, de etapas sucesionales, donde se pueden dar cambios drásticos en la estructura de la vegetación, en las condiciones microclimáticas y de invasión de especies que no son de ese hábitat (Anderson 1991; Murcia 1995). El borde se puede caracterizar, por su longitud, continuidad y forma. Conforme un área es fragmentada la cantidad de borde y su efecto se incrementan. Los efectos que producen los bordes y claros de para cableados sobre las aves en bosques, han sido analizados por diversos autores, tanto en bosques templados (Kroodsma 1984; King et al. 1997, Moorman et al. 2002) como en tropicales (Bierregaard y Lovejoy 1989; ; Warketin et al. 1995; Goosem 1997; Desrochers y Fortín 2000). La respuesta de las aves a los bordes es variable y depende en cierta medida del aspecto a analizar: reproducción, distribución o conducta forrajera, entre otros aspectos y de las variaciones temporales en las tasas vitales de las aves, ya que estas pueden tener serias consecuencias sobre las poblaciones (Keyser et al. 2004).

Aún cuando en los ecotonos o bordes de un área boscosa sostienen una elevada riqueza y abundancia de especies, estos pueden tener efectos negativos, ya que en general, la presencia y amplitud de los bordes alteran la naturaleza de las interacciones entre las especies y por ende, modifican los procesos ecológicos (Holmes et al. 1996 ; Andrén y Angelstam 1988). La sensibilidad de las aves tropicales a los bordes es mayor que las especies de ambientes templados (Lindell et al. 2007). Siendo lo anterior más evidente en aves de hábitos insectívoros y migratorios, que en general tienen una alta especificidad al medio, baja movilidad y están más confinadas al interior del bosque que otros grupos de aves (Paton 1994; Ewers y Didham 2006).

La presencia de bordes entre el bosque natural y áreas dedicadas a la agricultura, produce un aumento en la depredación de nidos en los bordes del bosque (Gates y Griffin 1991); lo que dependerá de la complejidad de la vegetación de borde, que puede reducir la eficiencia de los depredadores (Yahner 1988; Weldon 2006). Esto no se ha confirmado para zonas boscosas, que eran agrícolas y han sido reforestadas (Ratti y Reese 1988; Oliarnyk y Robertson 1996). En los ecotonos o bordes en áreas boscosas, pequeñas y aisladas, rodeadas de zonas agrícolas, el número de especies reproductivas está fuertemente influenciado por el perímetro y tipo de ecotono (Bellamy et al. 1996) y

en otros casos, por la composición de la matriz paisajística (Thompson et al. 2002). La asociación entre el éxito de nidada con el tamaño del bosque o de los bordes, no es la generalidad en todos los casos, indicando que los procesos ecológicos que regulan esta asociación son muy complejos y dependen de la propia historia: del tiempo y la cantidad, del proceso de fragmentación (Knutson et al. 2004; Frieberg 2004).

La mayoría de los estudios sobre la fragmentación del medio y su efecto en aves, se ha enfocado principalmente a las aves en época reproductiva y a aves migratorias neotropicales, principalmente en bosques templados y boreales (Holmes y Sherry 1988; Villard et al. 1995) . Pocos son los que se ha enfocado a las especies residentes (Bellamy et al. 1996; Nour 1997) y otros solo abarcan la época no reproductiva (Blake 1987; McIntyre 1995; Doherty y Grubb 2000).

Algunos estudios realizados sobre las aves migratorias en ambientes naturales y alterados del neotropico, incluyendo México, han registrado una mayor densidad de aves en ambientes alterados (Tramer 1974; Fitzpatrick 1980; Turner 1996), lo cual es una generalización muy controvertida, ya que las especies migratorias forman parte integral de los bosques tropicales (Hutto 1980, 1988; Rappole y Morton 1985; Lynch 1989); por lo que su riqueza y abundancia, dependerá del grado de alteración, de las especies migratorias y de la escala de tiempo estudiado (Watson 2003). Aún falta mucho por conocer sobre la distribución de invierno de las migratorias, de sus interacciones, sus tasas de mortandad o de sobrevivencia, y posibles cambios poblacionales, en respuesta a la fragmentación, por lo que no es posible sacar conclusiones amplias y generales (Hutto 1989; Newton 1998; Bart 2005).

Hoy en día falta de tomar en cuenta, entre otros aspectos, la variación entre años en la distribución de las especies residentes y migratorias, así como las influencias estacionales (Blake et al. 1994; Tellería y Santos 1997) e ir esclareciendo los mecanismos ecológicos y las consecuencias que generan las respuestas de las aves a la fragmentación en general (Mordecai et al. 2009). En particular, se deben realizar más estudios en los países con bosques tropicales, ya que es en ellos donde existe un mayor número de endemismos y de especies amenazadas (Kerr y Burkey 2002).

En los bosques en general y particularmente en los tropicales, además de la tala, se presentan actividades de minería, lo que ocasiona la abertura de caminos y puede producir un incremento en la cacería, lo que puede llegar tener un fuerte impacto sobre las aves de talla grande, este factor no se puede considerar de manera separada a otros (Peres 1990; Silva y Strahl 1991; Robinson et al. 1999). Los grupos de aves más

afectados por estas actividades de caza, van desde aquellas aves forrajeras terrestres hasta las frugívoras del docel; las aves especialistas en el uso del medio que están por en zonas abiertas, como las insectívoras grandes; miembros de bandadas mixtas y las de distribuciones restringidas (Wilson et al. 1994; Estrada 1993; Thiollay 2002). Además la tala y la abertura de caminos producen cambios en la estructura del bosque, lo que ocasiona un influjo de especies oportunistas, como algunos colibriés, aves frugívoras del dosel superior y aquellas de hábitos omnívoros (Stouffer y Bierregaard 1995^b; Thiollay 1999; Naka 2004).

La fragmentación producida en medios agrícolas y ganaderos

El elevado porcentaje en el uso del suelo con fines agrícolas en el mundo, no ha ido acompañado por el interés de conocer el impacto de estas prácticas sobre las especies de flora y fauna nativas. Esta conversión de hábitats naturales a medios agrícolas ha resultado no sólo en extinciones locales de aves, también ha producido cambios en la riqueza, composición, abundancia y distribución de las especies; así conforme se incrementa el área cultivada, se restringe la distribución de ciertas especies y otras se ven beneficiadas (Owens y Myres 1973; Böhning et al. 1993). Lo anterior es cierto para las áreas donde se ha dado una destrucción no selectiva de la vegetación natural ya que las respuestas de las poblaciones aviarias, dependen tanto del tipo, grado e intensidad en las prácticas agrícolas, como en los requerimientos ecológicos de cada especie, su territorialidad, procesos denso-dependientes, habilidades de dispersión y sus tasas de extinción y colonización (McKay 1980; Lynch 1992; Fuller et al. 2001; Marsden et al. 2001).

Para aquellas zonas donde existen policultivos, cultivos mixtos, orgánicos, o rotación de cultivos, estas pueden llegar a ser importantes áreas de refugio para las aves en general o para determinados grupos, como las migratorias o los parúlidos (Anderson 2001; Johnson et al. 2006). Y pueden estar ausentes determinados grupos funcionales, como las aves que forrajean en el suelo (Robbins et al. 1992; Greenberg 1992, 1994). Por otra parte, el tipo de cultivo, las propias técnicas y prácticas que se emplean, pueden influir en las poblaciones de las aves, causando la pérdida directa de nidos (uso de tractores); la alteración en la abundancia de depredadores de huevos y nidos, e incluso, puede ocurrir un aumento en la tasa de parasitismo de nidos por tordos (Rodenhouse et al. 1995). En cultivos con una mínima labranza y en los orgánicos, se ha registrado un incremento en la diversidad, la densidad y mayores tasas de sobrevivencia diaria en aves (Fluetsch y Sparling 1994; Lokemoen y Beiser 1997). Las diferencias en las abundancias

durante la época reproductiva, entre cultivos convencionales y orgánicos, se deben en parte a la exclusión territorial de ciertas especies, cuyas densidades son reflejo, en parte, de la disponibilidad de recursos presentes en cada tipo de cultivo (Chamberlain et al. 1999). La influencia general de las tierras de pastoreo, intensivas o extensivas, tiene diferentes efectos en las especies, cuyas respuestas son específicas (Siriwardena et al. 2001; Linden y Smith 2003).

Diversos y numerosos son los estudios conducidos en Europa (Sparks et al. 1996; Chamberlain et al. 2002; Virkkala et al. 2004) y en América (Best et al. 1995; Jobin et al. 1998, 2001; Estrada et al. 2000) que han demostrado que los márgenes en los medios agrícolas con vegetación de borde o de hábitats con vegetación no cultivada (por ejemplo, cercas vivas) tienen impactos benéficos, entre otros: conservar la biodiversidad, particularmente en aves (Freeman y Kirk 2001). En humedales en cuyos márgenes hay campos de cultivo orgánico, se registra una mayor abundancia de especies, que en aquellas áreas adjuntas a campos convencionales o con labranza reducida, donde se refugian depredadores útiles en el control de insectos plaga, como lo son las especies de aves insectívoras (Kirk et al. 1996; Shutler et al. 2000; Moreby y Stoate 2001; Tremblay et al. 2001).

El mantenimiento de las poblaciones de fauna y flora en general y de aquellas aves sensibles a cambios y presentes en medios agrícolas, involucra tanto cambios socio-políticos, como en las prácticas agrícolas (Donald et al. 2002). Lo anterior implicaría el favorecer más los cultivos orgánicos y complejos, un menor uso de agentes químicos, proteger y conservar las áreas de vegetación original y la marginal; replantar caminos y bordes de los campos con flora nativa e incluso, tener un adecuado manejo de cercas vivas o con árboles de protección al viento (Bugg 2001; Pinkus et al. 2006; Nájera y Simonetti 2009).

En México son pocos los trabajos que se han hecho sobre las aves en medios agrícolas y ganaderos (Guichard 1986). La mayoría de estos estudios caracterizan a las aves como: dispersoras potenciales de semillas (Aguirre 1976); como organismos que coadyuvan al control biológico de algunos insectos nocivos a los monocultivos o a los agrosistemas tradicionales como el cacao y el café (Arriaga y Lozano 1980; Aguilar-Ortiz 1982; Greenberg et al. 2000^b) o bien, como agentes que ocasionan diferentes tipos de daños a los cultivos (Arriaga 1985; Celaya 1983; Babb 1987). Otros enfoques son el de algunos estudios que enfatizan el uso de las áreas agrícolas por aves residentes y migratorias, tanto en ambientes naturales como alterados (Cruz y Maldonado 1986;

Hutto 1980,1986; Carrillo 1989) o aquellos que analizan sobre los efectos que tienen las diferentes prácticas agrícolas, ya sean monocultivos o tradicionales, como la milpa en Yucatán o en cafetales (Lynch 1992; Greenberg 1996; Greenberg et al. 1997). Pocos son los estudios que analizan el papel de algunas especies o grupo de especies en estos dos ambientes y su relación entre el uso de fragmentos de distintos tamaños por diferentes grupos de aves (Graham 2001; Graham y Blake 2001; Graham et al. 2002). Son contados los estudios sobre el uso de remanentes de la vegetación natural selvática en México, entre áreas cultivadas o de pastizales o de cercas vivas entre los cultivos, como puentes o corredores por donde las aves se desplazan (Warkentein 1995; Estrada et al. 1997, 2000). Las aportaciones de estos estudios aún cuando son valiosas, hoy en día, no permiten una generalización sobre los efectos de la alteración de los bosques en los distintos grupos de aves existentes.

La avifauna en agrosistemas cafetaleros

El café se cultiva en distintos sistemas que van desde el monocultural (café de sol) a sistemas de policultivos complejos con una gran diversidad de árboles de sombra. Los agrosistemas tradicionales de cultivo de café y cacao involucran el plantar una mezcla de árboles fijadores de nitrógeno con otras especies útiles por su sombra. En estos sistemas se registran hasta 40 especies de árboles de sombra, algunos de los cuales se usan con fines domésticos (frutales) o comerciales (madera) (Gordon et al. 2007). Los árboles de sombra protegen a las plantas de café del sol y la lluvia, ayudan a mantener la calidad del suelo y al control de plagas; así como reducen la necesidad de usar fertilizantes químicos, al contrario de lo que sucede en las plantaciones de café de sol, donde al reducir la diversidad de plantas, se reduce los organismos consumidores de las plagas y por ende, se incrementan las mismas, lo que ocasiona un mayor uso de agentes químicos (Perfecto et al. 1996; Kellermann et al. 2008).

Desde el norte del neotropico mexicano, el Caribe y hasta el sur del continente, por las características de estos agrosistemas tropicales, el café de sombra es el sistema tradicional que tiene una mayor relevancia desde el punto de vista avifaunístico, ya que aún y cuando en ellos no se encuentran representadas algunas especies de aves residentes especialistas del bosque maduro, sí sostienen el mayor número de individuos y de especies, principalmente de aquellas de hábitos migratorios que han encontrado un santuario en este tipo de agrosistemas (Robbins et al. 1989, 1992; Waide y Wunderle 1996; Philpott et al. 2008).

A diferencia de las plantaciones de café de sol, las de café de sombra, son

atractivas para las aves y esto es el resultado de complejas interacciones entre las características de las aves como: su grado de permanencia, dieta y conducta de forrajeo y los atributos específicos de las plantaciones, entre estas: el o las especies de árboles de sombra, el tamaño de su flor y fruto, sabor, contenido nutricional, la productividad de artrópodos, la presencia de diversas epífitas y la propia arquitectura del paisaje (Greenberg 1996; Wunderle y Latta 1998; Greenberg et al. 2000^a; Johnson 2000; Carlo et al. 2004) .

En Chiapas se registran 180 especies de aves en café de sombra, riqueza que en ningún otro tipo de cultivo se encuentra y es superada sólo por la riqueza de los bosques tropicales no alterados (Greenberg et al. 1997). Tan solo las aves migratorias de hábitos insectívoros del follaje constituyen en estos agrosistemas hasta el 70% de las especies (Greenberg et al. 2000^b). Este elevado porcentaje de insectívoras hace pensar sobre su impacto en los artrópodos de estas plantaciones, ya que se registra que las aves pueden consumir entre el 37% al 59% de los artrópodos del dosel, en especial sobre epífitas (Philpott et al. 2004; Cruz-Aragón et al. 2009^a). La mayoría de los estudios sobre el impacto de la depredación de las aves sobre los artrópodos en los agrosistemas se han enfocado en los relativamente pocos insectos plaga del café (Kirk et al. 1996) y sobre el consumo de las aves de artrópodos grandes de todos los taxa en cafetales de sombra y de sol. Trabajos consistentes con la hipótesis sobre la limitación de alimento para aves en los agrosistemas cafetaleros (Greenberg et al. 2000^a ; Johnson 2000).

El conocimiento científico acerca de la ecología aviaria en estos medios es hoy en día limitado (Ewers y Didham 2006) por lo que se requiere prestar atención a ciertos grupos de aves insectívoras, como: dendrocoláptidos y troglodítidos, grupos muy susceptibles a la fragmentación, cuya disminución podría representar un aumento de insectos nocivos (Sekercióglu et al. 2002^{a,b}, 2007).

Estos agrosistemas se encuentran hoy en día amenazados, ya que la producción de café de sol es mayor que en los cafetales tradicionales. De las plantas de café permanente, la cantidad actual cultivada en el sistema moderno sin árboles de sombra, varía del 17% en México, al 40% en Costa Rica y al 69% en Colombia (Smithsonian Migratory Bird Center 1999). En las plantaciones de café sin árboles de sombra, se da una disminución de la riqueza aviaria, del 94% al 97%, en comparación al café con sombra, debido en gran medida a que alrededor de dos tercios de las aves se encuentran en el dosel de los árboles de sombra y solo el 10% de las especies forrajean en las plantas de café (Greenberg et al. 1997^{a,b}; Wunderle y Latta 1998).

Un aspecto relevante en términos del valor que tienen los cultivos de café con sombra, en la conservación y en la viabilidad a largo plazo de las poblaciones que usan estas áreas y que hoy en día es muy limitada, es el referente a la información demográfica sobre las aves en cafetales de sombra y en aquellos de sol (Lindell y Smith 2003). Es urgente conocer las tasas de éxito reproductivo y de sobrevivencia por edades y sexos, ya que en algunos casos la sobrevivencia de los volantones aumenta con la presencia de un área boscosa cercana a los cultivos (Cohen y Lindell 2004).

De 1982 al 2009, se registran 21 publicaciones sobre aves en cafetales realizados en Centroamérica, el Caribe y en el sureste de México (Veracruz y Chiapas). Por lo que aún hay mucho por estudiar, tanto por países, abarcando ambas costas, como por el tipo y prácticas de cultivo, para conocer la dinámica espacio temporal de la comunidad aviaria en estos agrosistemas (Cruz-Aragón et al. 2009^b). En las regiones donde sistemáticamente se ha cambiado el paisaje natural por agrosistemas, el estudio de las aves en estos ambientes tendría un valor de predicción, ya que se podría demostrar el valor potencial positivo o negativo que tienen las distintas prácticas de manejo del café para la conservación de las aves (Babb 1991, 2006; Komar, 2006).

Conocer y monitorear a largo plazo, la estructura y la dinámica de la avifauna en general, y en particular en ambientes tropicales tanto de sus bosques naturales, como de sus agrosistemas, así como las preferencias de las aves en la selección de hábitats y de su alimento (Villaseñor y Hutto 1995; Bart 2005); nos ayudaría a entender, por una parte, el tipo de respuestas de las especies a estos ambientes y los factores abióticos y bióticos involucrados, e identificar a las especies o grupos de aves en riesgo, y por otra, nos darían las bases científicas para establecer programas de manejo y conservación de las aves en estos ambientes tropicales, que son una fuente muy alta de biodiversidad y cuya deforestación actual es alarmante.

OBJETIVOS GENERALES

Evaluar cuantitativamente los patrones espaciales y temporales, a lo largo de seis años, en la distribución, riqueza de especies, persistencia, abundancia y uso de recursos, de las aves del gradiente altitudinal de la Sierra de San Juan, en donde existe un área de vegetación original y protegida y una zona de plantaciones de café de sombra.

Analizar y obtener diferentes criterios para detectar prioridades de conservación, tanto de las especies consideradas raras y vulnerables, como los sitios, requisito necesario para establecer programas de manejo y estrategias de protección, tanto para las aves, como para los distintos tipos de vegetación natural y los cafetales de sombra, dentro de esta serranía y para el occidente de Nayarit.

Para lograr estos objetivos, se plantearon las siguientes preguntas generales:

- 1).- ¿Existirán diferencias por composición taxonómica, por permanencia y grupo alimentario, a lo largo del gradiente altitudinal de la sierra y entre los distintos tipos de vegetación natural, con la modificada para plantaciones?
- 2).- ¿Son las variaciones estacionales y entre años, en la riqueza y abundancia de aves, por permanencia y grupo alimentario, de la misma magnitud en toda el área, o varían entre la vegetación natural y las plantaciones de café?
- 3).- ¿Existe relación entre la abundancia con el grado de ocupación de sitios y la persistencia de las especies, entre épocas y medios (bosque versus plantaciones)?
- 4).- ¿Serán las aves endémicas, aquellas consideradas insectívoras y las sensibles a la fragmentación del hábitat, las que presenten mayores cambios interanuales en su abundancia en la sierra, en particular en cafetales?
- 5).- ¿Será igual el uso que las especies hacen de las plantaciones con árboles de sombra para obtener su alimento, entre épocas y años y con su uso del área boscosa?
- 6).- ¿Cuáles serán las especies y los sitios prioritarios para su manejo y conservación en la Sierra de San Juan, Nayarit?
- 7).- ¿Cuál es el valor real de conservación de la Sierra de San Juan, en el contexto avifaunístico y regional?

Para lo anterior, se presenta el área de estudio detallada y los resultados en cuatro apartados: 1. Riqueza, composición y estructura de la avifauna; 2. Variaciones estacionales e interanuales en la comunidad avifaunística; 3. Cuantificación del uso de recursos alimenticios por las aves en las plantaciones de café y 4. La conservación de la avifauna y sus hábitats de la Sierra de San Juan, Nayarit

AREA DE ESTUDIO

Localización y delimitación territorial

El área de estudio se ubica en el estado de Nayarit, en la provincia fisiográfica Cinturón Volcánico Mexicano, subprovincia Cinturón Volcánico Occidental (conocida como Graben Tepic-Chapala) y dentro de la región de Volcanes de Nayarit que incluye a la Sierra de San Juan, caracterizada por sus estructuras volcánicas y por su compleja fisiografía formada por mesetas, valles, lomeríos y llanos (Blanco 1990). Esta serranía se inicia desde su contacto con la Llanura Costera en una línea de altura variable (de 10 a 400 msnm), alcanzando elevaciones como el Volcán San Juan (2,080 msnm) y el Cerro Alto (2,240 msnm) (Figuras 1 y 2).

Dada la extensa explotación de las minas a cielo abierto que se hacía en esta sierra, en 1987 el gobierno del estado decreta dentro de la Sierra de San Juan, un área de 26,231 ha como Reserva Estatal Sierra de San Juan, la cual abarca desde la cota de los 980 msnm hasta sus elevaciones de 2,240 msnm. Se ubica entre las coordenadas 21°20' y 21°32' de latitud Norte y los meridianos 104°53' y 105°03' de Longitud Oeste; en los municipios de Tepic y Xalisco.

Clima

Son dos los climas presentes en la sierra: cálido y semicálido con temperaturas medias anuales entre los 20° y 24°C (SSP 1981). El mes más frío es enero y los meses más cálidos son de junio a septiembre. Bojórquez (1995) reporta para el área de la reserva, dos unidades climáticas: la templada, en la parte superior de la sierra, con temperaturas promedio anuales entre 15.5° y 18°C; cuyos límites inferiores varían entre los 1,400 a los 1,700 msnm. La unidad semicálida, abarca el resto de la sierra con una temperatura promedio anual entre 18° y 22°.

La precipitación se concentra en los meses de junio a octubre y dada la influencia de la humedad que proviene del mar, la mayor precipitación se da en la vertiente occidental; prevaleciendo dos condiciones de humedad: al este de la Sierra, el intermedio de los subhúmedos, con una precipitación promedio anual entre los 1,200 y 1,500 mm y en las porciones norte y occidentales, se da la condición más húmeda de los subhúmedos, con precipitaciones entre los 1,500 y 1,750 mm.

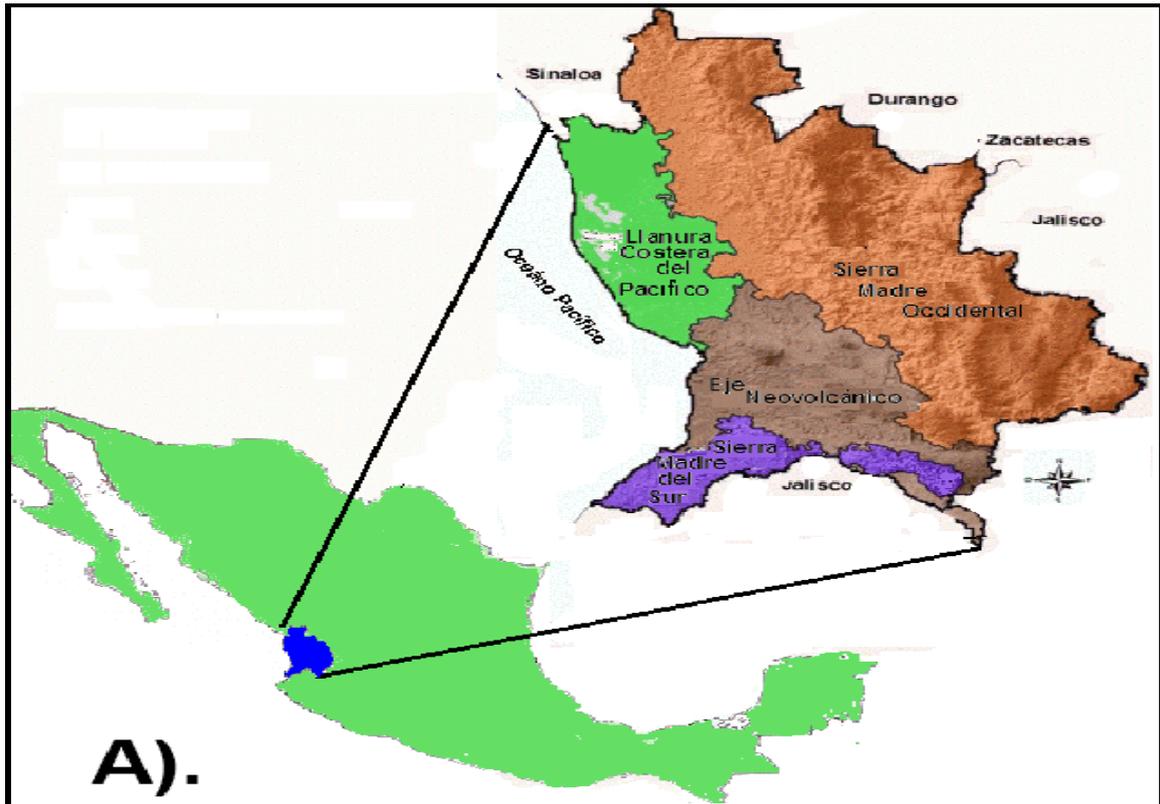


Figura 1. Ubicación de la Sierra de San Juan (SSJ), en el estado de Nayarit, México; a). Dentro de la Provincia fisiográfica del Eje Neovolcánico y los municipios de Tepic y Jalisco, b). Principales serranías alrededor de la Sierra de San Juan (SSJ) (Mapas tomados de Bojórquez et al. 2002).

Geología

Para la sierra se reportan, basaltos, materiales ígneos extrusivos y tobas, andesitas, pumicitas, basaltos, riolitas y tobas (DETENAL 1974). El límite occidental de las Llanuras de Tepic, lo constituyen una serie de edificios andesíticos y dácticos, como Cerro Alto y Cerro Coatepec, siendo el más reciente de ellos, el volcán San Juan, en el cual se dieron varias fases eruptivas, se describen como basaltos del Mioceno al Cuaternario.



Figura 2. Mapa físico-político de la Sierra de San Juan, Nayarit. Amarillo oscuro Reserva Estatal de la Sierra de San Juan, Nayarit.

Unidades fisiográficas y geomorfológicas

Esta serranía se localiza en los sistemas de topeformas Sierra de laderas abruptas con llanos aislados (SPP 1981) en la cual se encuentran seis unidades de suelos. Bojórquez et al. (2002) definen dentro de la reserva dos grandes paisajes fisiográficos, cada uno con subpaisajes: A) Unidad de montaña volcánico denudativa y B) Unidad deposicional. Y en su regionalización geomorfológica separan un total de 23 paisajes, agrupados en nueve clases de relieve. La presión de degradación por pérdida del suelo, es variable dentro de la sierra (Bojórquez 1995; Bojórquez y López 1993).

Hidrología

En la Sierra de San Juan se encuentran dos regiones hidrológicas: la de Huicicila-San Blas, caracterizada por un conjunto de corrientes que drenan directamente al mar, como los ríos Huicicila, Ixtapan, El Naranjo, El Palillo, Navarrete y El Ciruelo y la región hidrológica de Chapala-Santiago, en la que sólo se encuentra la cuenca del río Mololoa. Por lo que esta serranía se considera como cabecera de siete subcuencas. La

importancia hidrológica de la sierra, radica en el aporte de agua a los mantos acuíferos y corrientes superficiales, que en la porción media y baja de las subcuencas tienen diferentes usos (Blanco 1990,1993; Bojórquez y López 1995).

Cobertura del terreno y uso del suelo

Se presentan diversos tipos de vegetación primaria a lo largo de la sierra. En sus porciones más elevadas hay bosque mesófilo de montaña, encinar, encinar-pino y pino y en sus partes bajas (debajo de los 1,000 msnm) se encuentran porciones de bosque tropical subcaducifolio, selva baja caducifolia y selva baja espinosa. Históricamente, en esta área se han cultivado muy diversos cultivos anuales y perenes, como el maíz, la caña de azúcar y el café de sombra. En la reserva, las coberturas de vegetación primaria son las relevantes (18,582 ha), seguidas por cultivos y parcelas (3,947.8 ha), la vegetación secundaria (2,105.3 ha), las diversas construcciones (959.4 ha), los pastizales (415.5 ha) y minas (233 ha) (Bojórquez et al. 2002) (Figura 3).

Vegetación

La riqueza florística registrada dentro de la vegetación primaria de la reserva es alta, constituida por 1,200 especies de helechos y plantas superiores, de las cuales 75 especies son endémicas, representando alrededor del 31.2% del total registrado para el estado (Téllez 1995 y Téllez et al. 1996). Relevante también es la diversidad presente de macromicetos (150 especies), de los cuales el 51.8% se registran en los bosques de pino-encino (Márquez y Lemus 2000). De acuerdo a Bojórquez et al. (2002) esta vegetación primaria consta de los siguientes tipos de vegetación:

Bosque de Pino Representa el 23.34% de la superficie de la reserva y se encuentra entre los 9,00 a los 2,200 msnm, principalmente en los lomeríos y laderas, así como en los domos de las estructuras volcánicas (Blanco 1994; Téllez 1995). Presenta diversos grados de cobertura y nivel de perturbación en su estructura vertical y densidad, ocasionado tanto por causas naturales, como por aquellas derivadas de la actividad humana. Existen áreas donde los pinos y encinos entran en contacto, formando así comunidades mezcladas, difíciles de separar y en ocasiones presentan una diversidad herbácea con más de 20 especies. Ocasionalmente hay comunidades de pino que se encuentran mezcladas con pastizales, cultivos anuales y perennes, imposibles de separar una de otra; estos en total representan el 4.57% del área de la reserva y se asocian a domos, laderas y lomeríos principalmente.

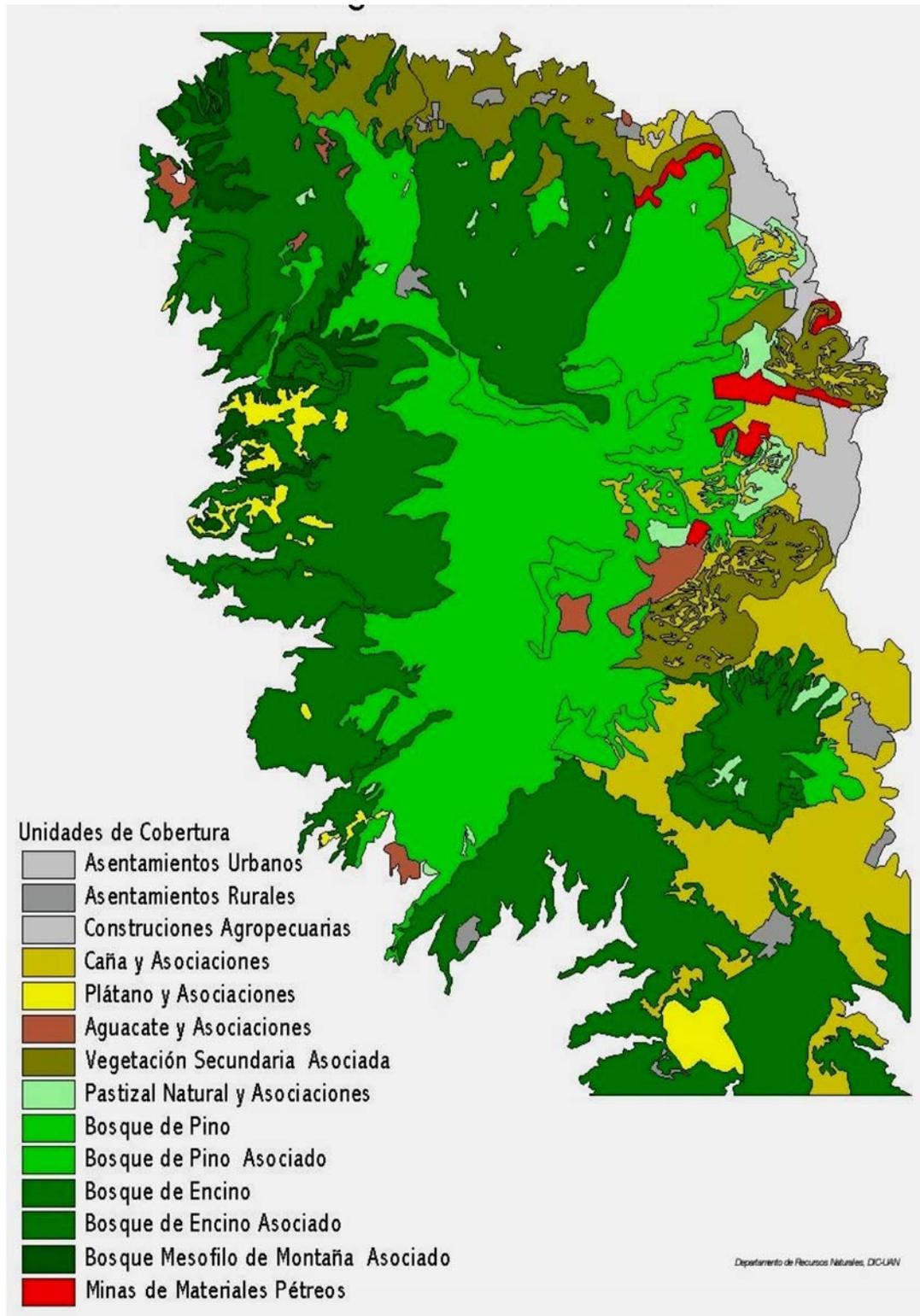


Figura 3. Unidades de cobertura del terreno y uso de suelo en la Sierra de San Juan, Nayarit. (Tomado de Bojórquez et al. 2002).

Bosque de Encino La cobertura de esta vegetación se desarrolla entre los 900 y 2,200 msnm. La especie más característica es *Quercus planipocula* y en menor medida, *Quercus glaucescens*, *Q. laeta*, y *Q. obtusata*; encinares que por lo general se encuentran asociados con: *Cornus disciflora*, *Saurauia serrata*, *Styrax argenteus* y *Symplocos prinophylla*. El estrato arbustivo es poco diverso y el herbáceo muy diverso. Se reconocen cuatro condiciones diferentes que obedecen a la cualidad y grado de alteración o conservación que presenta cada una de ellas: bosque mixto encino-pino cerrado (6.38% del área total); bosque mixto encino-pino semiabierto (9.55%); bosque mixto encino-pino abierto (4.35%) y el bosque mixto encino-pino ralo (0.31%).

Hay comunidades de encino que se encuentran mezcladas con otras comunidades vegetales y en donde la cobertura de encinos es de al menos el 70% y el resto de otras asociaciones con el mesófilo de montaña, con cultivos de café y caña, pastizales y pinos. En total representan el 20.11% del área de la reserva y se distinguen nueve asociaciones diferentes en función de la combinación de comunidades vegetales asociadas al bosque de encino, algunas de las cuales incluyen al encinar abierto con cafetales y con caña de azúcar y pastizal.

Bosque Mesófilo de Montaña Se desarrolla en cañadas con alta humedad atmosférica y con presencia de neblina, en un rango altitudinal de 900 B 1,300m aproximadamente (Téllez 1995) y representa el 2.18% de la superficie total de la reserva. El estrato arbóreo promedia entre los 15 y 40 m, presentando diversas especies de helechos, epífitas y trepadoras y plantas perennifolias y caducifolias. Entre los elementos arbóreos característicos se encuentran *Carpinus caroliniana*, *Cornus disciflora*, *Magnolia pacifica* y *Ostrya virginiana*. El estrato arbustivo también es diverso, con algunas especies trepadoras, numerosas especies de helechos, así como epífitas.

Se presentan tres condiciones diferentes de esta comunidad: la primera es el mesófilo de montaña cerrado, poco alterado y con el estrato arbustivo y herbáceo escaso, con un estrato arbóreo inferior de 10 a 17 m. La segunda asociación es la del mesófilo con encino cerrado, formando un ecotono con el encinar. Y por último, la tercera asociación es la del mesófilo semiabierto con café, presente en los alrededores de Jalcocotán, Xalisco, Cuarenteño y Malinal, donde existen 212.6 ha (0.81%) de bosques mesófilos que son aprovechados para el cultivo de café. El impacto de esta práctica sobre los mesófilos no es aún claro, sin embargo puede inferirse una degradación del mismo, por la tala selectiva que se realiza en la preparación del terreno.

Cultivos y parcelas

El 15.04% de la superficie de la reserva, están dedicadas a la agricultura de caña de azúcar, plátano, café y aguacate, que se presentan en forma aislada o asociados a vegetación secundaria, a bosques de pino y encino o bien entre ellos mismos. En la reserva el cultivo de caña (3.96% de la superficie) se asocia estrechamente a cultivos de aguacate, anuales, a la vegetación secundaria y al os pinos y encinos, lo cual dificulta su delimitación (Bojórquez y Blanco 1991). Los cultivos de plátano (*Musa paradisiaca*) se localizan al oeste de la reserva, en los ejidos de El Cuarenteño, Xalisco, Jalcocotán y Malinal, donde su práctica se ha desarrollado en terrazas, laderas y piedemontes, cubriendo un total de 283.4 ha. Se tienen cuatro asociaciones de este cultivo: plátano-aguacat con anuales o plátano y cultivos anuales. El aguacate, principalmente la variedad Hass (0.03%), se presenta en forma aislada en la reserva, principalmente en los ejidos Xalisco y El Aguacate. En algunos casos forma una barrera natural entre las áreas de cultivo y bosques de pino y encino y en otras, se asocia con cultivos anuales.

El área cultivada con *Coffea arabica* L. (variedades Typica o criollo, Mundo Novo, Borbón, Catural y la más reciente Garnica) se ubica en la parte sur y suroeste de la sierra, (unas 2,211 ha) en ocho ejidos, entre ellos: La Yerba, Cofradía de Chicolón, Malinal, Xalisco y El Cuarenteño, que es el de mayor importancia, tanto por su superficie cultivada, (700 parcelas de 180 campesinos) como por contar con tres productores que se ubican en los primeros lugares en rendimientos por hectárea a nivel estatal. El promedio de producción en la reserva es de 16.08 quintales por hectárea.

De las tres zonas con café en el estado, la segunda (en la sierra, entre los 850 y 1,100 msnm) es la más productiva. Las huertas de casi más de 100 años, presentan densidades de 1,000 a 2,000 plantas/ha, con árboles de 3 a 4.5m, de copas densas. Se utilizan fertilizantes y es poco frecuente el uso de agroquímicos para la eliminación de plagas, como la broca. Los árboles de sombra más valorados son los del género *Inga* (guazamayeta y juaquiniquil); algunos tepehuates (Lauraceae: *Nectandra* sp.); los panocheros (*Cytarexylon* sp.) y la oreja de ratón (*Ilex* sp.). Estas especies originalmente formaban parte del mesófilo (Blanco 1994).

Vegetación secundaria y pastizales

La vegetación secundaria representa el 8.02% de la superficie y sus orígenes son diversos: naturales o como producto de actividad humana. Se compone por especies muy agresivas y de crecimiento rápido, lo que les permite la invasión rápida y eficiente de zonas recién abiertas. Se encuentra en los bordes de caminos y brechas, en zonas

desmontadas, de cultivo y cercanas a núcleos humanos (Téllez 1995). Los pastizales (0.45% de la superficie) asociados a cultivos anuales, son gramíneas perennes, con manchones de macollos aislados que son aprovechados para el pastoreo de ganado vacuno.

Construcciones y minas.

Las construcciones (3.66% del total de la reserva) son áreas que tienen diferentes usos: habitacional urbano y rural; recreativo y agropecuario y en las minas (0.89%) se incluyen a todas aquellas áreas que fueron o están destinadas a la extracción de materiales pétreos (Jal-piedra).

Pérdida de la vegetación primaria

En la reserva, se calcula que de 1993 a 2002, se perdieron 3,249.2 ha de vegetación primaria y actualmente, sólo 49.05% de la superficie son comunidades vegetales primarias conservadas y 21.75% presentan alguna evidencia de perturbación (semiconservadas) (Figura 4). Siendo el área de pinos, la más afectada; probablemente por la actividad forestal clandestina que se practica en la zona (aprovechamiento de madera y carbón). En contraste, el mesófilo de montaña, que es la menos afectada, por encontrarse en cañadas profundas poco accesibles; por su asociación con el cultivo de café y en donde si bien existe una deforestación, esta es selectiva y permite mantener la estructura de la asociación (Bojórquez et al. 2002).

Fauna

En el estado de Nayarit, se tiene representado alrededor del 27% del total de especies de vertebrados terrestres de México. Para la Sierra de San Juan, Nayarit, se tienen registradas un total de 345 especies, lo que representa el 51.49% del total de vertebrados terrestres para el Estado (Babb et al. 1999^b). Este porcentaje es elevado considerando los efectos de la tala clandestina que se observan en la sierra y a que por lo menos hasta 1986, era un área preferida para la práctica de la cacería.

La diversidad faunística de la Sierra de San Juan comprende especies de distribución netamente neotropical, neárticas y de amplia distribución, como las iguanas (*Ctenosaura pectinata*, *Iguana iguana*), los mapaches (*Procyon lotor*), tlacuaches (*Didelphis virginiana*) y quirópteros, destacando los de la familia Phyllostomidae; algunas de estas especies hacen un uso espacio-temporal diverso a lo largo del gradiente que presenta la sierra (Escalante 1984; Rojas-Carrizales 1994; Hernández 2000). Varias de estas especies se consideran nocivas a las actividades agrícolas o para la salud, como las víboras de cascabel (*Crotalus intermedius*).

El 17% de las especies de vertebrados son endémicas, destacando aquellas endémicas al oeste del país (Espinosa 1999; Babb 2000; Babb y Espinosa 2006). Este elevado porcentaje de endemismo, en un área tan pequeña, nos indica la relevancia del área en la conservación de especies endémicas y raras (Babb et al. 1999^a).

En aves y murciélagos, se registran especies migratorias de grandes distancias, la gran mayoría provenientes del noroeste del continente y encuentran dentro de la reserva las condiciones necesarias para pasar en ella el invierno. Resalta también la presencia de especies de valor cinegético, como el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*), la zorra (*Urocyon cinereoargenteus*), el jabalí (*Tayassu tajacu*), paloma (*Zenaida asiática*), codorniz (*Callipepla douglassi*) y aquellas consideradas como canoras y de ornato (36 especies) como el periquito (*Aratinga canicularis*), las calandrias (*Icterus spp.*) y las primavera (*Turdus spp.*) (Babb y Mora 2002).

La fauna silvestre en la sierra presenta una estructura trófica diversa y rica; desde las especies herbívoras, como la tuza (*Pappogeomys bulleri*) y el venado; granívoras, como palomas (*Leptotila verreauxi* y *Columbina inca*) y la ardilla (*Sciurus aureogaster*); los frugívoros, como el pájaro bandera (*Trogon elegans*) y algunas especies de murciélagos nectarívoros y aves como, los colibries y calandrias; así como una gran diversidad de insectívoras (Santiago 1996; Calzada 1997). Resaltan los carnívoros, como las águilas, halcones y zorras; hasta aquellas cuya alimentación es muy diversa (omnívoras) como el tlacuache, el cuervo y la rata. Y en las porciones bajas de esta serranía, hacia la costa, se registra una gran diversidad de aves de ambientes acuáticos y marinos, entre ellas, aves de hábitos icitófagos, como garzas y gaviotas (Escalante 1988; Ramos 2002).



Figura 4. Vistas panorámicas de la Sierra de San Juan, Nayarit.

LOCALIDADES DE ESTUDIO

El área muestreada de 1993 a 1999, se ubica entre los 21° 20' y 21°33' de latitud norte y los 104°53' y 105°05' de longitud oeste y abarca un gradiente altitudinal que va de los 2,240 (cerro Alto) a los 600 msnm, en los Municipios de Tepic y Xalisco. Se trabajó tanto dentro del área decretada como reserva, como sus límites inferiores (Figura 5). Los sitios se encuentran casi en su totalidad en la vertiente occidental de la sierra (más húmeda). Se cubrió tanto el área de vegetación primaria (bosques) ubicados arriba de los 1,000 msnm, como aquella dedicada a cultivos de café, plátano y aguacate (plantaciones) que se ubican entre los 1,000 y 600 msnm, cuya vegetación original correspondía a la del bosque mesófilo; encinar y tropical.

Para internarse a esta reserva, se requiere tomar la carretera 66 que va de Tepic hacia Mecatlán, y a unos 14 Km pasando el poblado del Izote, se encuentra la desviación para tomar la carretera de terracería, la cual desde 1995 se reparó y atraviesa entre los 1,400 y 1,500 m la sierra, para conectar Tepic con el poblado de Palapita. Aproximadamente a 8 km de la entrada la reserva, a los 1,500 msnm se encuentra el rancho La Noria, de las pocas propiedades privadas que hay en esta reserva y que desde 1995 cuenta con cabañas y caminos con fines turísticos y una pequeña área de cultivos de maíz, rodeados de encinos y algunos pinos. Del rancho La Noria, se continúa por la carretera de terracería y a unos 9 km al suroeste, se ubica el poblado El Cuarenteño, el cual es atravesado por la carretera para conectarse con Palapita. Este poblado se fundó en 1939, contando actualmente con 629 habitantes. Su superficie ejidal total es de 1,440 ha, de las cuales 1,251.18 pertenecen al área de reserva. La producción cafetalera, es realizada por 180 campesinos que poseen un total de 700 parcelas en distintas asociaciones de bosque mesófilo abierto-café; de plátano y aguacate. Los cafetales se caracterizan por presentar laderas con pendientes de 15-40% (Bojórquez et al. 2002).

Las localidades de estudio se presentan a continuación (entre paréntesis, el nombre que se le designó). Como referencia, se usa para el caso de la vegetación primaria, su ubicación con respecto al rancho La Noria, ubicado a los 1,500 msnm y para las plantaciones, al poblado de El Cuarenteño, a los 980 msnm.

Vegetación primaria (Bosque)

Pino (Cerro= C)

Entre los 1,600 msnm hasta sus picos más elevados, el volcán San Juan y Cerro Alto (+2,000 msnm), principalmente en lomeríos y laderas, se encuentra este bosque, que en algunas partes, esta un poco alterado. Predominando el pino, *Pinus devoniana*, que forma un dosel cerrado en las laderas y en las partes elevadas es abierto. La zona de estudio a estas altitudes, abarcó las porciones al este, sur y sureste del rancho La Noria, y porciones del Volcán San Juan y Cerro Alto. Los sitios se encontraban una distancia entre 2 y 7Km del rancho.

Encinares (Rancho=R)

Comunidades de encinar (*Quercus* spp.) que se encuentran mezcladas con otras comunidades vegetales y en donde la cobertura de encinos es de al menos el 70%. Se trabajó entre los 1,400 y 1,600 msnm. Cubriendo de 6 a 3.5 km hacia el norte, noroeste y hacia el sur y suroeste respectivamente del Rancho La Noria. En sus partes bajas (1,400 msnm) se encuentran algunas cañadas pequeñas y húmedas, con un estrato herbáceo abundante, así como en ciertas porciones destaca la presencia de hojarasca presente en el suelo (10-25 cm).

Vegetación secundaria, perturbada de encinar y mesófilo (Ecotono=E).

Al oeste del rancho La Noria a 2 km., se inicia una cañada con dirección noreste-suroeste, formada por estructuras volcánicas, con una pendiente entre los 10° y 30°, en ella se presenta un ecotono formado por una asociación perturbada de encino-mesófilo, la cual en las porciones elevadas de las laderas, se presentan pinos esparcidos, los que en conjunto forman un docel abierto. En esta cañada se presentan arroyuelos (El Cafetal) intermitentes en época de lluvias y a su inicio se encuentra una poza de extracción de agua. Se trabajó en esta cañada ubicada entre los 1,300-1,200 msnm.

Mesófilo de montaña (Mesófilo=M)

Se trabajó en un largo barranco que se abre en la cota de los 1,400 msnm y continúa en descenso. Cuya dirección general es de NE-SW, ubicado a unos 4 kilómetros en dirección suroeste del rancho La Noria. En época de lluvias, el fondo de esta barranca de pendientes pronunciadas y laderas muy cerradas, es ocupado por pequeñas corrientes superficiales formadas por el Arroyo Piedras Negras y la Cuchilla del Arado. El muestreo se realizó desde donde se inicia la presencia de elementos del mesófilo-encinar en la cota de los 1,200 msnm para llegar, hasta el fondo (1,100 msnm) donde predomina el mesófilo cerrado, dominado por árboles de 20 a 40 metros de altura

(*Carpinus carolineana*, *Cornus disciflora*, *Inga hintonii* y *Quercus castanea*); vegetación que ocupa densamente las laderas y el fondo de la cañada, formando un dosel bastante cerrado. Con un estrato de árboles pequeños, de individuos jóvenes de las especies referidas anteriormente, así como de otros (*Eugenia* sp., *Oreopanax xalapensis* y *Cleyera integrifolia*). El estrato arbustivo es escaso pero destaca la presencia a bajas densidades de *Chamaedora* sp. El herbáceo es sumamente ralo. Entre los árboles se encuentran plantas epífitas y trepadoras como *Canavalia villosa*, *Cologania biloba* y *Simimilax spinosa*. Eventualmente se encuentran elementos del bosque de encino, como *Quercus sytophylla*, *Q. Obtusata*, *Arbutus xalapensis* y *Pinus devoniana* (Blanco 1994). Aún en época de secas se percibe una atmósfera bastante húmeda, la temperatura es templada. Al final de la cañada hacia el sur, se encuentran algunos cafetales bastante viejos (1,050 msnm).

Cultivos y Parcelas (Plantaciones =P)

Áreas perturbadas dedicadas a algún cultivo de los 1,000 msnm hacia abajo, con remanentes de bosque tropical o del bosque mesófilo. Se ubican dentro del Municipio de Xalisco, que tiene una superficie de 3,804 ha en producción de café de sombra (304.3 consideradas como marginales para el cultivo). El Cuarenteño, es el ejido que más destaca por su producción cafetalera. Las localidades de estudio fueron:

Secundaria (S)

Se ubica aproximadamente a 1 kilómetro al oeste y norte del inicio de El Cuarenteño, entre los 1,000 y 1,090 msnm. En sus porciones elevadas hay cultivos de café y plátano con cultivos anuales y en sus porciones más bajas con pendientes pronunciadas (cañadas, formadas por el arroyo La Soledad) se encuentran remanentes de vegetación mesófila y cafetales, en los cuales se presentan corrientes de agua intermitentes en época de lluvia.

Beneficio (B)

Aproximadamente a 1 kilómetro al este del poblado, entre los 980 y 900 msnm, se ubica este sitio donde predominan los cultivos de café y en sus lomeríos hay platanares y algo de cultivo de chile. Con riachuelos en época de lluvias, lo cual cambia su paisaje. Presenta encinares de unos 25 a 30 m de alto.

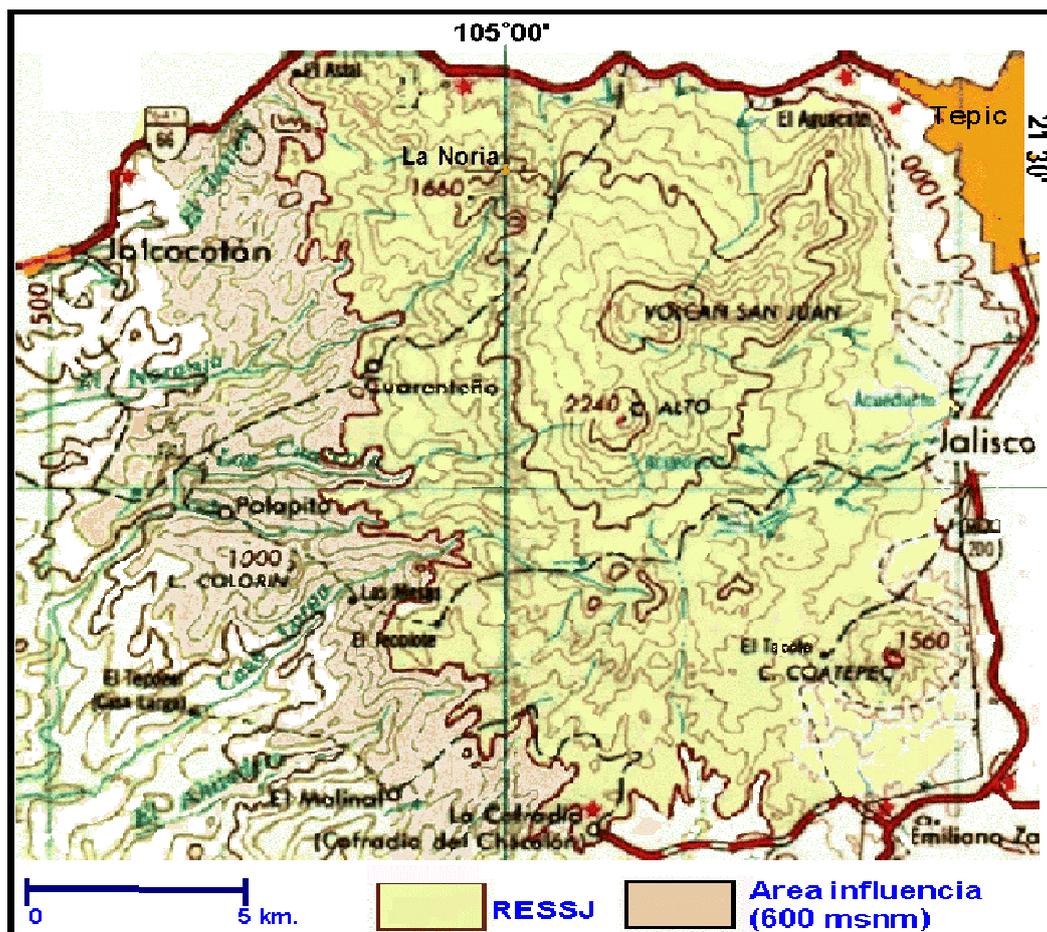


Figura 5. Límites de la Reserva Estatal Sierra de San Juan (RESSJ) entre los 1,000 y 980 msnm y área de influencia (1,000-600 msnm). Mapa modificado de DETENAL (1974).

El Aguacate. (A)

De los 920 a los 980 msnm, se encuentra este sitio, a unos 1.5km al suroeste del poblado. Aquí el cultivo de aguacate representa alrededor del 65% del recorrido y el resto corresponde a parcelas de maíz y un poco de cafetales y platanares, con algo de encinares entre ellos y de vegetación secundaria.

Trozada (T)

Se sitúa a 2km al sur-suroeste de El Cuarenteño y es atravesado por el camino de terracería que va a Palapitas. Presenta pendientes dirigidas al este y oeste y abarca un gradiente que va de los 800 msnm a los 650 msnm. Predominan los cultivos de plátano (en las lomas) y cafetales de sombra (en las cañadas). En sus laderas se llega a observar aún algo de remantes de la vegetación original (bosque tropical), así como secundaria. Entre los cultivos se encuentran algunos árboles de 20 a 30 m de alto, entremezclados con algunos encinares.

LITERATURA CITADA

- AGUILAR-ORTÍZ, F. 1982. Estudio ecológico de las aves de cafetal. En: *Estudios de ecología en el agrosistema cafetal*. Avila, J. (ed.). Instituto Nacional de Investigaciones sobre Recursos Bióticos. Xalapa, Veracruz, México. 103-128.
- AGUIRRE, L. G. 1976. *El papel de algunas aves en la dinámica que se establece entre las zonas abiertas al cultivo y a la ganadería y a la selva alta perenifolia en Balzapote, Veracruz*. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, U.N.A.M., México, D.F. 40 pp.
- AKCAKAYA, H.R. Y J. L. ATWOOD. 1997. A Habitat-Based Metapopulation Model of the California Gnatcatcher. *Conservation Biology* 11 (2): 422-434.
- ALEIXO, A. 1999. Effects of selective logging on a bird community in the Brazilian Atlantic forest. *Condor* 101: 537-548.
- AMBUEL, B. Y S. TEMPLE. 1983. Area-dependent changes in bird communities and vegetation of southern Wisconsin forests. *Ecology* 64: 1057-1068.
- ANDERSON, D.L. 2001. Landscape heterogeneity and diurnal raptor diversity in Honduras: the role of indigenous shifting cultivation. *Biotropica* 33(3): 511-519.
- ANDERSON, S. H. 1991. *Managing our wildlife resources*. 2a Ed. Prentice-Hall. Nueva Jersey, EUA.
- ANDRÉN, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat; a review. *Oikos* 71: 355-366.
- ANDRÉN, H. Y P. ANGELSTAM. 1988. Elevated predation rates as an edge effect in habitat islands: experimental evidence. *Ecology* 69: 544-547.
- ANNAND, E.M. Y F.R. THOMPSON. 1997. Forest bird respond to regeneration practices in central hardwood forests. *Journal of Wildlife Management* 61: 159-171
- ARRIAGA, W.S. 1985. Evaluación preliminar del daño causado por aves de cacaotales de la Chontalpa, México. *Memorias VI Simposio Nacional de Ornitología*. México, D.F. 23-36.
- ARRIAGA, W.S. y F. LOZANO. 1980. *El papel de algunas aves en la ecología de las zonas abiertas a la agricultura en Balzapote, Veracruz*, México. Tesis profesional. Fac. de Ciencias, UNAM., Méx D.F. 81 pp.
- ARRIAGA, L., J.M. ESPINOZA, C. AGUILAR, E. MARTÍNEZ, L. GÓMEZ Y E. LOA (Coordinadores). 2000. *Regiones terrestres prioritarias de México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. D.F., México.
- ARRIAGA, W.S. , S. Calmé y C. Kampichler. 2008. Bird communities in rainforest fragments: guild responses to habitat variables in Tabasco, Mexico. *Biodiversity Conservation* 17:173-190.
- ASKINS, R. A., J.F. LYNCH Y R. GREENBERG. 1990. Population declines in migratory birds in eastern North America. *Currents in Ornithology* 7: 1-57.
- BABB, S. K. 1987. Avances en el conocimiento de la avifauna de dos localidades de la Cuenca del Lerma, México. *Memorias V Simposio sobre Fauna Silvestre. Fac. de Medicina Veterinaria y Zootecnia, UNAM. México*, D.F. 226-234.
- BABB, S. K. 1991. La comunidad de aves en los medios agrícolas de la Cuenca del Río Lerma. *Universidad y Ciencia, UJAT* 8(15):5-14.
- BABB, S. K. 2000. La Sierra de San Juan, Nayarit. Arizmendi, M. C. y L. Márquez (Eds). En: *Areas de Importancia para la conservación de las aves (AICA)*. México, D.F.
- BABB, S. K., I. ESPINOSA Y L. MORA, 1999a. Aves endémicas y raras en el centro-occidente de Nayarit. Prioridades de Conservación. *Memorias III Reunión de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Nayarit*. CONACyT-UAN, México.: 174-175.
- BABB, S. K., L. MORA, A.L. CALZADA Y I. ESPINOSA^p. 1999. La fauna silvestre de la reserva ecológica de la Sierra de San Juan, Nayarit y su área de influencia hacia la costa. *Simposio sobre fauna silvestre*. Nuevo León. FMVZ, UNAM: 30-31.
- BABB, S. K., Y L. MORA, 2002. La fauna silvestre de la Sierra de San Juan. En: Ordenamiento Ecológico del territorio de la Reserva ecológica Sierra de San Juan, Nayarit, México. Bojórquez, S., Marceño, F.S., Nájera, G.O., Flores, V., González, F., Zamorano, J. y K. Babb. CEMIC, Univ. Aut. Edo. Nayarit. México. 161 pp
- BABB, S. K. Y I. ESPINOZA. 2006. Asignando valores para la conservación de la avifauna y de sus hábitats: un caso, la avifauna de la Sierra de San Juan, Nayarit. CBO-07. p1-6. *Memorias XI Congreso Internacional y XI Nacional de Ciencias Ambientales*. Sánchez-Salinas, E. y M. Ortíz-Hernández. (Coord). Univ. Aut. Edo. de Morelos. Morelos, México.
- BART, J. 2005. Monitoring the abundance of bird populations. *Auk* 122 (1): 15-25.
- BAWA, K., KRESS, W.J. Y N.M.

- NADKAMI. 2004. Beyond paradise-meeting the challenges in tropical biology in 21st century. Special Report. *Biotropica* 36 (4):
- BELFRAGE, K., BJORKLUND, J. Y L. SALONOM. 2005. The effects of farm size and organic farming on diversity of birds, pollinators and plants in Swedish landscape. *Ambio* 34 (8):51-83.
- BELISLE, M. Y A. DESROCHERS. 2002. Gap-crossing decisions by forest birds: an empirical basis for parameterizing spatially-explicit, individual-based models. *Landscape Ecology* 17: 219-231.
- BELLAMY, P.E., S.A. HINSLEY Y L. NEWTON. 1996. Factors influencing bird species numbers in small woods in south-east England. *J. Applied Ecology* 33: 249-262.
- BEST, L., K. FREMARK, J. DINSMORE Y M. CAMP. 1995. A review and synthesis of habitat use by breeding birds in agricultural landscapes of Iowa. *Am. Midland Naturalist* 134: 1-29.
- BIERREGAARD, R. Y T.E. LOVEJOY. 1989. Effects of forest fragmentation on Amazonian understory bird communities. *Acta Amazonica* 19: 215-241.
- BLAKE, J.G. 1987. Species-area relationships of winter residents in isolated woodlots: area and habitat relationships *Wilson Bull.* 99: 243-252.
- BLAKE, J.G., J.M. HANOWSKI, G.J. NIEMI Y P.T. COLLINS. 1994. Annual variation in bird populations of mixed conifer-northern hardwood forests. *Condor* 96: 381-399.
- BLANCO, C.M. 1990. Marco geográfico de la reserva ecológica Sierra de San Juan, Nayarit. *Memorias XII Congreso Nacional de Geografía*, Tepic, Nayarit: 176-189.
- BLANCO, C.M. 1994. *La Vegetación de la Sierra de San Juan, Nayarit, México*. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, UNAM. México, D.F. 87 pp.
- BOHÁC, J. Y R. FUCHS. 1993. The structure of Animal Communities as Bioindicators of Landscape Deterioration. En: *Bioindicators and Environmental Management* (Jeffrey, D.W. y B. Madden (Eds)). 165-190 pp. Academic Press, N. York.
- BÖHNING-GAESE, K., M.L. TAPER Y J.H. BROWN. 1993. Are declines in North America insectivorous song birds due to causes on the breeding range? *Conservation Biology* 7: 76-86.
- BOJÓRQUEZ, S.I. Y M. BLANCO. 1991. La tenencia de la tierra y la conservación de la reserva ecológica Sierra de San Juan, Nayarit. *Memorias del II Congreso Nacional de Geografía Valentín Gómez Farías*. Guadalajara, Jalisco.
- BOJÓRQUEZ, S.I. 1995. *Levantamiento de suelos de la reserva ecológica Sierra de San Juan, Nayarit, México*. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias, UNAM. 100 pp.
- BOJÓRQUEZ, S.I. Y J. LÓPEZ. 1993. Zonificación del cultivo de la caña de azúcar en la la reserva ecológica Sierra de San Juan, Nayarit, México. *Resúmenes del XII Congreso Mexicano de Botánica*. Mérida Yucatán
- BOJÓRQUEZ, S.I., MARCELEÑO, F.S., NÁJERA, G.O., FLORES, V.F., GONZÁLEZ, F.R., ZAMORANO, J.J. Y K. S. BABB. 2002. *Ordenamiento Ecológico del Territorio de la Reserva ecológica Sierra de San Juan, Nayarit, México* Univ. Dirección de Investigación Científica, Aut. Edo. Nayarit, México. 161 pp+ anexos.
- BOLGER, D.T., A.C. ALBERTS Y M.E. SOULE. 1991. Occurrence patterns of bird species in habitat fragments: sampling, extinction and nested subsets. *American Naturalist* 137: 155-166.
- BORGELLA, R. A., SNOW, A Y T.A. GAVIN. 2001. Species richness and pollen loads of hummingbirds using forests fragments in southern Costa Rica. *Biotropica* 33 (1): 90-109.
- BOURQUE, J. Y M. VILLARD. 2000 . Effects of Selection Cutting and Landscape-Scale Harvesting on the Reproductive Success of Two Neotropical Migrant Bird Species. *Conservation Biology* 15 (1): 184-195.
- BUGG, R. 2001. Restoration ecology and conservation biology in agriculture (Part I). *Sustainable Agriculture* 13 (3): 7 pp.
- BURGESS, F. EIGENBROD, N. PICKUP, V.A. OLSON, A. J. WEBSTER, T.S. DING, P.C. RASMUSSEN, R.S. RIDGELY, A.J. STATTERSFIELD, P.M. BENNET, T.M. BLACBURN, K.J.GASYTON Y I.P.F. OWNES. 2005. Global hotspots of species richness are not congruent with endemism or threat. *Nature* 436: 1116-1119.
- CALZADA, G.A. 1997. *Evaluación de la estructura y distribución de las aves insectívoras en agrosistemas de la Reserva ecológica Sierra de San Juan, Nayarit*. Tesis Licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM. México, D.F. 66p.
- CARLISLE, J.D., STOCK, S.L., KALTENECKER, G.S. Y D.L. SWAINSON. 2004. Habitat associations, relative abundance, and species richness of autumn landbird migrants in Southwestern Idaho. *Condor* 106 ; 549-566.
- CARLO, T.A., COLLAZO, J.A. Y M.J. GROOM. 2004. Influences of fruit diversity and abundance on bird use of two shaded coffee plantations. *Biotropica* 36 (4): 602-614.
- CARRILLO, A.B. 1989. *Avifauna de la Laguna de San Mateo y alrededores, Municipio de Texcalyacac, Estado de México*. Tesis Profesional, UNAM. México, D.F. 85 pp.

- CELAYA, R.J. 1983. *Influencia del pájaro charretero, Agelaius phoeniceus phoeniceus (Linnaeus) en el cultivo de arroz del Estado de Morelos, México*. Tesis profesional. Escuela de Ciencias Biológicas. U.A.M. Morelos, México. 40 pp.
- Cerezo, A., S. Perelman y C.S. Robbins. 2010. Landscape-level impact of tropical forest loss and fragmentation on bird occurrence in eastern Guatemala. *Ecological Modelling* 221: 512-526.
- CHAMBERLAIN, D., WILSON, J. Y R. FULLER. 1999. A comparison of bird populations on organic and conventional farm systems in southern Britain. *Biological Conservation* 88: 307-320.
- CHAMBERLAIN, D., WILSON, J. Y J. VICKERY. 2002. Declining farmland bird: Evidence from large-scale monitoring studies in the U.K.. *British Birds* 95: 300-310.
- CHETTRI, N., D. CHANDRA, E. SHARMA Y R. JACKSON. 2005. The relationship between bird communities and habitat. *Mountain Research Development* 25 (3): 235-243.
- COHEN, E. B Y C.A. LINDELL. 2004. Survival, habitat use and movements of fledging white-throated robins (*Turdus assimilis*) in a Costa Rican Agricultural Landscape. *Auk* 121: 404-414.
- COLWELL, R. K., RAHBK, C. Y N.J. GOTELLI. 2004. The Mid-domain effect and species richness patterns: what have we learned?. *Am. Nat.* 163: 1-23.
- CRUZ-ARAGÓN^a, A., SILLET T.S., Y R. GREENBERG. 2009. An experimental study of habitat selection by birds in coffee plantations, *Ecology* 89(4):921-927.
- CRUZ-ARAGÓN^b, A., BAENA, M.L. Y R. GREENBERG. 2009. The contribution of epiphytes to the abundance and species richness of canopy insects in a mexican coffee plantation. *J. Tropical Ecology* 25:453-463.
- CRUZ, M.A. Y C. MALDONADO. 1986. *Contribución al conocimiento de la avifauna de los alrededores de la Laguna de Yuriria, del Bajío del Estado de Guanajuato*. Tesis Profesional, UNAM. México, D.F. 87 pp.
- DESROCHERS, A. Y M.J. FORTÍN. 2000. Understanding avian responses to forest boundaries: a case study with chickadee winter flocks. *Oikos* 91: 376-384.
- DETENAL. 1974. *Carta topográfica de Nayarit*. Escala 1:50,000. Hojas F-13 a D39 y D31. DETENAL, México.
- DIRZO, R. Y P.H. RAVEN. 2003. Global state of biodiversity and loss. *Ann. Ev. Env. Resource*, 28:137-167.
- DOHERTY, P. Y T.C. GRUBB. 2000. Habitat and landscape correlates of presence, density and species richness of birds wintering in forest fragments in Ohio. *Wilson Bulletin* 112 (39): 388-394.
- DONALD, P., G. PISANO, M. RAYMENT Y D. PAIN. 2002 A common Agricultural Policy, EU enlargement and the conservation of Europe's farmland birds. *Agric. Ecosyst. Environ.* 89 (3): 167-182.
- ESCALANTE, P.B. 1984. *Estudio distribucional de la avifauna del Estado de Nayarit*. Tesis Profesional. Facultad de Ciencias, UNAM. México, D.F. 150 pp.
- ESCALANTE, P.B. 1988. *Las Aves de Nayarit*. Universidad Autónoma de Nayarit. México.
- ESPINOSA, H., I. 1999. *Distribución de la riqueza, endemismo y rareza: criterios para la conservación de las aves de la Sierra de San Juan, Nayarit, México*. Tesis Profesional. Facultad de Ciencias, UNAM. México, D.F. 92 pp.
- ESTRADA, A. R. COATES-ESTRADA, D. MERRIT, S. MONTIEL Y D. CURIEL. 1993. Patterns of frugivore species richness and abundance in forest islands and in agricultural habitats at Los Tuxtlas, Mexico. *Vegetatio* 107-108: 245-257.
- ESTRADA, A., COATES-ESTRADA R. Y MERRIT D. 1997. Anthropogenic landscape changes and avian diversity at Los Tuxtlas, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 6: 19-43
- ESTRADA, A., CAMMARANO, P. y R. COATES-ESTRADA. 2000. Bird species richness in vegetation fences and in strips of residual rain forest vegetation at Los Tuxtlas, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 9: 1399-1416.
- EWERS, R. Y R.K. DIDHAM. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews* 81: 117-142.
- FAABORG, J., M. BRITTINGHAM, T. DONOVAN Y J. BLAKE. 1995. Habitat fragmentation in the temperate zone. Pp. 357-380. En: Martin, T.E. and D.M. Finch. *Ecology and Management of Neotropical Migratory Birds. A synthesis and review of critical issues*. Oxford University Press, Nueva York, EUA.
- FAO. 2009. State of the world's forest. 2009. FAO, Roma, Italia.
- FITZPATRICK, J.W.: 1980. Wintering of North American tyrant flycatchers in the Neotropics. Pp. 67-78. En: Keast, A. y E.S. Morton. *Migrant Birds in the neotropics; ecology, behavior, distribution and conservation*. Smithsonian Institution Press. Washington, D.C., EUA.
- FLUETSCH, K. Y D. SPARLING. 1994. Avian nesting success and diversity in conventionally and organically managed apple orchards. *Environmental Toxicology and*

Chemistry 13: 1651-1659.

FREEMAN, K. Y D. KIRK. 2001. Birds on organic and conventional farms in Ontario: partitioning effects of habitat and practices on species composition and abundance. *Biological Conservation* 101: 337-350.

FRIEBERG, A. 2004. Avian nest success in Midwestern forests fragmented by agriculture. *Condor* 106: 116-139.

FULLER, R., D. CHAMBERLAIN, N. BURTON Y S. J. GOUGH. 2001. Distributions of birds in lowland agricultural landscapes of England and Wales: How distinctive are bird communities of hedgerows and woodland? *Agric. Ecosyst. Environ.* 84: 79-92.

GAGGIOTTI, O.E. Y I., HANSKI. 2004. Mechanisms of population extinction. En: *Genetics, evolution and metapopulations*. Hanski. I y O. Gaggiotti, O. (Eds.). 337-366 pp. Elsevier Academic Press, EUA:

GATES, J. E. AND N.R. GRIFFIN.. 1991. Neotropical migrant birds and edge effects at a forest stream ecotone. *Wilson Bulletin* 103: 204-217.

GENTRY, D., D.L.SWANSON AND J.D. CARLISLE. 2006. Species richness and nesting success of migrant forest birds in natural river corridors and anthropogenic woodlots. *Condor* 108: 140-153.

GERMAINE, SS., S.H. VEESEY. Y D.E. CAPEN. 1997. Effects of small forest openings on the breeding bird community in a Vermont hardwood forest. *Condor* 99: 708-718.

GIBBS, J.P. Y J. FAABORG. 1990. Estimating the viability of Ovenbird and Kentucky Warbler populations in forest fragments. *Conservation Biology* 24: 193-196.

GILPIN, M.E. Y M.E. SOULE. 1986. Minimum viable populations: process of species extinctions. Pp. 19-34. En: M.E. Soule (Ed.). *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sinauer, Sunderland, Massachusetts, EUA.

GÓMEZ-POMPA, A., R. DIRZO Y A. KAUS. 1995. *Reservas de la Biósfera y otras áreas naturales protegidas de México*. INECONABIO, México. Cap. Otras áreas protegidas, 1151-157 pp.

GOODMAN, D. 1987. The demography of chance extinction. Pp. 11-34. En: M.E. Soule (Ed.). *Viable populations for conservation*. Cambridge University Press, Reino Unido.

GOOSEM, M. 1997. Internal fragmentation: the effects of roads, highways and powerline clearings on movements and mortality of rain forest vertebrates. Pp. 241-255. En: Laurence, W.F. y R. O. Bierregaard (Eds.). *Tropical Forest Remnants*. University Chicago Press, EUA.

GORDON, C., R. MANSON, J. SUNDBERG

Y A. CRUZ-ARAGÓN. 2007. Biodiversity, Profitability and vegetation structure in a Mexican coffee ecosystem. *Agriculture, Ecosystems and environment* 118: 256-266.

GRAHAM, C. 2001. Habitat selection and activity budgets of keel-billed toucans at the landscape level. *Condor* 103: 776-784.

GRAHAM, C. Y J.G.BLAKE. 2001. Influence of patch-landscape level factors on bird assemblages in a fragmented tropical landscape. *Ecological Applications* 11(6): 1709-1728.

GRAHAM, C, MARTÍNEZ-LEYVA, E. Y L. CRUZ-PAREDES. 2002. Use of fruiting trees by birds in continuous forest and riparian forest remnants in Los Tuxtlas, Veracruz, México. *Biotrópica* 34 (4): 589-597.

GREENBERG, R. 1992. Forest migrants in non-forest habitats on the Yucatan Peninsula. Pp; 273-286. En: *Ecology and conservation of Neotropical landbirds*. Hagan, J. y D.W. Johnston (Eds.). Smithsonian Institution Press. Washington, EUA..

GREENBERG, R. 1994. Coffee and birds. *Smithsonian Mag.* 25 (11): 24-27.

GREENBERG, R. P. 1996. Manage forest patches and diversity of birds in southern Mexico, Pp.59-90. En: Schelhas, J y Greenberg, R (Eds). *Forest patches in Tropical Landscapes*. Washington, D.C. EUA.

GREENBERG, R., P. BICHIR, A. CRUZ ANGON Y R. REITSMA. 1997. Bird populations in shade and sun coffee plantations in Central Guatemala. *Conservation Biology* 11: 448-459.

GREENBERG, R., P. BICHIR, A. CRUZ, C. MACVEAN, R. PÉREZ y E. CANO. 2000^a The impact of avian insectivory on arthropod and leaf damage in some Guatemalan coffee plantations. *Ecology* 81:

GREENBERG, R., P. BICHIR, AND CRUZ, -ARAGÓN, A. 2000^b The conservation value for birds of cacao plantations with diverse planted shade in Tabasco, Mexico. *Animal Conservation* 3(12): 105-112.

GUICHARD, R.C. 1986. *Contribución al conocimiento de la avifauna asociada a los sistemas agropecuarios en el Municipio de Apaxtla de Castrejón, Estado de Guerrero*. Tesis Profesional, UNAM. Méx., D.F. 111 pp.

HAMES, R.S. 1998. BFL Analyzes Early Results. *Birdscope* 12 (2): 14-16.

HAMES, R.S., K.V. ROSENBERG, J. D. LOWE Y A. A. DHONDT. 2001. Site reoccupation in fragmented landscapes: testing predictions of metapopulation theory. *Journal of Animal Ecology* 70: 182-190.

HANSEN, A.D. Y D.L. URBÁN. 1992. Avian response to Landscape pattern: the role of species life histories. *Landscape Ecology* 7: 163-180.

- HANSEN, J.M., P. MCKINLEY, A.L. MEECHAN Y S.L. GROVE. 1997. Diversity and abundance of landbirds in a northeastern industrial forest. *Journal of Wildlife Management* **61**: 718-735.
- HANSKI, I.A. Y M.E. GILPIN (eds.). 1997. *Metapopulation biology-ecology, genetics and evolution*. Academic Press, California, EUA..
- HANSKI, I.K., T.J. FENSKE Y G.J. NIEMI. 1996. Lack of edge effect in nesting success of breeding birds in managed forest landscapes. *Auk* **113**: 578-585.
- HERNÁNDEZ, A.A. 2000. *Análisis de la riqueza estacional y altitudinal de murciélagos (Chiroptera: Mammalia) en la Sierra de San Juan, Nayarit*. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, UNAM. México, D.F. 98 pp
- HOLMES, R. T. Y T. SHERRY. 1988. Assessing population trends of New Hampshire forest birds: local vs. Regional patterns. *Auk* **105**: 756-768.
- HOLMES, R.T., P.P. MARRA Y T.W. SHERRY. 1996. Habitat-specific demography of breeding black throated blue warblers (*Dendroica caerulescens*): implications for population dynamics. *J. of Animal Ecology* **65**: 183-195.
- HUSAK, S. M. Y E.T. LINDER 2004. Geographic locale and relative dominance patterns among North American passerine communities. *Ecography* **11**: 668-676.
- HUTTO, R. L. 1980. Winter habitat distribution of migratory land birds in western Mexico, with special reference to small foliage-gleaning insectivores. Pp. 181-203. En: Keast, A. y E.S. Morton. *Migrant Birds in the neotropics; ecology, behavior, distribution and conservation*. Smithsonian Institution Press. Washington, D.C., EUA.
- HUTTO, R. L. 1986. Migratory landbirds in Western Mexico: a vanishing habitat. *Western wildlands* **11**: 12-16.
- HUTTO, R. L. 1988. Is tropical deforestation responsible for the reported declines in neotropical migrant populations? *American Birds* **42**: 375-379.
- HUTTO, R. L. 1989. The effect of habitat alteration on migratory land birds in a West Mexican Tropical deciduous forest: A conservation Perspective. *Conservation Biology* **3** (2): 138- 148.
- HUTTO, R.L., S.J. HEJL, C.R. PRESTON Y D.M. FINCH. 1992. Effects of silvicultural treatments on forest birds in the Rocky Mountains: implications and management recommendations. Pp. 386-391. En: D.M. Finch y P.W. Stangel (Eds.) *Status and management of Neotropical migratory birds*. General Technical report RM-229. U.S. Dep. of Agriculture. Colorado, EUA.
- JOBIN, B., J. DESGRANGES Y C. BOUTIN. 1998. Farmland habitat use by breeding birds in southern Quebec. *Can. Field Naturalist* **112**: 611-618.
- JOBIN, B., L. CHOINIERE Y L. BÉLANGER. 2001. Bird use of three types of field margins in relation to intensive agriculture in Québec, Canada. *Agric. Ecosyst. Environ.* **84**: 131-143.
- JOHNS, A.D. 1985. Selective logging and wildlife conservation in tropical rainforest: problems and recommendations. *Biological Conservation* **31**: 353-375.
- JOHNS, A.D. 1986. Effects of selective logging on the ecological organization of a peninsular malaysian rain forest. *Forktail* **1**: 65-79.
- JOHNS, A.D. 1996. Bird population persistence in Sabahan logging concessions. *Biological Conservation* **75**: 3-10.
- JOHNS, J.S., BARRETO, P. Y C. UHL. 1997. Logging damage during planned and unplanned logging operations in the eastern Amazon. *Forest Ecology and Management* **75**: 59-77..
- JOHNSON, M.D., T.W. SHERRY, HOLMES, R.T. Y P.P. MARRAS. 2006. Assessing habitat for a migratory songbird wintering in natural and agricultural habitats. *Conservation Biology* **20**(5): 1433-1444.
- JOHNSON, M.H. 2000. Effects of shade trees species and crop structure on the winter arthropod and bird communities in a Jamaican shade coffee plantation. *Biotropica* **37**: 133-145.
- KASUMOVIC, M.M., L.M. RATCLIFFE Y P.T. BOAG. 2009. Habitat fragmentation and patternity in least flycatcher, *Wilson Bull.* **121**(2):306-313.
- KATTAN, G.H., H. ALVAREZ-LÓPEZ Y M. GIRALDO. 1994. Forest fragmentation and bird extinctions: San Antonio eighty years later. *Conservation Biology* **8**: 138-146.
- KELLERMANN, J.L., M. D. JOHNSON, A.M. STERCHO Y S.C. HACKETT. 2008. Ecological and economic services provided by birds on Jamaican coffee farms. *Conservation Biology* **22**(5):1177-1185.
- KERR, J.T. Y T. V. BURKEY. 2002. Endemism, diversity, and the threat of tropical moist forest extinctions. *Biodiversity and Conservation* **11**: 695-704.
- KEYSER, A., KEYSER, M.T, Y D.E. L. PROMISLOW. 2004. Life-history variation and demography in western bluebirds (*Sialia mexicana*). *Auk* **121**: 118-133.
- KING, D., C. R. GRIFFIN Y R. DEGRAAF. 1996. Effects of Clearcutting on Habitat Use and Reproductive Success of the

- Ovenbird in Forested Landscapes. *Conservation Biology* **10** (3): 1380-1386.
- KING, D., C. R. GRIFFIN Y R. DEGRAAF. 1997. Effect of clearcut borders on distribution and abundance of forest birds in northern New Hampshire. *Wilson Bulletin* **109**: 239-245.
- KIRK, D.A. M.EVENDEN Y P. MINEAU. 1996. Past and current attempts to evaluate the role of birds as predators of insect pests in temperate agriculture. *Current Ornithology* **13**: 175-269.
- KNICK, S. T. Y J. ROTENBERRY. 2000. Ghosts of habitats past: contribution of landscape change to current habitats used by shrubland birds. *Ecology* **81**: 220-227.
- KNUTSON, M.G., G. J. NIEMI; W.E. NEWTON Y M. A. FRIEBERG. 2004. Avian nest success in Midwestern forests fragmented by agriculture. *Condor* **106**: 116-139.
- KOMAR, O. 2006. Ecology and conservation of birds in coffee plantations: a critical review. *Bird Conservation International* **16**: 1-23.
- KROODSMA, R. L. 1984. Effect of edge on breeding forest bird species. *Wilson Bulletin* **96**: 426-436.
- LEACH, M.K. Y T.J. GIVINISH. 1996. Ecological determinants of species loss in remnant prairies. *Science* **273**: 1555-1558.
- LINDELL, C.,A. Y M.L. SMITH. 2003. Nesting bird species in sun coffee, pasture and understory forest in southern Costa Rica. *Biodiversity and Conservation* **12**: 423-440.
- LINDELL, C.,A., W. CHOMENTOWSKI, R. ZOOK Y S.A.KAISER. 2006. Generalizability of neotropical bird abundance and richness models. *Animal Conservation* , **9**(4): 445-455.
- LINDELL, C.,A., S.K., RIFELL, S.A. KAISER, A.L. BATTIN, M.L. SMITH Y T.D: SISK. 2007. Edge responses of tropical and temperate birds. *Wilson J. of Ornithology* **119**: 205-220.
- LOKEMOEN, J. Y J. BEISER. 1997. Bird use and nesting in conventional, minimum-tillage and organic cropland. *J. of Wildlife Management* **61**: 644-655.
- LORD, J.M. Y D.A. NORTON. 1990. Scale and the spatial concept of fragmentation. *Conservation Biology* **4**: 197-202.
- LYNCH, J.F. Y D.F. WHIGHAM. 1984. Effects of ofrest fragmentation on breeding bird communities in Maryland, USA. *Biological Conservation* **28**: 287-324.
- LYNCH, J.F. 1989. Distribution of overwintering nearctic migrants in the Yucatan Peninsula, I: General Patterns of occurrence. *Condor* (9): 515-544.
- LYNCH, J.F. 1992. Distribution of overwintering nearctic migrants in the Yucatan Peninsula, II. Use of native and human modified vegetation. En: Hagan, J. y D. Jonston (Eds.). *Ecology and conservation of neotropical landbirds*. Smithsonian Inst. Press, Washington, EUA. 178-196.
- MACARTHUR, R. H. Y E.O. WILSON. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton Univer. Press, N.Jersey, EUA.
- MARDSEN, S. J., WHIFFIN, M. Y M. GALETTI. 2001. Bird diversity and abundance in forest fragments and Eucalyptus plantations around an Atlantic forest reserve, Brazil. *Biodiversity and Conservation* **10**: 737-751.
- MÁRQUEZ, G.A.Y J.J. LEMUS. 2000. Contribución al estudio de Macromicetos en la Reserva Ecológica Sierra de San Juan. *Memorias IV Reunión de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Nayarit, Tepic*. 187-188.
- MCINTYRE, N.E. 1995. Effects of forest patch size on avian diversity. *Landscape Ecology* **10**: 85-99.
- MCKAY, W.D. 1980. The influence of agriculture on avian communities near Villavicencio, Colombia. *Wilson Bull* **92**(3): 381-389.
- MOORMAN, C.E., GUYNN, D.C. Y J.C. KOLGO. 2002. Hooded warbler nestig success adjacent to group selection and clearcut edges in a southeastern bottomland forest. *Condor* **104**:366-377.
- MORDECAI, R.S., R.J. COOPER Y R. JUSTICIA. 2009. A threshold response to habitat disturbance by forest birds in the Choco Andean corridor, North West Ecuador. *Biodiversity and conservation* **14**(9); 2421-2431.
- MOREBY, S. Y C. STOATE. 2001. Relative abundance of invertebrate taxa in the nestling diet of three farmland passerine species, Dunnock *Prunella modularis*, Whitethroat *Sylva communis* and Yellowhammer *Emberzia citrinella* in Leicestershire, England. *Agric. Ecosyst. Environ.* **86** (2): 125-134.
- MURCIA, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* **10**: 58-62.
- NÁJERA, A. Y J.A. SIMONETTI. 2009. Enhancing avifauna in comercial plantations, *Conservation Biology* **24**(1):319-324.
- NAKA, L.N. 2004. Structure and organization of canopy bird assemblages in Central Amazonia. *Auk* **121** (1): 88-102.
- NAVARRO, S.A.G. Y H.BENÍTEZ. 1993. Patrones de riqueza y endemismo de las aves. *Rev. Ciencias* **7**:45-54.
- NEWTON, I. 1998. *Population limitation in Birds*. Academic Press, Londres.
- NORTON, M.R. Y S.J. HANNON. 1997. Songbird response to partial-cut logging in the boreal mixedwood forest of Alberta. *Canadian*

Journal of Forest Research 27: 44-53.

NOUR, N. 1997. *Ecological and behavioural effects of habitat fragmentation on forest birds.* Ph.D. diss., Univ. Of Antwerp, Bélgica.

OLIARNYCK, C.J., Y R.J. ROBERTSON. 1996. Breeding behavior and reproductive success of Cerulean warblers in Southeastern Ontario. *Wilson Bulletin* 108(4): 673-683.

OWENS, R.A. Y M.T. MYRES. 1973. Effects of agriculture upon populations of native passerine birds of an Alberta grassland. *Can. J. Zoology* 51:697-713.

PATON, P.W. 1994. The effect of edge on avian nest success: how strong is the evidence?. *Conservation Biology* 8: 17-26.

PERES, C. A. 1990. Effects of hunting on western amazonian primate communities. *Biological Conservation* 54: 47-59.

PERFECTO, I. R. RICE, R. GREENBERG Y M.VAN DER VOORT. 1996. Shade coffee: A disappearing refuge for biodiversity. *BioScience* 46: 598-608.

PHILPOTT, S.M., GREENBERG, R, BICHR, P. Y I. PERFECTO. 2004. Impacts of major predators on tropical agroforest arthropods: comparisons within and across taxa. *Oecologia* 140: 140-149.

PHILPOTT, S. M., W.J., ARENDT, I., ARMBRECHT, L., BICHR, P., DIETCHIS, T., GORDON, C., GREENBERG, R., P., PERFECTO, I., REYNOSO, R., SOTO PINTO, L., TEJEDA-CCRUZ, G., WILLIAMS, G., VALENZUELA, J. Y J.M. ZOLOTOFF. 2008. Biodiversity loss in Latin American coffee landscapes: review of the evidence on ants, birds and trees. *Conservation Biology* 22(5):1093-1105.

PIMM, S.L. 1986. Community structure and stability. Pp. 309-329. En: M. Soulé (Ed.) *Conservation Biology; the science of scarcity and diversity*. Snauer Sundeland, Massachusetts, EUA

PINKUS, R.M., NÚÑEZ, G., V.PARRA-CUADRO Y Y. HÉNAULT. 2006. Spider diversity in coffee plantations with different management in south east Mexico. *Jornal of Arachnology* 34(1): 104-112.

PUTZ, F.E., G. BLATE, K. REDFORD, R. FIMBEL Y J. ROBINSON. 2001. Tropical forest management and conservation of biodiversity: an Overview. *Conservation Biology* 15: 7-20.

RAMOS, O. M.F. 2002. *Análisis y evaluación ecológica de la avifauna marina y acuática del Occidente de Nayarit*. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, UNAM. México, D.F. 75 pp.

RAPPOLE, J.H. Y E.S. MORTON. 1985. Effects of habitat alteration on a tropical avian forest community. Pp. 1013-1021. En: Buckley, P.A. et al. (Eds.) *Neotropical Ornithology*.

AOU, American Ornithologist's Union Monographs No. 36. Washington, EUA.

RATTI, J.T. Y K.P. REESE. 1988. Preliminary test of the ecological trap hypothesis. *Journal of Wildlife Management* 52: 484-491.

REED, D.H. 2004. Extinction risk in fragmented habitats. *Animal Conservation* 7:181-191.

RENSBURG VAN, B., S.L. CHIOWN Y K.J. GASTON. 2002. Species Richness, Environmental Correlates, and Spatial Scale: A Test Using South African Birds. *American Naturalist* 159 (5): 566-577.

RITTENHOUSE, C.D. Y W.D. CLAWSON. 2010. Evaluation of habitat suitability models for passerines using demographic data. *J. Wildlife Management* 74(3):411-422.

ROBINS, C.S. 1979. Effect of forest fragmentation on bird populations. Pp. 198-213. En: DeGraaf, R. and K.E. Evans (Eds.). *Management of northcentral and northeastern forests for nongame birds*. General Technical report NC-51. U.S. Forest Service, North Central Forest Experiment Station. Minn., EUA.

ROBBINS, C.S., J.R. SAUER, R.S. GREENBERG Y S. DROBEGE. 1989. Population declines in North American Birds that migrate to the Neotropics. *Proc. Nat. Academy Sci (US)* 86: 7658-7662.

ROBBINS, C.S., B. DOWELL, D: DAWSON, R. ESTRADA, A. SUTTON, R. SUTTON Y D. WEYER. 1992. Comparison of neotropical migrant landbird populations wintering in tropical forest, isolated forest fragments and agricultural habitats. Pp. 207-234. En: Hagan, J. y D. Johnston (Eds.). *Ecology and conservation of neotropical landbirds*. Smithsonian Inst. Press, Washington, EUA.

ROBINSON, J.G., K. H. REDFORD Y E. L. BENNET. 1999. Wildlife harvest in logged tropical forest. *Science* 284: 595-596.

RODENHOUSE, N., L. BEST, R.J. O. CONNOR Y E.K. BOLLINGER. 1995. Effects of agricultural practices and farmland structures. Pp: 269-293. En: Martin, T. Y D. Finch (Eds.). *Ecology and management of neotropical migratory birds. A synthesis and review of critical issues*. Oxford Univ. Press, N. Y. EUA.

ROJAS-CARRIZALES, H. 1994. *Los murciélagos (mammalia: Chiroptera) de la Sierra de San Juan, Nayarit, México*. Inf. del Servicio Social. UAM-Xochimilco. Méx. 78 pp.

SABINE, D.L., A.H. BOER AND W.B. BALLARD. 1996. Impacts of habitat fragmentation on pairing success of male Ovenbirds, *Seiurus auricapillus*, southern New Brunswick. *Canadian Field-Naturalist* 110: 688-693.

SANTIAGO, R. M.L. 1996.

Organización y uso temporal de aves frugívoras en agrosistemas de la Reserva Ecológica Sierra de San Juan, Nayarit. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, UNAM. México, D.F. 78 pp.

SECRETARÍA DE PROGRAMACIÓN Y PRESUPUESTO (SPP). 1981. *Síntesis Geográfica de Nayarit y Anexos cartográficos.* SPP, México, D.F.

SEKERCIOĞLU, C.H. Y R.F., SANDI. 2002. Forest fragmentation hits insectivorous birds hard. *Directions in Science 1*: 62-64.

SEKERCIOĞLU, C.H., EHRLICH, P.R., DAILY, G.C., AYGEN, D., GOEHRING, D. Y R.F. SANDI. 2002. Disappearance of insectivorous birds from tropical forest fragments. *Proc. Natl. Acad. Sci. 99 (1)*:263-267.

SEKERCIOĞLU, C.H., S.R. LOARIE Y F. OVIEDO. 2007. Persistence of forest birds in the Costa Rican agricultural countryside. *Conservation Biology 21(2)*: 482-494.

SHAHABUDDIN, G. Y R. KUMAR. 2006. Influence of anthropogenic disturbance on bird communities in a tropical dry forest: role of vegetation structure. *Animal Conservation 9(4)*: 404-413.

SHUTLER, D., A. MULLIE Y R. CLARK. 2000. Bird communities of prairie uplands and wetlands in relation to farming practices in Saskatchewan. *Conservation Biology 14*: 1441-1451.

SHERRY, T.W., M.D. JOHNSON Y M.S.STRONG. 2005. Winter food limit populations of migratory birds? En: *Birds of two worlds:ecology, life history and evolution of long distance migratory birds.* Greenberg, R.G. y P.P. Marra (Eds.). 414-425. John Hopkins Univ. Press, Maryland, EUA.

SILVA, J.L. Y S.D. STRAHL. 1991. Human impact on populations of chachalacas, guans and curassows (Galliformes: Cracidae) in Venezuela. Pp. 37-52. En: Robinson, J.G. y K.H. Reford (Eds) *Neotropical wildlife use and conservation.* University Chicago Press, EUA.

SIRIWARDENA, G., S. BAILLIE, H. CRICK Y J. WILSON. 2001. Changes in agricultural land-use and breeding performance of some granivorous farmland passerines in Britain. *Agric. Ecosyst Environ.*, **84**: 191-206.

SMITHSONIAN MIGRATORY BIRD CENTER. 1999. Certified shade- grown coffees. <http://www.si.edu/smbc/coffee/cafelist.htm>.

SODHI, N., M.R.POSA, T. MING Y I.G. WARKENTIN. 2008. Effects of disturbance or loss of tropical forest on birds. *Auk 125(3)*:511-519.

SPARKS, T.H., T. PARISH Y S. HINSLEY. 1996. Breeding birds in field boundaries in an agricultural landscape. *Agric. Ecosyt. Environ.* **60**: 1-8.

STOUFFER, P.C. Y R.O. BIERREGAARD. 1995^a. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecology 76*: 2429-2445.

STOUFFER, P.C. Y R.O. BIERREGAARD. 1995^b. Effects of forest fragmentation on understory hummingbirds in Amazonian Brazil. *Conservation Biology 9*: 1085-1094.

SUÁREZ, A.V., K. PFENNIG Y S.K. ROBINSON. 1997. Nesting success of a disturbance dependent songbird on different kinds of edges. *Conservation Biology 11*: 928-935.

TELLERÍA, J.L. Y T. SANTOS. 1997. Seasonal and interannual occupation of a forest archipelago by insectivorous passerines. *Oikos 78*: 239-248.

TELLEZ, V.O. 1995. *Flora, vegetación y fitogeografías de Nayarit, México.* Tesis de Maestría, Fac.Ciencias, UNAM. , D.F.165 pp.

TELLEZ, V.O., G. FLORES, A. MARTÍNEZ, R. GONZÁLEZ, G. SEGURA, R. RAMÍREZ, A. DOMÍNGUEZ Y I. CALZADA. 1996. *XII. Flora de la Reserva Ecológica de la Sierra de San Juan, Nayarit, México. Listados Florísticos.* Inst.de Biología, UNAM.Méx.50 pp.

TERBORGH, J. W. 1989. *Where have all the birds gone?* Princeton University Press, N. Jersey, EUA.

THIOLLAY, J.M. 1991. Tropical rainforest bird communities: emerging patterns and process of organization. Pp. 1489-1496. En: *Acta XX Congressus Internationalis Ornithologici.* Bell, B.D., eds..) Nueva Zelanda, 1990. New Zealand Ornithological Congress Trust Board, Werllington.

THIOLLAY, J.M. 1997. Disturbance, selective logging and bird diversity: a Neotropical forest study. *Biodiversity and Conservation* , **6**: 1155-1173.

THIOLLAY, J.M. 1999. Responses of an avian community to rain forest degradation. *Biodiversity and Conservation 8*: 513-534.

THIOLLAY, J.M. 2002. Forest ecosystems: threats, sustainable use and biodiversity conservation. *Biodiversity and Conservation 11*: 943-946.

THOMPSON, F.R., J.R. PROBST Y M. G. RAPHAEL. 1995. Impacts of silviculture: overview and management recommendations. Pp. 201-219. En: Martin, T.E. y D. M. Finch. (Eds.). *Ecology and Management of Neotropical Migratory Birds. A synthesis and review of critical issues.*. Oxford University Press, EUA.

THOMPSON, F.R., T.M. DONOVAN, M.DEGRAAF, J. FAABORG Y S.K. 2002. A multiscale perspective if the effects of forest fragmentation on birds in eastern forests. *Studies in Avian Biology 25*: 8-19.

- TRAMER, E. J. 1974. Proportions of wintering north american birds in disturbed and undisturbed dry tropical habitats. *Condor* **76**: 460-464.
- TREMBLAY, A., P. MINEAU Y R. STEWART. 2001. Effects of bird predation on some pest insect populations in corn. *Agric. Ecosyst. Environ.* **83**: 143-152.
- TURNER, I. M. 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of evidence. *J. of Applied Ecology* **33**: 200-209.
- VERBOOM, J. 1991. European nuthatch metapopulations in fragmented agricultural landscape. *Oikos* **61** (2): 149-156.
- VILLARD, M.A., G. MERIAM Y B.A. MAURER. 1995. Dynamics in subdivided populations of Neotropical migrant birds in a temperate forest. *Ecology* **76** 27-40.
- VILLASEÑOR, J.F. Y R.L. HUTTO. 1995. The importance of agricultural areas for the conservation of neotropical migratory landbirds in Western Mexico. Pp. 59-80. En: *Conservation of Neotropical migratory birds in Mexico*. Wilson, M.H. y Sader, S.A. (Eds.). UNAM-U Maine-USFWS/NBS.
- VIRKKALA, R.M., MISHA, L. Y R. KIRAINIO. 2004. Effects of landscape composition on farmland and red-listed birds in boreal agricultural forest mosaics. *Ecography* **27**: 273-284.
- WAIDE, R. y J.M. WUNDERLE. 1993. Distribution of overwintering Nearctic Migrants in the Bahamas and Greater Antilles. *Condor* **95**: 904-933.
- WADE, T.G., K.H. RITTERS, J.D. WICKHAM Y K.B. JONES. 2003. Distribution and causes of global forest fragmentation. *Conservation Biology* **7** (2): 7
- WARKENTIN, I.G., R. GREENBERG Y J. SALGADO. 1995. Songbird use of gallery woodlands in recent cleared and older settled landscapes of the Selva Lacandona, Chiapas, Mexico. *Conservation Biology* **9**(5): 1095-1106.
- WATSON, D.M. 2003. Long term consequences of habitat fragmentation-highlands birds in Oaxaca, Mexico. *Biological Conservation* **111**:283-303.
- WELDON, A. J. 2006. How corridors reduce Indigo Bunting success. *Conservation Biology* **20**(4): 1300-1305.
- WILCOVE, D.S., C.M. MCLELLAN Y P. DOBSON. 1986. Habitat Fragmentation in the Temperate Zone. Pp. 237-256. En: Soulé, M. (Ed.). *Conservation biology: The science of scarcity and diversity*. Sinauer Associates, Massachusetts, EUA.
- WILCOX, B.A. Y D.D.MURPHY. 1985. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. *American Naturalist* **125**: 879-887.
- WILSON. M. F., T.L. DESANTO, C. SABAG Y J. J. ARMESTO. 1994. Avian communities of fragmentes temperate rainforests in Chile. *Conservation Biology* **8**: 508-520.
- WINTER, M., D.M. JOHNSON Y J.A. SCHAFFER. 2006. Does body size affect a bird-s sensitivity to patch size and landscape structure? *Condor* **108**: 808-816.
- WRIGHT, J.S. Y H.C. MULLER LANDAU. 2006. The future of tropical forest species. *Biotropica* **38**(3):287-300.
- WUNDERLE, J.M. Y S.C. LATTA. 1996. Avian abundance in sun and shade coffee plantations and remnant pine forest in the Cordillera Central, Dominican Republic. *Ornithology Neotropica* **17**: 19-34.
- WUNDERLE, J.M. Y S.C. LATTA. 1998. Avian resource use in Dominican shade coffee plantations. *Wilson Bull.* **110**(2): 271-281.
- YAHNER, R. H. 1988. Changes in wildlife communities near edges. *Conservation Biology* **2**: 333-339.
- YAHNER, R.H. Y A.L. WRIGHT. 1985. Depredation on artificial ground nests: effects of edge and plot age. *Journal of Wildlife Management* **52**: 158-161.

RIQUEZA, COMPOSICIÓN Y ESTRUCTURA DE LA AVIFAUNA

INTRODUCCIÓN

La deforestación, la destrucción de la composición de la vegetación original y la fragmentación de extensas áreas boscosas son amenazas que están presentes en los bosques tropicales y ecosistemas enteros se destruyen en el proceso (Warkentin 2008); lo que afecta la riqueza, la estructura y composición de la fauna presente en ellos e incluso, algunas especies características del interior del bosque tienden a desaparecer, en particular, aquellas más sensibles a estas amenazas, como las aves que anidan en el interior del bosque (Yahner 1987; Newton 1998; Robinson et al. 2003), o como las aves migratorias que atraviesan áreas montañosas durante su migración en busca de sitios para pararse y reponer energías (Rodríguez 2002; Carlisle et al. 2004).

La importancia relativa de los factores que intervienen en la estructura de las comunidades de aves en distintos ambientes, ha sido un tópico de estudio y debate desde tiempo atrás. Hoy en día es más evidente, el hecho de que los patrones observados en una escala dada son el resultado de procesos y limitaciones en niveles de organización multiespaciales y jerárquicos (Kristan 2007; Stevens y Sheehan 2010), que dependerán entre otros: de la historia de vida de las especies (Linder et al. 2000); la presencia de barreras ecológicas, de montañas, de gradientes latitudinales o altitudinales (Kesler et al. 2001) y del modelo paisajístico que se siga (Lindell et al. 2006).

Aún cuando los ornitólogos desde tiempo atrás han estado concientes del cambio tan drástico que presentan las especies y las poblaciones de aves a través de los gradientes altitudinales en el Neotrópico, los datos cuantitativos a una escala más fina de sus patrones distribucionales son escasos (Terborgh et al. 1990). Estos estudios nos permiten examinar la composición faunística de las comunidades en diferentes hábitats altitudinales y la tasa de cambio en la composición de las especies entre diferentes medios, paisajes o altitudes (diversidad beta) que tiende a incrementarse por la fragmentación (Navarro, 1992; Kattan et al. 2006). Así como evaluar el estado de las poblaciones y determinar los requerimientos necesarios para conservar la avifauna en estos ambientes. Las causas de la relación entre la riqueza de especies local o regional y la diversidad beta, sólo se pueden explicar buscando en los patrones espaciales y lo común de las ganancias y pérdidas de especies entre las áreas analizadas (Koleff y

Gaston 2002).

Recientemente, diversos autores enfatizan el hecho de que la energía y la heterogeneidad espacial son los factores primarios que intervienen en la variación espacial de la riqueza de especies; riqueza que también está en función de otras muy diversas variables locales y regionales (precipitación pluvial, productividad, temperatura mínima, altitud, tipos de vegetación y de cultivos) y esta dependerá del nivel de resolución espacial a la que se trabaje y al grado de atención que se le preste a cada una de las variables (Greenberg et al. 1997^a; Arriaga et al. 2008; White y Hurlbert 2010).

Algunos de los patrones de la riqueza de especies a lo largo de gradientes altitudinales, se interpretan a la luz de los requerimientos ecológicos de cada grupo taxonómico a tratar. Para los mamíferos de montaña se ha demostrado que sus patrones altitudinales están establecidos por un proceso histórico a amplia escala y por su dinámica local (Rickart 2001; Stoner et al. 2002). Para roedores y murciélagos en el sureste mexicano, se ha registrado que su riqueza incrementa al aumentar la diversidad del hábitat, la precipitación y la productividad (Sánchez-Cordero 2001).

En aves se ha demostrado que uno de los factores que determinan sus patrones altitudinales es la respuesta que las especies dan a las condiciones climáticas, a la competencia interespecífica (Emlen et al. 1986) y a la complejidad del hábitat (Kessler et al. 2001); en algunos casos, la riqueza local no necesariamente se relaciona con la diversidad beta, debido a las ganancias y pérdidas que presentan las especies entre cada sitio, lo que variará dependiendo de la presencia, tamaño y aislamiento de vegetación en los alrededores (Andrén 1994; Pough et al. 2009). Las respuestas de las aves a diversos factores, varían de una región a otra.

El oeste de México, se caracteriza por una baja precipitación pluvial y un relieve topográfico variado asociado a elevaciones montañosas, cuya avifauna migratoria proviene casi exclusivamente de poblaciones que se reproducen al oeste del meridiano 100 en Norteamérica (Petit et al. 1995; Skagen et al. 2005). Los estudios sobre la riqueza y los patrones de distribución altitudinal de las aves en regiones montañosas del noroeste de México son escasos (Cody 1985; Hutto 1980, 1988); por lo que se requiere contar con la información necesaria para priorizar áreas de conservación y así, minimizar la pérdida de la biodiversidad y poder predecir los efectos futuros que las prácticas en el uso del suelo tendrán sobre las aves (Hutto 1989).

La Sierra de San Juan, es una región prioritaria para su conservación, tanto por su ubicación geográfica y biogeográfica, por su diversidad de flora y fauna, como por

presentar fuertes presiones en el uso de suelo con fines urbanos, mineros y agrícolas (Bojórquez 1995; Babb y Mora 2002). En algunos sitios, sólo se habían realizado observaciones y capturas de aves (Escalante 1984, 1988). Faltando abarcar el conocimiento sobre las variaciones; por altitud y medio, en la riqueza y composición de aves, entre muchos otros aspectos.

Con la información recabada de 1993 a 1998, se pretende describir y caracterizar la riqueza, composición y patrones de distribución de la avifauna presente en la porción occidental de la Sierra, tanto en el área decretada como reserva (980 a los 2,040 msnm) como en sus límites inferiores (980-650 msnm). Se estudian los patrones de riqueza y de distribución altitudinal y por hábitat, de todas las especies y familias registradas; así como por su estatus de permanencia; grupo alimentario y por considerarse amenazadas o en peligro. Se analiza la similitud cualitativa y la tasa de cambio avifaunística a lo largo del gradiente.

MÉTODOS

El área de estudio se ubica en la provincia fisiográfica del Eje Neovolcánico del estado de Nayarit, México. La Sierra de San Juan abarca en sus cotas superiores (2,040 a los 980 msnm) bosques de pino y encino-pino, encinares, mesófilo de montaña y vegetación secundaria; estas cotas corresponden al área declarada como reserva estatal Sierra de San Juan (Bojórquez et al. 2002) y por debajo de los 980 msnm, hay principalmente cultivos de café de sombra, plátano y aguacate. El área estudiada se encuentra entre los 21°20' y 21°32' de latitud Norte y los meridianos 104°53' y 105°03' de longitud Oeste, en los municipios de Tepic y Xalisco.

Durante 1992 se realizaron dos salidas de prospección a la sierra y de 1993 a 1999 se muestrearon los siguientes tipos de vegetación natural, agrosistemas, siendo estas: pinares (2,240 a 1,600 msnm); encinares (1,600 a 1400 msnm); vegetación secundaria, (1,300 a 1,200 msnm) y bosque mesófilo (1,140-1,000 msnm) y por debajo de los 1,000 msnm, en las áreas dedicadas a cultivos de café de sombra, plátano y aguacate, dividiéndose éstos en 4 cotas: entre los 1,000 y 1,090 msnm; de los 980 y 900 msnm; 970 y 920 msnm y la porción más baja entre los 850 msnm a los 650 msnm.

De 1993 a 1999, se efectuaron censos avifaunísticos a largo de transectos lineales, de tres a cinco, transectos por cota altitudinal por salida (de 800 m a 1,100 m de largo, por 50 m de ancho). Se dejó una separación entre cada transecto de 1.5 a 3 km de distancia entre ellos, evitando así su traslape y contar con una distancia entre ellos,

independiente estadísticamente (Bibby et al. 2000). Los censos se realizaron principalmente durante la mañana (antes de amanecer hasta aproximadamente 11:00 horas y en ocasiones, en la tarde hasta el anochecer (de las 16:00 a 19:00 hrs).

También se realizaron capturas y liberación de ejemplares (en la gran mayoría de los casos), mediante uso de redes ornitológicas colocadas en diferentes sitios a lo largo del gradiente.

Con la información obtenida de todos los censos y las capturas, se analiza la avifauna de la sierra por su composición taxonómica y su riqueza de especies total y por cota altitudinal. El arreglo taxonómico de las especies es de acuerdo a la American Ornithologist's Union (A.O.U. 1998). Las especies se analizaron por:

Estatus o grado de permanencia:

En este rubro, se agruparon a las especies basándose tanto en la literatura para aves de México, del estado de Nayarit y para el oeste del país (Escalante 1984; Hutto 1989; Howell y Webb 1995; AOU 1998); como por los datos recabados sobre la presencia de la especie, a lo largo del presente estudio, agrupándose a las especies en las siguientes categorías:

RESIDENTES. Aquí se consideran a las especies que reproducen y se encuentran a lo largo del año en la sierra y en México. Se incluyen tanto a las endémicas (solo en México); cuasi endémicas a México (casi exclusivas a México) y aquellas endémicas, que se distribuyen al oeste del país.

PARCIALMENTE MIGRATORIAS: Son especies residentes, pero que reciben un aporte de individuos de poblaciones más norteadas, que migran hacia el sur, a México o hacia Centro y Suramérica.

MIGRATORIAS. Especies que no se reproducen en México y migran grandes distancias hacia el sur. Se incluyen tanto a visitantes de invierno (permanecen aquí), como aquellas consideradas como de paso (cruzan por el territorio nacional durante su migración) y casuales o accidentales (ocasionalmente están presentes en el país).

Por grupo alimentario.

A las especies se les asignó una de las once categorías de grupos alimentarios, basándose tanto por las observaciones directas en el campo, como por lo registrado en las mollejas y estómagos de los ejemplares que fueron sacrificados; así como por la consulta al respecto, en la literatura (Escalante 1984,1988; Ehrlich et al. 1988; Hutto 1988). Los grupos alimentarios designados fueron: carroñeros; rapaces diurnas y nocturnas; nectarívoros; frugívoros; granívoros; omnívoros e insectívoros (aéreos;

acechadores al vuelo; acechadores del follaje; de corteza y de insectos e invertebrados del suelo).

La determinación sobre si hubo algún efecto por las diferencias en el tamaño de las muestras obtenidas con en el número de especies, se correlacionó la riqueza promedio con el número de censos efectuados por sitio. Se obtuvieron las curvas de acumulación de especies por mes y se aplicó la prueba de Chao2, para estimar el número de especies que se esperaría en total y por cota altitudinal, bajo diferentes esfuerzos muestrales. Lo anterior se realizó utilizando el programa EstimateS (Colwell 2006).

Para conocer que tan distintos o similares son los sitios en términos de su riqueza de especies y cómo cambia esta riqueza a lo largo del gradiente altitudinal, se calculó el estimador de Whittaker (B_w) de la diversidad beta; ya que este índice satisface varios de los criterios de independencia sobre la diversidad alfa y del tamaño de muestra (Magurran 1988): Índice de Whittaker (B_w):

$$\beta_w = S / \alpha - 1$$

Donde: S = número total de especies en la sierra (diversidad gama) y α = promedio de la diversidad alfa ó la riqueza de especies de cada zona. Otra forma de reconocer que tan distintivas son las comunidades en cada uno de los sitios, fue empleando el índice cualitativo de similitud de Jaccard (CJ); así como (1-CJ) considerando éste como una medida del reemplazamiento que se da en las ocho cotas altitudinales (Jordano 1985). Se calculó la similitud global, como la proporción de especies que ocurren en cada cota altitudinal, con respecto al total de especies.

Se analiza la distribución de especies por familia por cota altitudinal; así como por grado de permanencia; por estar incluidas en la norma oficial mexicana de especies en riesgo (NOM-059-ECOL-2001; SEMARNAT 2002). Los análisis de correlaciones se realizaron en el programa JUMP, versión 3.21 (1995)



RESULTADOS

Se obtuvo un total de 22, 254 registros de 201 especies, comprendidas en 13 órdenes y 34 familias, siendo el Orden Passeriformes el que contiene el 57.14 % (20) del total de familias y el 68.6 % (138) de las especies. Las familias con mayor riqueza son: Trochilidae (17); Picidae (12) y de los Passeriformes: Parulidae (26), Tyrannidae (26), Turdidae (12) y Emberizidae (12). Especies que se registraron en la sierra y cuya presencia en Nayarit, se consideraba dudosa, inexistente o bien, ocasional son: *Caprimulgus vociferus*, *Oporornis formosus*, *Basileuterus culicivorus*, *Piranga olivacea*, *Carduelis pinus*, *Colibrí thalassinus*, *Dumetella carolinensis*, *Dendroica magnolia*, *Helmitheros vermicivora*, *Oporornis philadelphia* y *Catharus frantzii*, todas capturadas en redes (veáse Apéndice).

El número total de especies registrado por cota altitudinal, varió de 127 (63.18% del total de especies) en encino-pino (1,400 a 1,600 msnm), a 70 especies (34.8% del total) en ecotono (1,300 msnm). Es a los 900 msnm, donde se registra el promedio de especies por muestreo más bajo (28.96) (Cuadro 1 y Figura 1). Las fluctuaciones registradas en el número de especies no se vió afectada por el esfuerzo en el número de conteos por sitio (Coef. Correlación Spearman, $r_s = -0.048$, $r^2 = 23\%$).

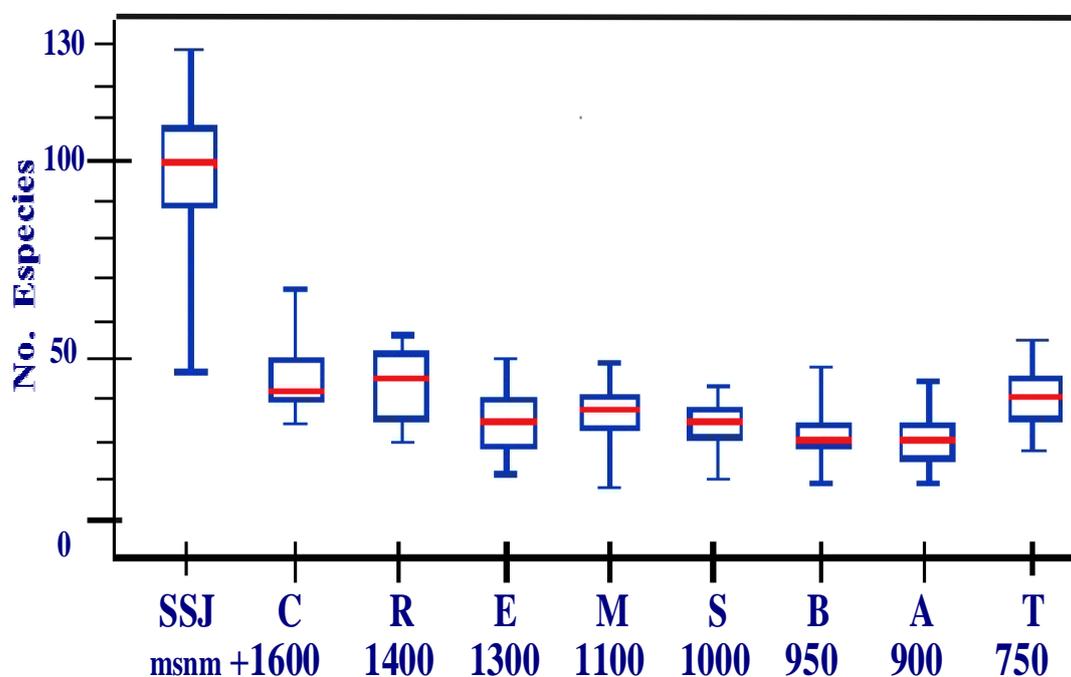


Figura 1. Diagrama de caja basado en el promedio de especies (línea roja) con sus máximos y mínimos; el total para la Sierra de San Juan (SSJ) y por cota altitudinal (msnm).

Cuadro 1. Número de meses y días censados, riqueza total y promedio. Especies por grado de permanencia, por cota altitudinal y totales para la Sierra de San Juan (SSJ).

Sitio/msnm Parámetro	C +1600	R 1400	E 1300	M 1100	S 1000	B 950	A 900	T 750	TOTAL SSJ
No. meses y (días) censados	24 (96)	28 (102)	19 (76)	21 (80)	25 (96)	20 (80)	28 (104)	28 (108)	44 (742)
No. Total de Especies	108	127	70	94	97	89	84	102	201
No. Promedio Especies (Error Estándar)	43.63 (1.654)	44.46 (1.667)	33.35 (1.642)	34.76 (1.808)	32.90 (1.317)	35.96 (1.434)	28.96 (1.137)	39.75 (1.332)	96.43 (2.558)
PERMANENCIA									
Residentes	54	60	31	49	50	45	40	56	97
Parcialmente migratorias	10	15	6	3	7	7	10	5	18
Endémicas México	14	16	13	13	10	8	7	10	19
Endémicas Oeste	5	10	6	11	13	11	11	13	21
Total Residentes (R.) Porcentaje	83 76.85%	101 79.52%	56 80.00%	76 80.85%	80 82.25%	71 79.77%	68 80.95%	84 82.35%	155 77.11%
Total Migratorias (Mig.) Porcentaje	25 23.15%	26 20.47%	14 20.00%	18 19.15%	17 17.52%	18 20.22%	16 19.05%	18 16.64%	46 22.88%
Mig.+ Ri. Porcentaje	35 32.40%	41 32.28%	20 28.57%	21 22.34%	24 24.74%	25 28.09%	26 30.95%	23 22.54%	64 31.84%

La curva de acumulación total de especies, así como el estimador Chao 2, indican que alrededor del décimo muestreo, el número de especies tiende a estabilizarse, con un límite de confianza del 95%, por lo que el muestreo es significativo (Figura 2). Situación similar sucede en cada cota altitudinal analizada, resaltando la cota (R) entre los 1,400 y 1,600 msnm (R) que es la más diversa (Figura 3).

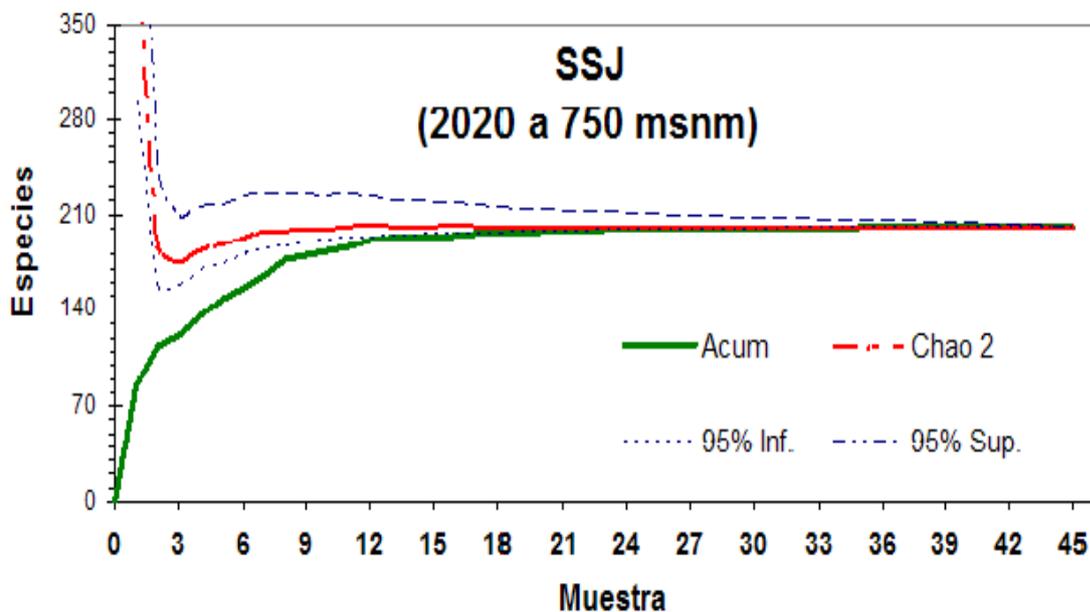


Figura 2. Acumulación total de especies en todo el gradiente de la Sierra de San Juan (SSJ), Nayarit y su estimador Chao 2, con límites mínimos y máximos de confianza.

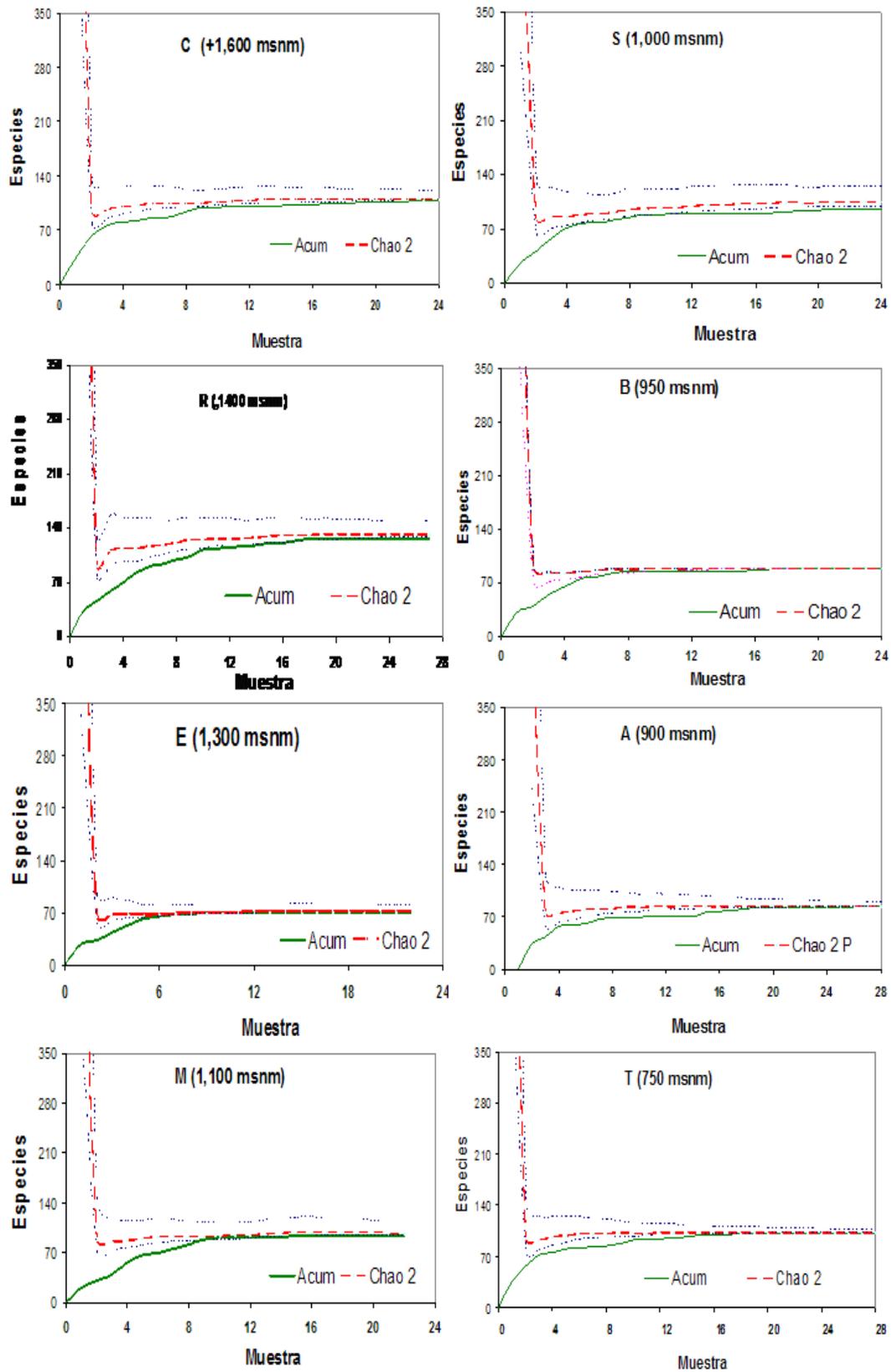


Figura 3. Acumulación total de especies (Acum) por cota altitudinal de la Sierra de San Juan, Nayarit y su estimador Chao 2, con límites mínimo y máximo de confianza al 95% (líneas azules).

De acuerdo al grado de permanencia destaca el hecho de que el 77.11% (155) de las especies son residentes: 25.08% de ellas, son endémicas (40). Especies parcialmente migratorias son 16. Las especies migratorias (46) representan el 22.88% del total, 15 de corresponden a parúlidos.

La proporción de especies migratorias en las cotas boscosas por arriba de los 1,400 msn fue mayor al 50% y en las cotas de plantaciones (1,000-650 msnm), menor al 50% (Figura 4). Se registran diferencias estadísticas significativas entre la proporción de especies residentes versus las migratorias por sitio y año (Estadístico $G= 86.203$, gl 7, $P<0,001$) y una relación directa entre el número total de especies migratorias con el de las residentes por sitio (Correlación de Spearman $r_s= 0.839$, $P < 0,05$, $n=8$) y entre las especies migratorias y las residentes que reciben un aporte de individuos migratorios ($r_s = 0.9294$, $P<0,05$).

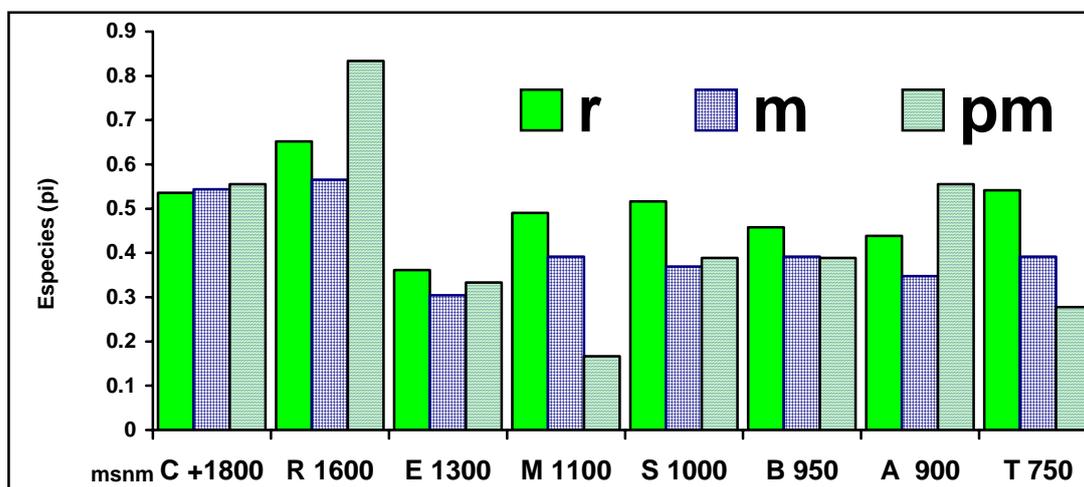


Figura 4. Proporción de especies por grado de permanencia y cota altitudinal en la Sierra de San Juan. (r = residentes; m =migratorias y pm = parcialmente migratorias).

Del total de especies el 19.9% (40) son endémicas y de estas el 52% corresponden a endémicas del oeste y noroeste, como: *Melanerpes uropygialis*, *Forpus cyanopigi*, *Calocitta collei*, *Callipepla douglasii* y *Corvus sinaloa* y otras cuyos patrones de distribución, se asocian a grandes altitudes: *Athis heloisa*, *Ergaticus ruber* y *Ridgwayia pinicola*; especies que en la sierra se distribuyen en el bosque por arriba de los 1,000 msnm. Las especies endémicas, *Euthlypis lacrymosa* y *Basileuterus culcivorus*, son exclusivas al mesófilo. Es en el encinar (R=1,400-1,600 msnm), en mesófilo (M=1,100) y en las plantaciones a los 1,000 msnm (S) donde se registra la mayor proporción de endémicas (Figura 5), con respecto al total de estas en la sierra (65 al 60%). El 20.39% (41) del total de especies se encuentran dentro de la NOM-059-ECOL-2001 (de las cuales el 29.26 % son endémicas), registrándose entre estas y el

total de especies por cota altitudinal, una correlación directa y altamente significativa ($r_s = 0.908$, $n=8$).

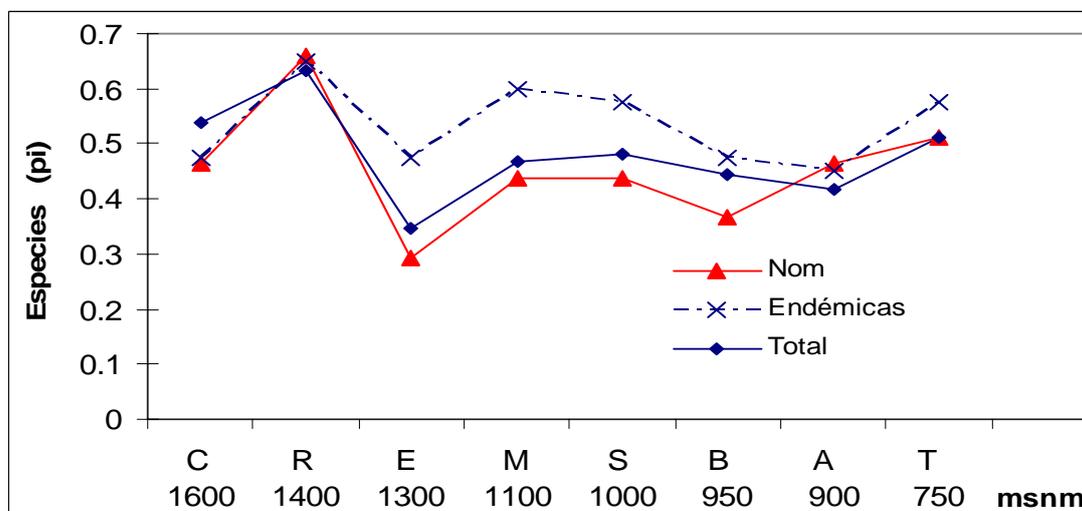


Figura 5. Proporción total de especies (total), endémicas (end) y dentro de la NOM-059 (Nom) por cota altitudinal, en relación al total de especies en la Sierra de San Juan, Nayarit.

Asimismo, el número de cotas en las cuales se presentan las endémicas con respecto a aquellas consideradas como especies en alguna categoría de riesgo, se observa que las endémicas presentan dos picos máximos: en una sola cota y en cinco (ocho especies) y el 24.4% de las especies en riesgo, ocupan dos cotas altitudinales (Figura 6).

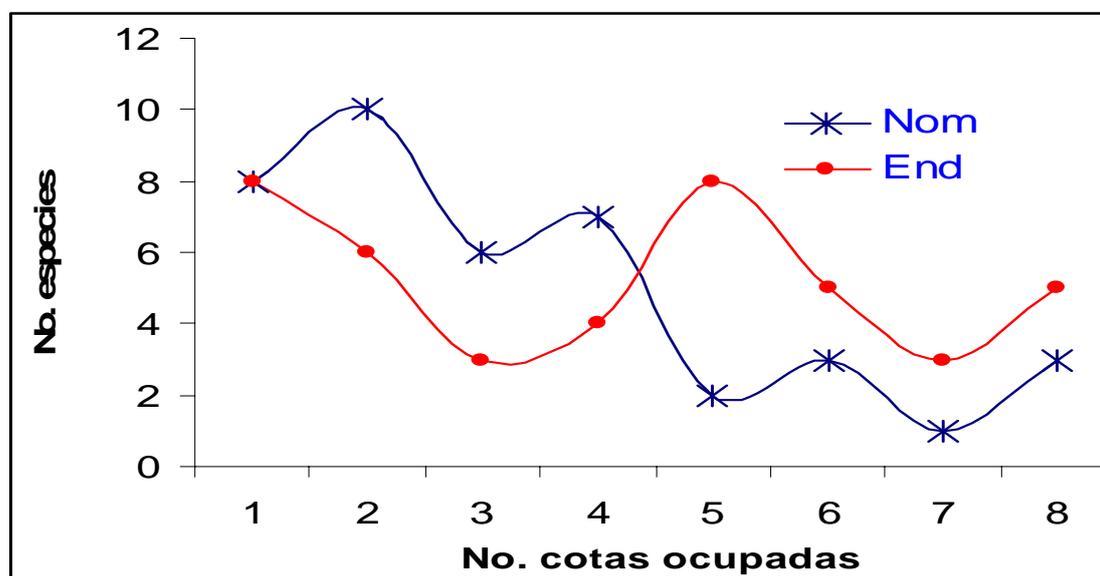


Figura 6. Número de cotas altitudinales en las que se presentan las especies endémicas (end) y aquellas dentro de la NOM-059 (Nom), en la sierra de San Juan, Nayarit.

El 21.39% (43) son especies que solamente se registraron en determinada cota: 16 residentes, 8 endémicas y 15 migratorias; la mayoría con menos de 65 individuos, individuos. Son 30 especies que únicamente se encuentran por arriba de los 1,400 msnm; el 9.5 % de las especies son exclusivas al mesófilo y a encinares (Figura 7). El

11.94% solo están por debajo de los 1,000 msnm, en las plantaciones. Son ocho especies exclusivas, que se tienen en o por arriba de su límite superior altitudinal registrado para México, como es el caso de *Euphonia affinis* (1,600 msnm); *Forpus cyanopigi* (1,400) y *Helmitherus vermicivora*, a 1,100 msnm. Caso contrario es la presencia de cinco especies cuyos registros se encuentran en o por debajo de su límite altitudinal inferior: *Colibri thalassinus* (1,000 msnm) y *Empidonax albigularis*, a 1,400 msnm.

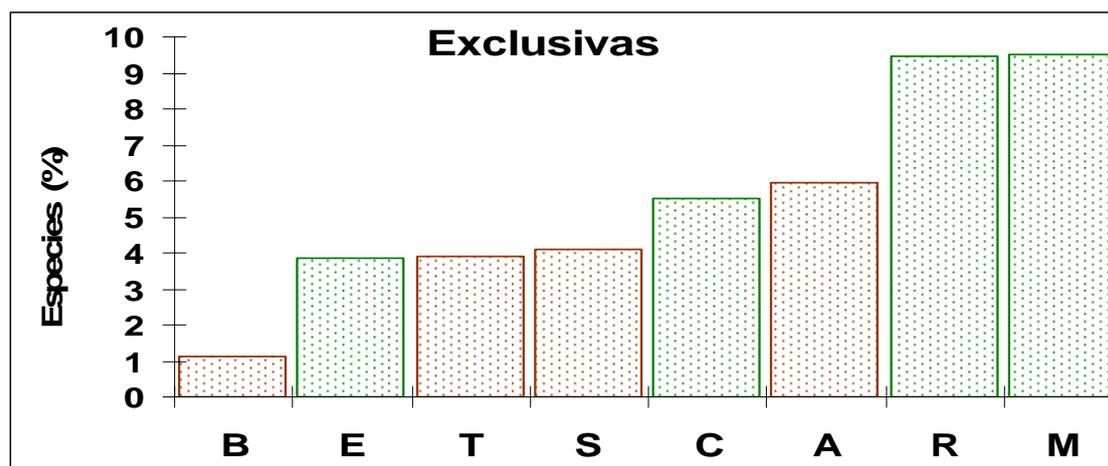


Figura 7. Porcentaje total de especies exclusivas por cota altitudinal en la Sierra de San Juan (C = +1600; R=1600-1400; E=1300; M=1100 (bosque, en verde); S=1000; B=950; A=900; T=750 msnm, café).

En el área protegida y boscosa (arriba de los 1,000 msnm) la riqueza avifaunística es de 174 especies, mayor que la registrada (141 especies) en las cotas altitudinales por debajo de los 1,000 msnm en las plantaciones. El 12.94% (25) de las especies están presentes en todo el gradiente, entre éstas: ocho especies de parúlidos migratorios y cinco colibríes residentes. Son 27 especies que únicamente se encuentran por debajo de los 1,000 msnm.

El porcentaje de especies que se comparten entre cotas altitudinales va del 39.4% al 64.33% (en las dos cotas más elevadas). Es en las altitudes por debajo de los 1,000 msnm, correspondientes a las plantaciones, donde se registran los valores más altos de similitud cualitativa; así como entre la cota de los 1,400-1,600 (R) y los 1,600-2,000 (C). Los valores de similitud, en ningún caso superan el 0.66 (Figura 8). Por lo que en la representación gráfica del agrupamiento por similitud cualitativa entre cotas, resulta en la división en dos grandes grupos: uno que abarca las cotas por debajo de los 1000 msnm de plantaciones, cuya similitud entre cotas es superior al 0.57 y el otro, las cotas boscosas por arriba de los 1,000 msnm, siendo las superiores (C y R) las más similares.

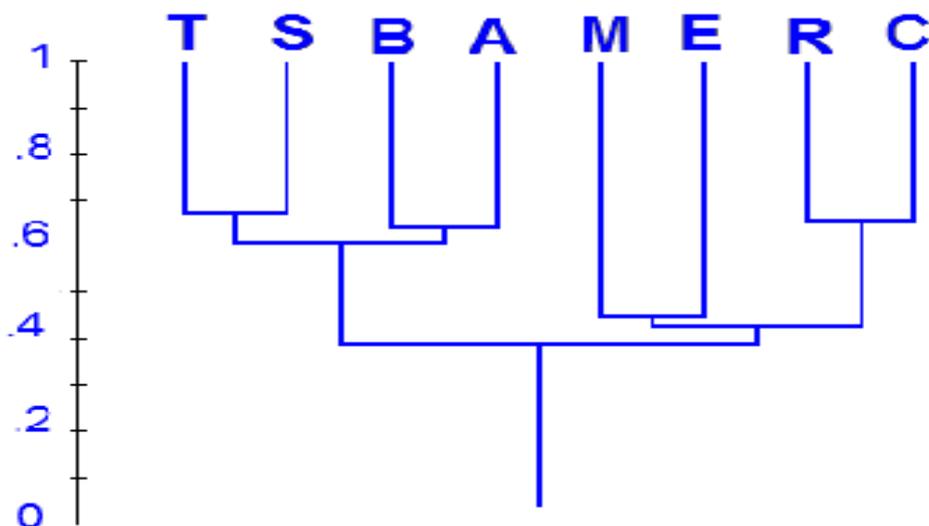


Figura 8. Dendrograma de similitud cualitativa (Jaccard) de la avifauna entre las cotas altitudinales. (C = +1,600; R = 1,400; E = 1,300; M = 1,100; S = 1,000; B = 950; A = 900; T = 750, msnm.).

En relación a las tasas de cambio o reemplazamiento de especies (1-J) y la diversidad beta (W) entre cotas cercanas, ambos valores, indican, que en general, el cambio de especies entre cotas, no supera valores de 0.45 y que es en el mesófilo donde se registran tasas de reemplazamiento más elevadas, entre la cota inferior al mesófilo, en cafetales (S) y con el ecotono (E) y con la cota correspondiente a encinar-pinares (Figura 9). La diversidad beta (W) registrada en todo el gradiente, fue de 0.267.

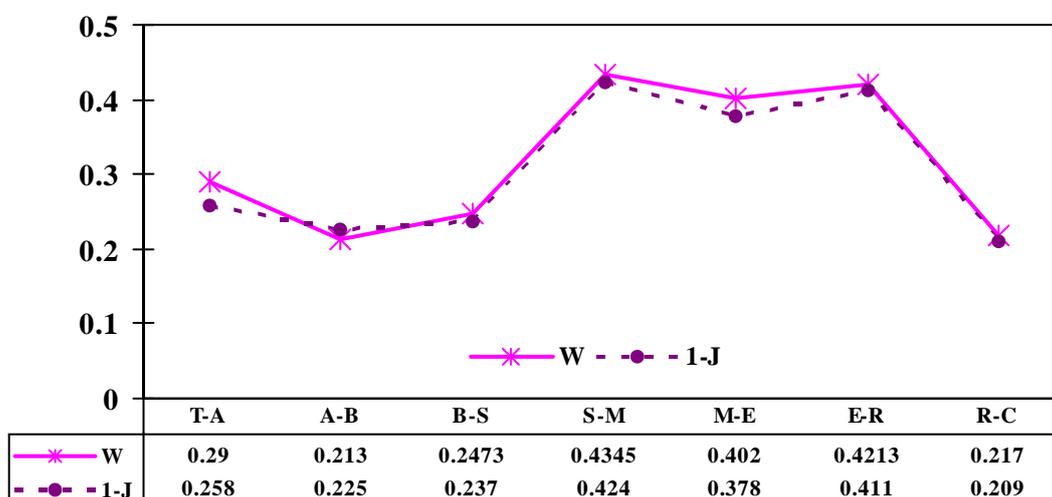


Figura 9. Tasa de reemplazamiento de especies (1-Jaccard) y diversidad beta (W= Whittaker) entre cotas altitudinales en la Sierra de San Juan (Siglas véase Cuadro 1).

El número de sitios ocupados por especie y familia, destacan las familias: Parulidae, Tyrannidae y Trochilidae, con nueve o más especies por sitio y el promedio en el número de sitios ocupados por especie fué de 4.38, 1.97 y de 1.37 respectivamente. A diferencia de otras familias, cuya riqueza por sitio fue menor, pero

el número de sitios ocupados por especie fue alta: tal es el caso de las cinco especies de palomas (6.20); los mímidos (5) y de los 9 ictéridos (4.33 sitios/especie). Las familias con las ocurrencias más restringidas fueron: Certhidae y Bombycillidae, presentes sólo por arriba de los 1,400 msnm y Regulidae que baja hasta los 1,200 msnm (Cuadro 2).

Las familias de aves que presentaron diferencias en la composición de las especies por cota altitudinal y cuya correlación de Spearman ($r_s +0.8$, $n=8$) indica que tienden a tener una mayor riqueza de especies a altitudes elevadas, fueron: los parúlidos, traúpidos y emberízidos. Por el contrario, los carpinteros e ictéridos, registraron su mayor riqueza en las partes bajas de la sierra ($r_s = -0.848$ y -0.7024 respectivamente). La relación entre las especies de estas dos últimas familias con traúpidos, emberízidos y parúlidos, es inversa y significativa.

En la Sierra de San Juan, se presentan todos los grupos alimentarios, constituyendo el de las insectívoras el 61.8% (121 especies) del total, de las cuales el 30.57 % (37 especies) son de hábitos migratorios (Figura 10). Es en la cota de los 1,400-1,600 msnm donde se registra el mayor porcentaje de especies de hábitos insectívoros (66.94%) y la menor riqueza (38.84%) a los 900 msnm. Las insectívoras acechadoras del follaje, son las especies cuya proporción es la mayor en la sierra (21.39%), siguiéndole en orden de importancia: las insectívoras acechadoras al vuelo (13.43%) y las granívoras (8.45%).

Es notoria la presencia de nueve especies de falconiformes, cuya proporción por cota altitudinal varía del 7.09% (1,400 msnm) al 2.85% en el ecotono (1,300 msnm). Las especies de hábitos frugívoros representan el 11% en total. A lo largo del gradiente, se registran las dos especies de aves carroñeras (*Cathartes aura* y *Coragyps atratus*). Las omnívoras representan el 2.5% de las especies y su mayor proporción es en el ecotono (5.74% del total) y la menor es en el pino (2.77%); en las plantaciones, su proporción varía entre el 4.5% al 3.1%. Sobresale el hecho que 58.53% de las endémicas (24 especies) son insectívoras y dos rapaces. Para aquellas incluidas en alguna categoría oficial de riesgo, las insectívoras representan el 51.12%, cinco migratorias (Figura 11).

Cuadro 2. Número total de especies presentes por familia y por sitio altitudinal (A=1600; R = 1,400; E=1,300; M=1,100; S=1,000, B=950; A=900 y T=750). Número total de especies por grupo taxonómico y número de sitios ocupados por especie/familia.

Sitio/msnm	A	R	E	M	S	B	A	T	No. Sp.	No sitios/
Familia	1600	1400	1300	1100	1000	950	900	750	Total	Especie
Cathartidae	2	2		2	2	2	2	2	2	7.00
Accipitridae	3	4	2	4	1	1	2	1	5	3.60
Falconidae	1	2			3	1	2	2	4	2.75
Cracidae				2	2		1	2	3	2.33
Phasianidae		1							1	1.00
Psittacidae		2			1	1	1	1	2	3.00
Columbidae	3	4	3	4	5	3	4	5	5	6.20
Cuculidae		1	1			2	1	2	3	2.33
Strigidae				1	1		1	1	3	1.33
Caprimulgidae	2	2		2					2	1.12
Apodidae		1			1		1	1	1	1.25
Trochillidae	12	11	11	13	12	12	11	11	17	1.37
Trogonidae	1	1	1	2	1	2	1	2	2	1.49
Momotidae	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.61
Picidae	4	5	3	5	6	7	6	7	12	1.73
Dendrocolaptidae	1	1	1	3	2	1	1	2	3	1.85
Tyrannidae	11	17	9	10	11	12	9	10	26	1.97
incertae sedis		1		2	2	2	3	2	3	2.09
Vireonidae	3	4	1	1	2	2	3	1	6	2.21
Corvidae	2	4	1	2	3	3	2	3	5	2.33
Hirundinidae	2	3		1	1	1	1	1	3	2.45
Certhidae	1	1							1	2.57
Troglodytidae	2	2	3	4	3	3	1	4	4	2.69
Regulidae	1	1	1						1	2.81
Sylviidae	1	1	1		1	1	1	1	1	2.93
Turdidae	10	9	4	5	5	7	3	8	12	3.05
Bombycillidae	1								1	3.17
Mimidae	2	2	2	2	2	1	1	3	3	5.00
Ptilonotidae	1	1	1	1				1	1	5.00
Parulidae	17	19	15	17	13	11	10	12	26	4.38
Thraupidae	8	7	3	5	3	2	3	2	10	3.33
Emberizidae	5	6	1	4	3	1	2	3	12	2.08
Cardinalidae	2	3		1	2	2	3	3	6	2.66
Icteridae	4	4	3		7	7	7	7	9	4.33
Fringillide	5	4	2	1	1	1		1	5	3.00
No. Familias	28	32	22	25	28	26	28	30	35	---
% Familias	80.00	91.43	62.86	71.43	80.00	74.29	80.00	85.71	100	

Las especies migratorias insectívoras, representan más del 70% del total de las migratorias por sitio, y las acechadoras al vuelo, únicamente están por arriba de los 1,000 msnm; a diferencia de los os acechadores del follaje, que están presentes en todo el gradiente, pero en el ecotono y en la plantación a los 750 msnm, su proporción es menor del 15% (Figura 12).

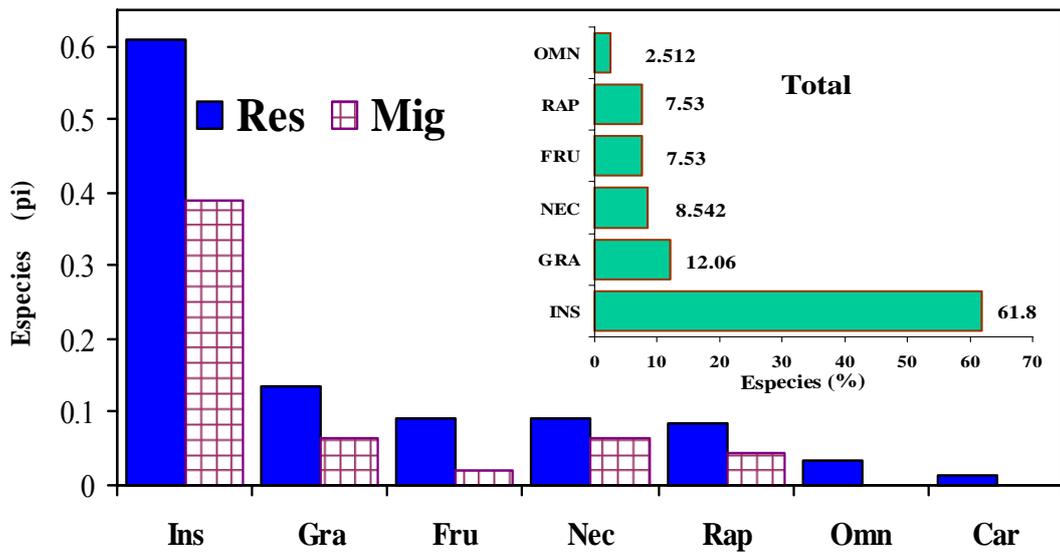


Figura 10. Proporción de las especies por grupo alimentario total y por grado de permanencia (Res= residentes; Mig= migratorias; Ins = Insectívoros; Gra= granívoros; fru= frugívoros; Nec= nectarívoros; Rap= rapaces; Omn= omnívoros y Car= carroñeros).

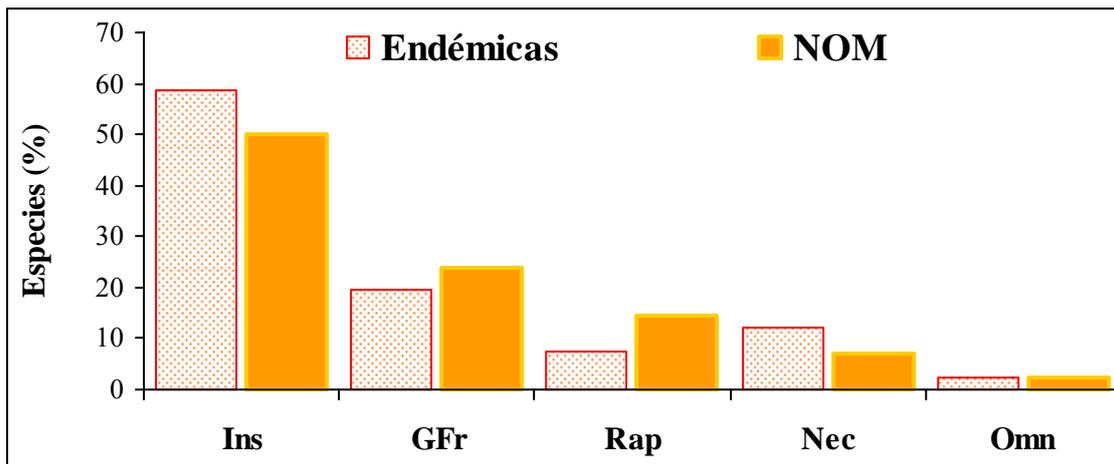


Figura 11. Porcentaje de especies endémicas y en la NOM059, por grupo alimentario (Ins=insectívoras; GFr=granívoras-frugívoras; Rap =rapaces; Nec=nectarívoras y Omn=omnívoras).

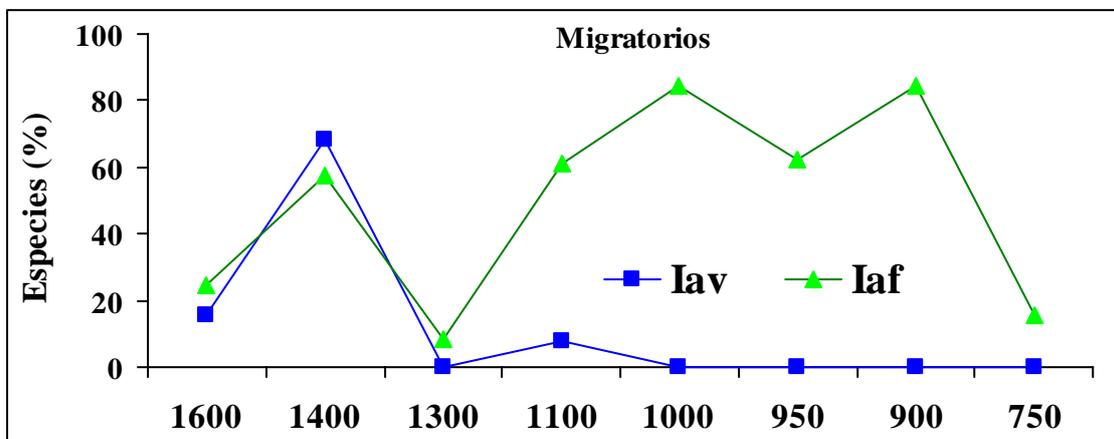


Figura 12. Proporción total de las especies migratorias insectívoras acechadoras al vuelo (Iav) y las acechadoras del follaje (Iaf) por cota altitudinal.

DISCUSIÓN

Nuestro análisis demuestra una diversidad alfa elevada en un área que representa menos del 1.5% de la superficie de Nayarit. A nivel estatal, esta riqueza avifaunística representa alrededor del 42.64% del total de aves para el estado (Escalante 1988; Howell y Webb 1995); proporción mayor que la encontrada por Téllez (1995) para la sierra de San Juan en especies de plantas vasculares (31.16%). Caso similar es la proporción en endémicas, siendo el 6.25% para plantas y para aves, el porcentaje registrado es del 20%.

Las curvas de acumulación de especies y el estimador Chao2, total y por cota altitudinal, demuestran que esta área casi está cubierta, dado el esfuerzo de muestreo (Robinson et al. 2004). Es el encinar (1,400 a 1,600 msnm) el sitio más diverso en aves y donde después del muestreo 10, aparecen una o dos nuevas especies ocasionalmente, que corresponden a aves raras u ocasionales y de abundancias muy bajas, como lo es *Oporornis formosus*, el cual Escalante (1984) no lo reporta para Nayarit, pero Clow (1976) sí. Este patrón sobre la presencia de especies raras u ocasionales coincide con lo reportado en la literatura sobre aves raras de bosques templados y tropicales (Thiollay 1991).

El elevado número de registros recabados en este estudio a lo largo de seis años, probablemente hacen de la avifauna de este gradiente altitudinal en la Sierra de San Juan una de las comunidades avifaunísticas mejor documentadas de la parte más norteña del Eje Neovolcánico y del noroeste neotropical. Diversidades alfa de igual magnitud en gradientes altitudinales, se encuentran en las montañas como la de Tilarán, Costa Rica (Young et al. 1998) y en áreas mucho más extensas, como el norte de la región conocida como Nueva Galicia (Cody 1985) o el oeste de México (Hutto 1980, 1988, 1989; Hutto et al. 1992); en los Andes (Terborgh 1971; Terborgh et al. 1990).

La avifauna de la Sierra de San Juan, comparte con aquella del oeste de México entre el 52 al 65.15% de las especies y la riqueza en el mesófilo de la sierra es casi el doble, que lo reportado para el mesófilo en el oeste de México (Hutto 1989; Navarro 1992). Algunas de las especies no registradas por Hutto, pero sí en el área de estudio, corresponden a aves cuya distribución se encuentra más hacia el noroeste de México y a altitudes mayores de los 1,000 msnm; cotas que casi no cubrió el autor.

La avifauna en los estados colindantes de Jalisco y Sonora (Palomera-García et al. 1994), reportada en el bosques de coníferas, de encinos y mesófilo, es mucho más baja (76 a 96 especies) que el obtenido en la sierra de San Juan (94 a 127). Tanto para estos autores y lo registrado en este estudio, se registra la tendencia de que para la mayoría de las especies migratorias del oeste, los bosques mixtos de coníferas y el mesófilo, son aparentemente los tipos de vegetación más importantes para estas aves que migran a través de regiones montañosas del oeste de México (Petit et al. 1995). Lo anterior puede deberse en parte, a la presencia en estos tipos de vegetación a finales del verano y durante el otoño, de temperaturas más frescas y con alta productividad de insectos y frutos, por lo que estos tipos de hábitats a lo largo del occidente mexicano, son críticos para la sobrevivencia de las numerosas especies migratorias, que arriban ahí durante el otoño e invierno (Carlisle et al. 2004; Guayar et al. 2009).

Al comparar el extenso trabajo realizado por Escalante (1984,1988) en el estado de Nayarit, con este estudio, se detectan variaciones en la mayoría de los patrones de distribución de las especies. Por mencionar algunos: *Turdus assimilis*, registrado por Escalante en selva tropical subcaducifolia y en mesófilo; en la sierra, es muy abundante en todo el gradiente altitudinal y en los distintos tipos de vegetación. *Euthypis lacrimosa*, Escalante, lo registra en selva tropical subcaducifolia y en palmar; en la sierra se encuentra en el mesófilo. Casos en los cuales hay coincidencia en sus patrones de distribución, son por ejemplo; *Parula superciliosa*, de amplia distribución en el área boscosa de la sierra, así como *Junco phaeonotus* y *Vireo huttoni*. Esto resulta en incrementos y diferencias en las especies presentes por vegetación, de tal forma que en el mesófilo, se encontraron 59 especies más de las que se tenían registradas para esta vegetación en Nayarit y 22 que deberían estar presentes, pero no se detectaron.

Estos cambios registrados, pueden ser el resultado de los efectos de la fragmentación de los hábitats, aunado a muy diversos factores, entre ellos: (1) el esfuerzo de muestreo efectuado tanto por meses, como por los años cubiertos; (2) al hecho de que las especies simplemente están extendiendo su área de distribución a sitios que anteriormente se excluían por diversos limitantes como: el tiempo de colonización, conductuales y genéticos e incluso, por el área que abarcan cada tipo de vegetación (Cody 1985); (3) por cambios en la estructura del bosque en el área de reproducción y/o en el hábitat de invierno e incluso en el área circundante a la sierra (Chettri et al. 2005) y (4) por el efecto en el cambio climático en las últimas décadas (Jetz et al. 2007). Sin embargo, las comunidades de aves, así como cada una de las especies, responden

diferentemente a estos cambios (Bohning-Gaese y Gunther- Bauer 1996), lo que complica el entendimiento de las posibles causas en las variaciones espacio-temporales; análisis que faltaría por realizar en el área de estudio.

Con el presente estudio se aumenta el número de especies presentes en pino, en el encino y en el mesófilo para Nayarit. Se esperaba que la mayor riqueza de especies se registrara en la vegetación mejor conservada, más húmeda y heterogénea, como lo es el mesófilo. Aún cuando esto no fué del todo cierto, por su diversidad alfa y porcentaje de endémicas, se considera relevante, por encontrarse bien conservado entre cañadas y por representar solo el 2.18% del área de la reserva (Bojórquez et al. 2002).

La tasa de recambio en todo el gradiente, es baja, a diferencia de lo registrado por Young et al. (1998) en Costa Rica. Esto se refleja en el hecho que a lo largo del gradiente, las especies no tienden a tener distribuciones tan angostas u restringidas, ocupando en promedio, un poco menos de la mitad de las cotas altitudinales analizadas (3.8 sitios/especie) y posiblemente esto también se debe al marcado gradiente de vegetación y altitudinal que existe en la sierra. Al analizar la similitud y diversidad beta entre las cotas boscosas por arriba de los 1,000 msnm, se observa una tasa de recambio elevada, en el mesófilo y ecotono; condición que ayuda a la preservación de las especies (Blake 2007) y una alta similitud entre las dos cotas superiores, de encinares y pinos. Lo contrario sucede en las cotas por debajo de los 1,000 msnm, en los agrosistemas, donde la similitud es elevada y casi no hay reemplazamiento de especies. Estos valores son reflejo de un conjunto de respuestas individuales de las especies a las condiciones abióticas y bióticas y sus variaciones locales (Ewers y Dirham 2006), entre estos: (1) a condiciones climáticas distintas que se presentan en la sierra, por arriba y debajo de los 1,400 msnm (Bojórquez 1995); 2) por diferencias en la configuración espacial y productividad de cada sitio; (3) a la proporción de área que abarca cada vegetación natural en la sierra, siendo los bosques de pino y encino, los que cubren más del 68% del área total (Bojórquez et al. 2002) y (4) a la similitud de la comunidad que tiende a decrecer con la distancia a la perturbación (Ewers y Dirham 2006); al contrario, la diversidad beta se incrementará al crearse nuevos parches de hábitat dentro de este continuo, requiriéndose que la tasa de cambio entre un sitio y otro sea elevada para asegurar de esta manera la preservación de las especies (Andrén 1994; Anderson 2001), como puede ser el caso entre los cafetales a 1,000 msnm con el mesófilo.

Las plantaciones de café, plátano y aguacate, son muy similares en su avifauna, conformada por el 70% de la riqueza total registrada en la sierra, incluyendo especies

más características de zonas bajas (algunas de estas, serían tal vez, las primeras en experimentar disminuciones locales conforme los bosques tropicales de las partes bajas desaparezcan); así como presentan algunas especies más características de áreas boscosas (algunas del mesófilo). Situación similar a lo observado para la avifauna de las zonas cafetaleras en Chiapas (Greenberg et al. 1997^{ab}), compartiendo ambas áreas cafetaleras el mismo comportamiento en las curvas de acumulación de especies y 56 especies de aves: 25 de amplia distribución y 11 migratorias de grandes distancias, como: (*Dumetella carolinensis*, *Catharus ustulatus*, *Oporornis formosus* y *O. tolmei*). Estos resultados refuerzan la importancia de los cultivos tradicionales con remanentes de la vegetación natural y como áreas de amortiguamiento entre las reservas forestales y las zonas más bajas perturbadas (Wunderle y Latta 1998; Nájera y Simonetti 2009).

La presencia de patrones de distribución distintos a lo reportados en la literatura y que la mayor diversidad alfa no es a altitudes menores, reflejan la interacción de muy diversos factores bióticos y abióticos (Graham y Blake 2001; Keller y Yahner 2007); pero para este caso particular, no podemos dejar de mencionar que en la sierra se da: una complejidad biogeográfica (por encontrarse entre los límites de la región neártica y neotropical); topográfica (con cañadas profundas) y de hábitats (área, configuración y calidad de) que reflejan el grado de heterogeneidad ambiental y de productividad. Así como la presencia de un brusco gradiente altitudinal que presenta esta serranía ubicada cerca al mar y que se ubica dentro del corredor migratorio del oeste para las aves que provienen de Norteamérica.

El porcentaje total de especies endémicas a México para la sierra, es similar al reportado por García-Trejo y Navarro (2004) para el oeste de México. Un alto porcentaje de endémicas presentan una distribución amplia en la sierra y resaltan aquellas endémicas al este y noroeste. La tercera parte de las especies en esta serranía corresponden a aves de hábitos migratorios o parcialmente migratorias; cuya proporción difiere por cota altitudinal; siendo mayor su representatividad en el bosque.

En las cotas dedicadas a cultivos, destaca que la proporción de especies migratorias por sitio (26.3%) es similar al reportado para otros cafetales del neotrópico mexicano, que son del 35 al 26% (Aguilar-Ortiz 1982; Greenberg 1992; Greenberg et al. 1997^b; Estrada et al. 1997; Tejeda-Cruz y Sutherland, 2004). Los cafetales de la sierra, comparten con aquellos de Chiapas y Veracruz, 38 especies migratorias. De las especies migratorias en San Juan, sobresalen los parúlidos, de los cuales el 65.4% de las especies presentes son migratorias o parcialmente migratorias, siete de ellas sólo hacen

uso de la parte alta, boscosa y protegida de la sierra. Esta diversidad de parúlidos, se debe en parte, a que Nayarit se considera un área de invierno de estas especies que migran del norte y oeste del continente y cuyas rutas migratorias tienen características geográficas, ecológicas y evolutivas únicas (Kelly y Hutto 2005) y que tanto en su movimiento migratorio, como en su estancia invernal, suelen hacer uso de ambientes boscosos con corrientes de agua (Skagen et al. 2005).

Todos los grupos alimentarios de aves se presentan con una marcada dominancia en insectívoras (residentes y migratorias), indicativo, de la existencia en la sierra de una gran disponibilidad y diversidad de recursos alimentarios para ellas. Las insectívoras acechadoras del follaje migratorias, tienen, tanto en la sierra, como en otras zonas tropicales, una clara preferencia por hábitats que se encuentran en las primeras etapas sucesionales, o bien, perturbados por el cambio en el uso del suelo, como lo son los cultivos de café (Petit et al. 1995; Sherry y Holmes 1996; Robbins et al. 2003).

En general, se acepta que los colibríes se ven menos afectados por la deforestación o por la fragmentación de los bosques que otras especies (Borgella et al. 2001) y posiblemente esto se refleja en la elevada riqueza de nectarívoros registrados, la cual se comporta de manera uniforme a lo largo del gradiente, encontrando casi el mismo número de colibríes a más de 1,600 msnm, en pinos, como en la cota más baja en cafetales, a los 750 msnm y el número de sitios por especie es de 1.4, situación similar a lo observado en los Andes (Terborgh et al. 1990). Esta organización de las especies nectarívoras posiblemente se deba tanto al tipo y disponibilidad espacio-temporal de recursos (Arizmendi y Ornelas 1990), como a la dominancia de algunas especies, tanto por su tamaño corporal (*Phaethornis superciliosus*); por su abundancia (*Amazilia beryllina* e *Hylocharis leucotis*); por las características de establecimiento o no de territorios y por la presencia de especies migratorias y de algunas ocasionales. La riqueza, abundancia y distribución de los colibríes en la sierra de San Juan, difiere en la lo reportado para troquílidos en Jalisco, Sonora y Guerrero (Navarro 1992; Palomera-García et al. 1994).

Los patrones de riqueza en colibríes, así como la presencia de nueve especies de Falconiformes en la sierra, presentes en 3.2 sitios por especie, nos refleja en parte, el uso que estas aves hacen de lugares abiertos, como los producidos por la apertura de caminos, y de los cultivos tradicionales, donde se da una heterogeneidad paisajística y hay tanto plantas oportunistas que florecen a lo largo del año, como lugares altos para perchar (Thiollay 1991 y 2002; Hernández et al. 2000; Anderson 2001).

A excepción de una especie, las demás frugívoras son residentes o parcialmente migratorias y su contribución a la riqueza, se ha relacionado con la presencia de plantas que están produciendo frutos y con los patrones de visitación de las aves a estas plantas (Graham et al. 2002; Bailey et al. 2004). En esta serranía, varias especies frugívoras se encuentran presentes sólo en el área boscosa o en plantaciones (*Euphonia elegantísima*); las chachalacas, desde el mesófilo hasta las plantaciones más bajas y otras, como *Trogon elegans*, que hacen un uso amplio del gradiente. De estos grupos alimentarios sería importante conocer si hay variaciones espacio-temporales en su comportamiento de forrajeo, comparando el área boscosa versus agrosistemas, como se ha registrado en aves presentes en cafetales tropicales (Dietsch et al. 2006).

Se registra la presencia de diversas familias de aves, cuya riqueza y número de sitios a ocupar es variable, de tal forma que algunas de ellas tienden a ocupar un amplio espectro del gradiente y en otras, este es más restringido. Las familias que tienden a tener un mayor número de residentes, tienden a ocupar menos sitios por especie (Trochilidae, Tyrannidae) que aquellas con un alto porcentaje de migratorias, como los Parulidae (cuya mayor riqueza de especies se encuentra en las porciones elevadas y boscosas) e Icteridae (con el mayor número de especies en las cotas inferiores a los 1000 msnm, en las plantaciones) y familias en que la mayoría de sus especies son generalistas u plásticas en sus requerimientos (Columbidae y Mimidae).

Aún cuando faltaría un análisis detallado, resalta una migración altitudinal de colibríes en la sierra y un posible patrón de reemplazamiento altitudinal y temporal, total o parcial, en aquellas familias con varias especies del mismo género, como en parúlidos, vireos y tiránidos, situación que produciría una elevada tasa de reemplazamiento altitudinal (Terborgh 1971; Cody 1985; Terborgh et al. 1990; Borgella et al. 2001; Skagen et al. 2005). Para poder explicar y contar con las evidencias de que esto ocurre, se requiere de mayor información, ya que a lo largo de todo el gradiente de la sierra, la diversidad beta fue baja y sólo en las porciones intermedias y boscosas, se registraron las tasas de reemplazamiento, por arriba de 0.4.

Un factor que podría influenciar fuertemente la estructura y los patrones de distribución de las especies registradas en la sierra, es la escala estudiada en comparación al área total de distribución de cada especie, ya que se ha registrado que algunas especies suelen estar ampliamente distribuidas localmente y ser dominantes dentro de un grupo o gremio, si se encuentran en o cerca de su centro de área de distribución y lo contrario sucederá si se encuentran en la periferia de su área de

distribución (Husak y Linder 2004). Esto, sería más evidente para aquellas especies cuya presencia en la sierra, se considera su distribución más norteña en México como: *Sittasomus griseicapillus* y *Basileuterus culicivorus* o como el de numerosas aves migratorias provenientes de Norteamérica, cuyos límites en el oeste mexicano, corresponden a su porción más sureña, tal es el caso de: *Sphyrapicus thyroideus* y *S. nuchalis* (Schaldach 1969; Howell y Webb 1995; Perlo 2006).

Resalta que las especies endémicas y las consideradas en riesgo, hacen un uso restringido del área y son en su mayoría de hábitos insectívoros, siguiéndoles aquellas frugívoras y granívoras. Si las especies tienen una distribución restringida en México, en la sierra y además se encuentran dentro del listado de especies en riesgo, estas seguramente son las más vulnerables a la deforestación, que en la sierra se ha venido dando en los últimos diez años, como podría ser el caso de varias especies de rapaces.

Cabe hacer notar que en la sierra, la caza de aves es muy rara y ocasional; por lo que las mayores presiones que se presentan en esta área son: la tala clandestina, la abertura de caminos para la minería y de áreas para cultivar, así como la presencia de patrullas militares; de visitantes no organizados y del uso de motocicletas, en particular en el área de encinares.

La división del área de estudio por cotas altitudinales y tipos de vegetación proveyeron una base correcta para las comparaciones, ya que permitieron distinguir a la avifauna de cada cota y hábitat, de tal forma, que aún cuando algunos sitios estaban más cercanos que otros, cada uno de ellos, presento una avifauna distintiva. Si existiesen estaciones meteorológicas dentro de la sierra, se podría contar con los datos climáticos locales y usar el criterio propuesto por Holdridge (1967) sobre el análisis de los patrones de distribución basándose en las zonas de vida, con lo cual se podrían registrar aún más finamente las diferencias encontradas.

La complejidad ecológica de la sierra, el hecho de que se encuentre rodeada por poblados y zonas agrícolas, muchas de ellas, con cultivos tradicionales y su gran diversidad alfa, la hacen prioritaria en cuanto a su conservación; ya que en un área tan pequeña, se encuentra una gran diversidad de aves, cuyas interacciones y variaciones espacio-temporales falta por conocer. La gran diversidad alfa y la baja diversidad beta registradas en toda la sierra, nos indican la importancia de establecer reservas a lo largo de áreas con fuertes gradientes altitudinales, característica relativamente común en las sierras del país.

L I T E R A T U R A C I T A D A

- AGUILAR-ORTÍZ, F. 1982. Estudio ecológico de las aves de cafetal. En: *Estudios de ecología en el agrosistema cafetal*. Avila, J. (Ed.). Instituto Nacional de Investigaciones sobre Recursos Bióticos., Veracruz, México. 103-128.
- AMERICAN ORNITHOLOGIST'S UNION (AOU). 1998. *The check-list of North American Birds*. 7a edición. A.O.U. EUA. 829 pp.
- ANDERSON, D.L. 2001. Landscape heterogeneity and diurnal raptor diversity in Honduras: the role of indigenous shifting cultivation. *Biotropica* 33(3): 511-519.
- ANDRÉN, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat; a review. *Oikos* 71: 355-366.
- ARRIAGA, W.S., S. Calmé y C. Kampichler. 2008. Bird communities in rainforest fragments: guild responses to habitat variables in Tabasco, Mexico. *Biodiversity Conservation* 17:173-190.
- ARIZMENDI, M.C. Y F. ORNELAS. 1990. Hummingbirds and their floral resources in a tropical dry forest in Mexico. *Biotropica* 22(2): 172-180.
- BABB, S. K. Y L. MORA.. 2002. La fauna de la Sierra de San Juan. EN: *Ordenamiento Ecológico del Territorio de la Reserva ecológica Sierra de San Juan, Nayarit, México*. Bojórquez, S.I. Marcelaño, F.S., Nájera, G.O., Flores, V.F., González, F.R., Zamorano, J.J. y K. S. Babb. Univ. Dir. de Investigación Científica, Aut. Edo. Nayarit, México. pp+ anexos.
- BAILEY, S.A., C. HORNER-DEWINE, G. LUCK, L.Q. MOORE, K.M. CARNEY, S. ANDERSON, C. BETRIUS Y E. FLEISHMAN. 2004. Primary production and species richness: relationships among functional guilds, residency groups and vagility classes at multiple scales. *Ecogeography* 27: 207-217.
- BLAKE, J.S. 2007. Neotropical forest communities: a comparison of species richness and composition at local and regional scales. *Condor* 109(2):237-255.
- BIBBY, C.J., N.D. BORGES, D.A. HILL Y S. MUSTOE. 2000. *Bird census techniques*. Academic Press, N. York, E.U.A.
- BOHNING-GAESE, K. A Y GUNTHER-BAUER, H. 1996. Changes in species abundance, distribution and diversity in a central european bird community. *Conservation Biology* 10 (1): 175-187.
- BOJÓRQUEZ, S.I. 1995. *Levantamiento de suelos de la reserva ecológica Sierra de San Juan, Nayarit, México*. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias, UNAM. 100 pp
- BOJÓRQUEZ, S.I., MARCELAÑO, F.S., NÁJERA, G.O., FLORES, V.F., GONZÁLEZ, F.R., ZAMORANO, J.J. Y K. S. BABB. 2002. *Ordenamiento Ecológico del Territorio de la Reserva ecológica Sierra de San Juan, Nayarit, México* Univ. Dir. de Investigación Científica, Aut. Edo. Nayarit, México. 161 pp+ anexos.
- BORGELLA, R. A., SNOW, A Y T.A.
- GAVIN. 2001. Species richness and pollen loads of hummingbirds using forests fragments in southern Costa Rica. *Biotropica* 33 (1): 90-109.
- CARLISLE, J.D., STOCK, S.L., KALTENECKER, G.S. Y D.L. SWAINSON. 2004. Habitat associations, relative abundance, and species richness of autumn landbird migrants in Southwestern Idaho. *Condor* 106 ; 549-566.
- CHETTRI, N., D. CHANDRA, E. SHARMA Y R. JACKSON. 2005. The relationship between bird communities and habitat. *Mountain Research Development* 25 (3): 235-243.
- CODY, M. 1985. An introduction to habitat selection in Birds. Pp. 4-46. En: *Habitat Selection in Birds*. Cody, M.(Ed.) Academic Press, California, EUA.
- COLWELL, R.K. 2006. EstimateS. Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Versión 8.0. <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>.
- DIETSCH, T.V., PERFECTO, I. Y R. GREENBERG. 2007. Avian Foraging Behavior in Two Different Types of Coffee Agroecosystem in Chiapas, Mexico. *Biotropica* 39(2): 232-240.
- ERLICH, P.R., .D.S.DOBKIN Y D. WHEYE. 1998. *The Birder's Handbook. A field guide to the natural history of North American Birds*. Simon & Schuster Inc, N. York, EUA.
- EMLEN, J. T., M. J. DEJONG, M. J.JEGER, T.C. MOERMOND, K.A. RUSTERHOL Y R. P.WHITWE. 1986. Density trends and range boundary constraints of forest birds along a latitudinal gradient. *Auk* 103: 791-803.
- ESCALANTE, P.B. 1984. *Estudio distribucional de la avifauna del Estado de Nayarit*. Tesis Profesional. Facultad de Ciencias, UNAM. México, D.F. 150 pp.
- ESCALANTE, P.B. 1988. *Las Aves de Nayarit*. Universidad Autónoma de Nayarit. México.
- ESTRADA, A, COATES-ESTRADA R. y MERRIT D. 1997. Anthropogenic landscape changes and avian diversity at Los Tuxtlas, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 6: 19-43
- EWERS, R. Y R.K. DIDHAM. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews* 81: 117-142.
- GARCÍA-TREJO, E.A. Y A:G., NAVARRO. 2004. Patrones biogeográficos de la riqueza de especies y el endemismo de la avifauna del oeste de México. *Acta Zoológica Mexicana (ns)*

20(2):167-185.

GRAHAM, C. Y J.G.BLAKE. 2001. Influence of patch-landscape level factors on bird assemblages in a fragmented tropical landscape. *Ecological Applications* 11(6):1709-1728.

GRAHAM, C, MARTÍNEZ-LEYVA, E. Y L. CRUZ-PAREDES. 2002. Use of fruiting trees by birds in continuous forest and riparian forest remnants in Los Tuxtlas, Veracruz, México. *Biotrópica*, 34 (4): 589-597.

GREENBERG, R. 1992. Forest migrants in non-forest habitats on the Yucatan Peninsula. Pp: 273-286. En: *Ecology and conservation of Neotropical landbirds*. Hagan, J. Y D.W. Johnston.. (Eds). Smithsonian Institution Press. Washington, EUA.

GREENBERG, R. P. BICHIR y J. STERLING 1997a. Bird populations in planted and rustic coffee plantations of Chiapas, Mexico. *Biotropica* 29: 501-514.

GREENBERG, R., P. BICHIR, A. CRUZ ANGON Y R. REITSMA. 1997b. Bird populations in shade and sun coffee plantations in Central Guatemala. *Conservation Biology* 11: 448-459.

GUALLAR, S., E. SANTANA, S. CONTRERAS, H. VERDUGO Y A. GALLÉS..2009. *Paseriformes del Occidente de México: morfometría, datación y sexado*. Monografías del Museu de Ciències Naturals, Inst Botánico de Barcelona, España. 491 pp

HERNÁNDEZ, V. S., B. DURÁN, M., R. ESPARZA, S. Y C. VALADEZ. 2000. Distribución temporal de aves rapaces diurnas en la Reserva Playón de Mismaloya, Jalisco, México. *Rev. Biol. Trop.* 48 (4):

HOLDRIDGE, L.R. 1967. *Life zone ecology*. Tropical Science Center, San Jose, Costa Rica.

HOWELL, S. N. Y S: WEBB. 1995. *The birds of Mexico and Northern Central America*. Oxford University Press, E.U.A. 851 pp.

HUSAK, S. M. Y E.T. LINDER. 2004. Geographic locale and relative dominance patterns among North American passerine communities. *Ecography* 11:668-676.

HUTTO, R. L. 1980. Winter habitat distribution of migratory land birds in western Mexico, with special reference to small foliage-gleaning insectivores. Pp. 181-203. En: Keast, A. y E.S. Morton. *Migrant Birds in the neotropics; ecology, behavior, distribution and conservation*. Smithsonian Institution Press. Washington, D.C., EUA.

HUTTO, R. L. 1988. Is tropical deforestation responsible for the reported declines in neotropical migrant populations? *American Birds* 42: 375-379.

HUTTO, R. L. 1989. The effect of habitat alteration on migratory land birds in a West

Mexican Tropical deciduous forest: A conservation Perspective. *Conservation Biology* 3 (2): 138- 148.

HUTTO, R.L., S.J. HEJL, C.R. PRESTON Y D.M. FINCH. 1992. Effects of silvicultural treatments on forest birds in the Rocky Mountains: implications and management recommendations. Pp. 386-391. En: D.M. Finch y P.W. Stangel (Eds.) *Status and management of Neotropical migratory birds*. General Technical report RM-229. U.S. Department of Agriculture. Colorado, EUA.

JETZ W, D.S., WILCOVE Y A.P. DOBSON. 2007. Projected Impacts of Climate and Land-Use Change on the Global Diversity of Birds. *PLoS Biol* 5(6): 157.

JORDANO, P. 1985. El ciclo anual de los paseriformes frugívoros en el matorral mediterráneo del sur de España: importancia de su invernada y variaciones interanuales. *Ardeola* 32 (19): 69-94.-

KATTAN, G.H., P. FRANCO, C. SAAQVES, R. RODRÍGUEZ, C. VALDERAMA, V. ROJAS, D. OSORIO Y J. MARTÍNEZ. 2006. Spatial components of Bird Diversity in the Andes of Colombia: Implication for designing a regional reserve system. *Conservation Biology* 20 (4):1203-1211.

KELLER, G.S. Y R.H. YAHNER. 2007. SEASONAL FOREST PATCH USE BY BIRDS IN FRAGMENTED LANDSCAPES OF SOUTH CENTRAL PENNSYLVANIA. *WILSON J. OF ORNITHOLOGY* 119 (3):410-418.

KELLY, J.F. Y R.L. HUTTO. 2005. An east-west comparison of migration in North American Birds. *Condor* 107:197-211.

KESSLER, M., S. HERZOG, J. FJELDÁ Y K. BACH. 2001. Species richness and endemism of plant and bird communities along two gradients of elevation, humidity and land use in the Bolivian Andes. *Diversity & Distributions*. Vol.7: 61-77.

KOLEFF, P. Y K. GASTON. 2002. The relationships between local and regional species richness and spatial turnover. *Global Ecology & Biogeography* 11 (5): 363-387.

KRISTAN, W:B. 2007. Expected effects of correlated habitat variables on habitat quality and bird distribution. *Condor* 109(3):505-515.

LINDELL, C., A., W. CHOMENTOWSKI, J.R. ZOOK Y S.A: KAISER. 2006. Generalizability of neotropical bird abundance and richness models. *Animal Conservation* 9(4): 445-455.

LINDER, E. T., M.A. VILLARD, B. MAURER Y E. VERNON. 2000. Geographic range structure in North American landbirds: variation with migratory strategy, trophic level and breeding habitat. *Ecography* 23: 678-686.

MAGURRAN, A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton Univ

- Press, N. Jersey, E.U.A. 179 pp.
- NAVARRO, S. A. G. 1992. Altitudinal distribution of birds in the Sierra Madre del Sur, Guerrero, Mexico, *The Condor* **94**:29-39.
- Nájera, A. y J. A. Simonetti. 2009. Enhancing avifauna in comercial plantations. *Conservation Biology* **24**(1):319-324.
- NEWTON, I. 1998. *Population limitation in Birds*. Academic Press, Londres.
- PALOMERA, C., SANTANA, E.Y R. AMPARÁN-SALIDO. 1994. Patrones de distribución de la avifauna en tres estados del Occidente de México. *Anales del Instituto de Biología, Serie Zoológica (Rev. Mex. Biodiv.)* **65**(1): 137-175.
- PERLO, VAN, B. 2006. *Birds of Mexico and Central America*. Princeton Illustrated Check-lists. Princeton University Press, EUA.
- PETIT, D.R. , J.F. LYNCH, R. L. HUTTO, J.G. BLAKE Y R. B. WAIDE. 1995. Habitat use and conservation in the Neotropics. Pp. 145-197. En: *Ecology and Managment of Neotropical Migratory Birds. A synthesis and review of critical issues*. Martin, E. y D.M. Finch. (Eds). Oxford Uni. Press, N.York, E.U.A.
- POUGH, L. R., HODGES K.E. SINCLAIR A.. Y J. S. BRASHARIS. 2009. Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations. *PNAS* **15**:20770-20775.
- POWELL. 1998. Diversity and conservation of understory birds in the Tilarán Mountains, Costa Rica. *Auk* **115** (4): 998-1016.
- RICKART, E.A. 2001. Elevational diversity gradients, biogeography and the structure of montane mammal communities in the intermountain region of North America. *Global Ecology & Biogeography* . **10** (1): 77.
- ROBINSON, N.,D., G: ANGEHR, L. T. ROBINSON, L. J. PETITI, D.R. PETIT Y J.D. BRAWN. 2003. Distribution of bird diversity in a vulnerable Neotropical Landscape. *Conservation Biology* **18**:510-518.
- RODRIGUEZ, J.P. 2002. Range contraction in declining North American bird populations. *Ecol. Appl* **12**: 238-248.
- SÁNCHEZ-CORDERO, V. 2001. Elevation gradients of diversity for rodents and bats in Oaxaca, Mexico. *Global Ecology & Biogeography*, **10**: 63-76.
- SCHALDACH, W.J. 1969. Further notes on the avifauna of Colima and adyacent Jalisco, Mexico. *Annales Inst. Biól., UNAM*, **40**:299-316.
- SEMANART. 2002. *Norma Oficial Mexicana. NOM-059- ECOL. 2001. Protección ambiental-especies nativas de México de Flora y Fauna Silvestres. Categorías de Riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio. Lista de Especies en riesgo*. Diario Oficial de la Federación. 6 de marzo. 80-134.
- SHERRY, T.W. Y R.T. HOLMES. 1996. Winter habitat limitation in Neotropical-Nearctic migrant birds: implications for population dynamics and conservation. *Ecology* **77**: 36-48
- SKAGEN, S, J. KELLY, C.VAN RIPER, R.L. HUTTO, D.M.FINCH, D.J. KRUEPER Y C.P. MELCHER. 2005. Geography of spring landbird migration through riparian habitats in southwestern North America. *Condor* **107**: 212-227.
- STEVENS, M.D. Y SHEEHAN, J.W. 2010. Changes in Sahelian bird biodiversity and tree density over a five year period in Northern Nigeria. *Bird Study* **57**(2): 156-174.
- STONER, K., M. QUESADA, V. ROSAS G. Y J.A. LOBO. 2002. Effets of forest fragmentation on the Colima long nosed bat (*Musonycteris harrisoni*) foraging in tropical dry forest of Jalisco, Mexico. *Biotropica* **34**(3):462-467.
- TEJEDA-CRUZ, C. Y W.J. SUTHERLAND. 2004. Bird responses to shade coffee production. *Animal Conservation* **7**(2): 169-179.
- TERBORGH, J. 1971. Distribution of enviromental gradients: Theory and a preliminary interpretation of distributional patterns in the avifauna of the Cordillera Vilcabamba, Peru. *Ecology* **52**: 23-40.
- TERBORGH, J., S. ROBINSON, T.A. PARKER, C.A. MUNN Y N. PIERPOINT. 1990. Structure and organization of an Amazonian forest bird assemblage. *Ecology Monographs*, **60**: 213-238.
- THIOLLAY, J M. 1991. Tropical rainforest bird communities:emerging patterns and process of organization. Pp. 1489-1496. En: *Acta XX Congressus Internationalis Ornithologici*. Bell, B.D., eds.) Nueva Zelanda, 1990. New Zealand Ornithological Congress Trust Board, Werllington.
- THIOLLAY, J.M. 2002. Large scale bird distribution and diversity patterns across a tropical forest landscape (French Guiana). *Journal of Tropical Biology* **18**: 77-95.
- WARKENTIN, I. G. .2008. Effects of disturbance or loss of tropical forest on birds. *Auk* **125**(3):511-519.
- WUNDERLE, J.M. Y S.C. LATTA. 1998. Avian resource use in Dominican shade coffee plantations. *Wilson Bull.* **110**(2):271-281.
- WHITE, E.P. Y A.H. HURLBERT. 2010. Combined influence of the local environment and regional enrichment on bird species richness. *The American Naturalist* **175**:35-43.
- YAHNER, R. H. 1988. Changes in wildlife communities near edges. *Conservation Biology* **2**: 333-339.
- YOUNG, B.E., D. DEROSIER Y G. V. Y G. POWELL. 1998. Diversity and conservation of understory birds in the Tilarina mountains, Costa Rica. *Auk* **115**(4): 998-1016.

A P E N D I C E

Especies registradas; grado de permanencia (E); grupo alimentario (GA); número de individuos (No.Ind.) y proporción de individuos por cota altitudinal de la Sierra de San Juan, Nayarit. (Arreglo taxonómico de acuerdo a AOU 1998.)

Especie Msnm	E	G.A.	No. Ind.	C +1600	R 1400	E 1300	M 1100	S 1000	B 950	A 900	T 750
ORDEN CICONIIFORMES											
Cathartidae											
<i>Coragyps atratus</i>	R	ca	417	11.51	36.45		2.16	9.11	8.87	17.51	14.39
<i>Cathartes aura</i>	R	ca	316	20.57	14.56		1.58	11.71	20.25	9.49	21.84
ORDEN FALCONIFORMES											
Familia Accipitridae											
<i>Accipiter striatus</i>	R	ver, ins	7		42.86	28.57	28.57				
<i>Asturina nitida</i>	R	ver, ins	17	11.76		64.71	23.53				
<i>Buteogallus anthracinus</i>	R	ver, in	24	29.17	33.33			12.50			25.00
<i>Buteo lineatus</i>	m, vi	ver, in	6		16.67		33.33			50.00	
<i>Buteo jamaicensis</i>	r, ri	ver, in	47	38.30	19.15		8.51		12.77	21.28	
Familia Falconidae											
<i>Herpetoteres cachinnans</i>	R	ver	9								100
<i>Falco sparverius</i>	r, ri	ver	47	31.91	25.53			17.02		25.53	
<i>Falco columbarius</i>	Ri	ver	6					33.33			66.67
<i>Falco peregrinus</i>	r, ri	ver	29		58.62			3.45	27.59	10.34	
ORDEN GALLIFORMES											
Familia Cracidae											
<i>Ortalis wagleri</i>	e, NW	fr, gr	6					50.00			50.00
<i>Ortalis poliocephala</i>	e, W	fr, gr	13				15.38			53.85	30.77
<i>Penelope purpurascens</i>	R	fr, gr	49				59.18	40.82			
Familia Odontophoridae											
<i>Callipepla douglassi</i>	e, NW	gr, ins	63		100						
ORDEN COLUMBIFORMES											
Familia Columbidae											
<i>Zenaida asiatica</i>	R	gr, fr	1039	14.82	57.36	9.24	2.41	0.58		9.05	6.54
<i>Columbina inca</i>	R	gr	579	8.64	25.04		1.90	43.01	5.18	5.70	10.54
<i>Columbina passerina</i>	R	gr	178		9.55	16.85		4.49	9.55	32.02	27.53
<i>Leptotila verreauxi</i>	R	gr, fr	520	10.19	25.38	15.19	10.96	11.15	3.08	11.92	12.12
<i>Geotrygon montana</i>	R	gr, fr	54				64.81	11.11			24.07
ORDEN PSITTACIFORMES											
Familia Psittacidae											
<i>Aratinga canicularis</i>	R	fr, gr	402		13.18			17.66	25.37	28.86	14.93
<i>Forpus cyanopygius</i>	e, NW	fr, gr	6		100						
ORDEN CUCULIFORMES											
Familia Cuculidae											
<i>Coccyzus minor</i>	R	ins, fr	7						85.71		14.29
<i>Piaya cayana</i>	R	omi	22			4.55			27.27	13.64	54.55
<i>Geoccyx velox</i>	e, W	ver, in	4		100						
ORDEN STRIGIFORMES											
Familia Strigidae											
<i>Glaucidium gnoma</i>	R	ver, in	14				100				
<i>Glaucidium palmarum</i>	e, W	ver, in	6								100
<i>Glaucidium brasilianum</i>	R	ver, in	9					11.11		88.89	
ORDEN CAPRIMULGIFORMES											
Familia Caprimulgidae											

Especie Msnm	E	G.A.	No. Ind.	C +1600	R 1400	E 1300	M 1100	S 1000	B 950	A 900	T 750
<i>Caprimulgus ridgwayi</i>	r, W	inn	10	30.00	40.00		30.00				
<i>Caprimulgus vociferus</i>	m, vi	inn	23	52.17	17.39		30.43				
ORDEN APODIFORMES											
Familia Apodidae											
<i>Streptoprocne semicollaris</i>	e, W	ni	46		43.48			2.17		28.26	26.09
Familia Trochilidae											
<i>Phaethornis superciliosus</i>	r	ni	241	7.05	0.83	9.96	21.58	18.26	7.05	21.99	13.28
<i>Colibri thalassinus</i>	r	ni	2					100			
<i>Chlorostilbon canivetii</i>	e, W	ni	18	22.22	33.33		27.78	11.11	5.56		
<i>Cyanthus latirostris</i>	r	ni	140	33.57	15.00	5.00	10.00	10.00	3.57	12.86	10.00
<i>Thalurania ridgwayi</i>	e, W	ni	151	14.57		16.56	18.54	15.23		19.21	15.89
<i>Hylocharis leucotis</i>	r	ni	504	23.61	21.23	11.51	13.29	8.53	2.78	3.97	15.08
<i>Amazilia beryllina</i>	e, WS	ni	478	13.18	5.86	8.37	6.90	6.69	10.04	32.43	16.53
<i>Amazilia rutila</i>	r	ni	42					2.38	16.67	57.14	23.81
<i>Amazilia violiceps</i>	E, W	ni	187		3.21	4.81	10.16	10.16	14.44	44.39	12.83
<i>Lampornis clemenciae</i>	r	ni	103	14.56	13.59	18.45	14.56	3.88	9.71	5.83	19.42
<i>Eugenes fulgens</i>	r	ni	74	12.16	14.86	20.27	10.81	8.11	8.11	13.51	12.16
<i>Heliomaster constantii</i>	r	ni	14	21.43				7.14		42.86	28.57
<i>Archilochus colubris</i>	m, vi	ni	4			100					
<i>Archilochus alexandri</i>	m, vi	ni	8				75.00		25.00		
<i>Stellula calliope</i>	m, vi	ni	57	19.30	29.82	19.30	12.28		8.77	1.75	8.77
<i>Atthis heloisa</i>	e	ni	34	14.71	26.47	55.88	2.94				
<i>Selasphorus platycercus</i>	r	ni	13	69.23	7.69		15.38		7.69		
ORDEN TROGONIFORMES											
Familia Trogonidae											
<i>Trogon mexicanus</i>	r	fr,ins	11						27.27		72.73
<i>Trogon elegans</i>	r	fr,ins	209	11.48	15.79	6.22	15.79	11.48	5.74	10.53	22.97
ORDEN CORACIIFORMES											
Familia Momotidae											
<i>Momotus mexicanus</i>	e	gr,ins	128	19.53	21.88	12.50	17.19	11.72	3.13	5.47	8.59
ORDEN PICIFORMES											
Familia Picidae											
<i>Melanerpes formicivorus</i>	r	icc	546	22.34	33.15	11.54	4.40	7.33	6.23	7.33	7.69
<i>Melanerpes chrysogenys</i>	e, W	icc	317			5.05	15.77	15.77	14.51	18.30	30.60
<i>Melanerpes aurifrons</i>	r	icc	29					3.45	20.69		75.86
<i>Sphyrapicus thyroideus</i>	m,vi,NW	icc	2					100			
<i>Sphyrapicus nuchalis</i>	m,vi,NW	icc	28	53.57	32.14		14.29				
<i>Picoides scalaris</i>	r	icc	23			26.09			17.39	21.74	34.78
<i>Picoides arizonae</i>	r,NW	icc	24	62.50	37.50						
<i>Veniliornis fumigatus</i>	r	icc	7				57.14		28.57	14.29	
<i>Piculus auricularis</i>	e, W	icc	51					35.29	19.61	9.80	35.29
<i>Colaptes auratus cafer</i>	r	icc	27	40.74	59.26						
<i>Dryocopus lineatus</i>	R	icc	14								100
<i>Campephilus guatemalensis</i>	r	icc	94		15.96		19.15	4.26	18.09	22.34	20.21
ORDEN PASSERIFORMES											
Familia Dendrocolaptidae											
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	r	icc	34				85.29	2.94			11.76
<i>Xiphorhynchus flavigaster</i>	r	icc	42				45.24	4.76	9.52	7.14	33.33
<i>Lepidocolaptes leucogaster</i>	e, atlura	icc	88	39.77	21.59	17.05	21.59				
Familia Tyrannidae											
<i>Camptostoma imberbe</i>	r	iav	99	20.20	43.43		10.10	18.18	8.08		
<i>Mitrephanes phaeocercus</i>	r	iav	197	23.35	7.61	16.24	8.63	3.55	18.27	8.12	14.21

Especie	E	G.A.	No.	C	R	E	M	S	B	A	T
Msnm			Ind.	+1600	1400	1300	1100	1000	950	900	750
<i>Contopus pertinax</i>	r	iav	141	21.99	41.84	4.96	13.48		5.67	3.55	8.51
<i>Contopus sordidulus</i>	m,vi	iav	4				100				
<i>Empidonax albigularis</i>	r,ri	iav	6		100						
<i>Empidonax minimus</i>	m,ri	iav	10	80.00	20.00						
<i>Empidonax wrightii</i>	m, ri	iav	1		100						
<i>Empidonax oberholseri</i>	m,vi	iav	1		100						
<i>Empidonax affinis</i>	e	iav	74	17.57	10.81	27.03	29.73		14.86		
<i>Empidonax difficilis</i>	r,ri	iav	18		50.00	50.00					
<i>Empidonax fulvifrons</i>	e,ri	iav	1		100						
<i>Sayornis nigricans</i>	r	iav	3				100				
<i>Sayornis phoebe</i>	m, vi N	iav	11	54.55	45.45						
<i>Pyrocephalus rubinus</i>	r	iav	32		78.13			9.38	12.50		
<i>Attila spadiceus</i>	g	iav	2					100			
<i>Myiarchus tuberculifer</i>	r	fr,gr	130	10.77	6.92	13.85	5.38	15.38	16.15	18.46	13.08
<i>Myiarchus cinerascens</i>	r,ri	iav	14	78.57	21.43						
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	r	iav,fr	234	6.84	8.12	3.85		20.09	14.96	20.94	25.21
<i>Deltarhynchus flammulatus</i>	e,W	iav	68		20.00		4.00	10.00	16.00	20.00	30.00
<i>Pitangus sulphuratus</i>	r	iav,fr	52					21.15	23.08		55.77
<i>Megarynchus pitangua</i>	r	iav,ver	83	7.23		21.69		21.69	13.25	10.84	25.30
<i>Myiozetetes similis</i>	r	iav,fr	145				12.41	30.34	23.45	12.41	21.38
<i>Myiodinastes luteiventris</i>	r, ver	iav,fr	153			7.19		16.34	18.95	39.87	17.65
<i>Tyrannus melancholicus</i>	r	iav,fr	10								100
<i>Tyrannus vociferans</i>	r,ri	iav,fr	27	33.33	18.52	33.33				14.81	
<i>Tyrannus verticalis</i>	r,ri	iav,fr	2				100				
géneros INCERTAE SEDIS											
<i>Pachyramphus major</i>	e	iaf,fr	5							100	
<i>Pachyramphus aglaiae</i>	e	iaf,fr	34		23.53		11.76	5.88	23.53	20.59	14.71
<i>Tityra semifasciata</i>	r	fr,ins	197				11.68	28.43	10.66	17.77	31.47
Familia Vireonidae											
<i>Vireo bellii</i>	m,ri	iaf,fr	11	63.64	18.18					18.18	
<i>Vireo vicinior</i>	m,ri	iaf,fr	15					46.67	40.00	13.33	
<i>Vireo huttoni</i>	r	iaf,fr	10	60.00	40.00						
<i>Vireo gilvus</i>	r	iaf,fr	75		6.67	17.33	5.33	6.67	22.67	20.00	21.33
<i>Vireo plumbeus</i>	m,ri	iaf,fr	4	100							
<i>Vireo flavoviridis</i>	r	iaf,fr	2		100						
Familia Corvidae											
<i>Calocitta colliei</i>	e, NW	fr,ins	242				20.66	17.36	14.05	30.58	17.36
<i>Calocitta formosa</i>	R, Pac	fr,ins	84		11.90			55.95	9.52		22.62
<i>Cyanocorax yncas</i>	r	omi	193	15.03	12.95	20.73	29.02	8.81	2.59	5.18	5.70
<i>Corvus sinaloae</i>	e, NW	ver,in	34		100						
<i>Corvus corax</i>	r	ver,in	11	64.71	35.29						
Familia Hirundinidae											
<i>Progne chalybea</i>	r	iaa	17	23.53	76.47						
<i>Stelgidopteryx serripennis</i>	r	iaa	70	34.29	54.29		11.43				
<i>Hirundo rustica</i>	r	iaa	188		10.64			7.45	38.83	36.17	6.91
Familia Certhidae											
<i>Certhia americana</i>	r	icc	26	53.85	46.15						
Familia Troglodytidae											
<i>Campylorhynchus gularis</i>	e	iss	348	22.13	40.80	22.41	6.61	3.74	0.57		3.74
<i>Thryothorus sinaloa</i>	e,W	iss,it	199			9.55	11.06	29.65	25.13	10.55	14.07
<i>Thryothorus felix</i>	e,W	iss,it	63			28.57	22.22	20.63	14.29		14.29
<i>Troglodytes aedon</i>	r	iss,it	68	48.53	27.94		11.76				11.76

Especie	E	G.A.	No.	C	R	E	M	S	B	A	T
Msnm			Ind.	+1600	1400	1300	1100	1000	950	900	750
Familia Regulidae											
<i>Regulus calendula</i>	m,ri	iaf	55	49.09	23.64	27.27					
Familia Sylviidae											
<i>Poliophtila caerulea</i>	r,ri	iaf	219	15.98	14.16	5.94		19.63	11.42	12.33	20.55
Familia Turdidae											
<i>Sialia sialis</i>	r	iaf	467	7.28	91.86			0.43			0.43
<i>Sialia mexicana</i>	r,NC	iaf	187	30.48	67.91				1.60		
<i>Myadestes occidentalis</i>	e	ins,fr	386	11.14	13.73	7.25	6.74	18.13	15.80	9.59	17.62
<i>Catharus aurantirostris</i>	r	it,fr	25	4.00	48.00	16.00	32.00				
<i>Catharus occidentalis</i>	e	it,fr	85	17.65	3.53	25.88	16.47	7.06	9.41	12.94	7.06
<i>Catharus frantzii</i>	r	it,fr	4				25.00				75.00
<i>Catharus ustulatus</i>	m,ri	it,fr	17		17.65			23.53	47.06		11.76
<i>Catharus guttatus</i>	m,ri	it,fr	22	36.36	4.55				36.36		22.73
<i>Turdus assimilis</i>	r	iss,it,fr	1345	8.70	7.88	5.35	5.28	12.34	12.94	28.77	18.74
<i>Turdus rufopalliatus</i>	e,W	iss,it,fr	19	73.68					26.32		
<i>Turdus migratorius</i>	r,ri	iss,it,fr	83	80.72	19.28						
<i>Ridgwayia pinicola</i>	e	iaf,fr	10	90.00							10.00
Familia Mimidae											
<i>Dumetella carolinensis</i>	m,ri	iaf,fr	10					70.00			30.00
<i>Mimus polyglottos</i>	r	omi	153	30.72	29.41	3.92	20.92				15.03
<i>Melanotis caerulescens</i>	e	omi	573	6.81	11.87	5.76	8.20	31.24	8.90	12.91	14.31
Familia Bombycillidae											
<i>Bombycilla cedrorum</i>	m,ri	fr,gr	24	100							
Familia Ptiligonatidae											
<i>Ptilogonys cinereus</i>	e, altura	iaf,fr	264	27.65	41.67	10.23	15.15				5.30
Familia Parulidae											
<i>Vermivora celata</i>	m,ri	iaf	297	11.45	5.39	7.41	4.04	12.46	10.77	12.12	36.36
<i>Vermivora ruficapilla</i>	m,ri	iaf	247	31.58	11.74	13.77	22.67	7.69	8.50		4.05
<i>Parula superciliosa</i>	r	iaf	20	25.00	40.00	35.00					
<i>Dendroica petechia</i>	m,ri	iaf,fr	100	26.00	4.00	5.00		2.00	38.00	11.00	14.00
<i>Dendroica magnolia</i>	m,ri	iaf,fr	47	36.17	23.40			6.38	12.77	17.02	4.26
<i>Dendroica coronata</i>	m,ri	iaf,fr	310	20.00	22.90	10.97	8.71	9.03	10.00	9.68	8.71
<i>Dendroica nigrescens</i>	m,riN	iaf,fr	200	11.00	12.50	1.00	21.50	14.50	15.00	8.50	16.00
<i>Dendroica townsendi</i>	m,ri	iaf,fr	278	21.22	21.94	11.87	7.91	7.91	10.43	7.19	11.51
<i>Dendroica occidentalis</i>	m,ri	iaf,fr	10	100							
<i>Dendroica graciae</i>	r	iaf,fr	27	44.44	37.04		18.52				
<i>Mniotilta varia</i>	m,ri,r?	iaf	135	21.48	6.67	16.30	4.44	2.96	22.96	14.81	10.37
<i>Setophaga ruticilla</i>	m,ri	iaf	14		28.57	71.43					
<i>Helmitheros vermivorus</i>	m,vi	iss,it	13				100				
<i>Seiurus aurocapilla</i>	m,ri	it,iaf	14				71.43				28.57
<i>Seiurus noveboracensis</i>	m,ri	it,iaf	44		4.55	38.64	36.36	11.36			9.09
<i>Oporornis formosus</i>	m,vi	iaf	4						100		
<i>Oporornis philadelphia</i>	m,vi	iaf	2		100						
<i>Oporornis tolmiei</i>	m,vi	iaf	2							100	
<i>Wilsonia pusilla</i>	m,vi,r?	iaf,fr	611	12.60	10.80	5.07	6.06	18.66	22.59	8.84	15.38
<i>Cardellina rubrifrons</i>	r	iaf	75	34.67	26.67	21.33	17.33				
<i>Ergaticus ruber</i>	e, altura	iaf,fr	44	86.36	13.64						
<i>Myioborus pictus</i>	r,ri	iaf	194	15.98	7.73	9.79	15.98	13.92	15.98	4.12	16.49
<i>Myioborus miniatus</i>	r	iaf	162	51.85	18.52	12.96	10.49	6.17			
<i>Euthlypis lachrymosa</i>	e	iss,it	10				100				
<i>Basileuterus culicivorus</i>	r	iav	20				100				
<i>Basileuterus rufifrons</i>	e	iav	159	30.82	50.31	11.95	4.40	2.52			

Especie	E	G.A.	No.	C	R	E	M	S	B	A	T
Msnm			Ind.	+1600	1400	1300	1100	1000	950	900	750
Familia Thraupidae											
<i>Rhodinocichla rosea</i>	e,W	iaf,fr	14		14.29		85.71				
<i>Habia rubica</i>	r	iaf,fr	35	34.29	42.86			22.86			
<i>Piranga flava</i>	r	iaf,fr	59	30.51	32.20	13.56	18.64				5.08
<i>Piranga rubra</i>	m,ri	iaf,fr	71	19.72	57.75	14.08	4.23			4.23	
<i>Piranga olivacea</i>	m,vi, t	iaf,fr	7	42.86					57.14		
<i>Piranga ludoviciana</i>	m,ri	iaf,fr	77	51.95	24.68			23.38			
<i>Piranga bidentata</i>	r	iaf,fr	130	10.77	26.92	6.15	20.77	6.92	9.23	10.77	8.46
<i>Piranga erythrocephala</i>	e,W	iaf,fr	2							100	
<i>Euphonia affinis</i>	r	fr,ins	2	100							
<i>Euphonia elegantissima</i>	r	fr,ins	41	12.20	26.83		60.98				
Familia Emberizidae											
<i>Sporophila torqueola</i>	r	gr,fr	1095		1.10					0.64	98.26
<i>Atlapetes pileatus</i>	e, altura	gr,ins	16		31.25			12.50			56.25
<i>Melospiza kieneri</i>	e,W	ins,it	173				16.76	30.64	24.86	9.25	18.50
<i>Pipilo erythrophthalmus</i>	r	iss,it	6				100				
<i>Pipilo fuscus</i>	r, NC	iss,it	169	31.95	68.05						
<i>Aimophila ruficauda</i>	r, Paci N	gr	39				100				
<i>Aimophila ruficeps</i>	r	gr	227	7.49	92.07		0.44				
<i>Aimophila rufescens</i>	r	gr	23					100			
<i>Spizella passerina</i>	r,ri	gr,fr	34	14.40	85.60						
<i>Spizella pallida</i>	m,ri	gr,fr	467	100							
<i>Melospiza lincolni</i>	m,ri	gr,fr	2				100				
<i>Junco phaeonotus</i>	r	it,fr	181	65.19	34.81						
Familia Cardinalidae											
<i>Saltator coerulescens</i>	r	gr,fr	179	15.08			18.99	19.55	10.06	11.17	25.14
<i>Cardinalis cardinalis</i>	r	gr	6		100						
<i>Pheucticus chrysoplepus</i>	r, Pac	iaf,fr	95	55.79	22.11			18.95			3.16
<i>Passerina caerulea</i>	r	gr,fr	20		100						
<i>Passerina versicolor</i>	r	gr,ins	9							100	
<i>Passerina ciris</i>	m,vi	gr,ins	16						25.00	31.25	43.75
Familia Icteridae											
<i>Quiscalus mexicanus</i>	r	omi	27					25.93	18.52		55.56
<i>Molothrus aeneus</i>	r,ri	gr,ins	117		5.13			15.38	54.70	16.24	8.55
<i>Molothrus ater</i>	r,ri	gr,ins	6							100	
<i>Icterus wagleri</i>	e	ins,fr,n	73	21.92	10.96	6.85		19.18	15.07	10.96	15.07
<i>Icterus spurius</i>	m,ri	ins,fr,n	53					18.87	15.09	26.42	39.62
<i>Icterus cucullatus</i>	r,ri	ins,fr,n	340	3.53	11.47	4.41		21.76	12.06	18.53	28.24
<i>Icterus pustulatus</i>	r, PAC	ins,fr,n	76					39.47	19.74	14.47	26.32
<i>Icterus bullockii</i>	m,ri	ins,fr,n	186	4.84	15.59	1.08		12.37	7.53	27.42	31.18
<i>Icterus galbula</i>	m,ri	ins,fr,n	23	100							
Familia Fringillidae											
<i>Carpodacus mexicanus</i>	r	fr,gr	95	47.37	22.11						30.53
<i>Loxia curvirostra</i>	r	gr	21	76.19		23.81					
<i>Carduelis pinus</i>	e, pino	gr	21	76.19	23.81						
<i>Carduelis notata</i>	e, atura	gr	66	45.45	13.64	12.12	16.67	12.12			
<i>Carduelis spaltria</i>	r	gr	126	38.89	58.73				2.38		
Total de especies			201	108	127	70	94	97	89	84	102

(C, R, E, M, cotas area boscosa y S,B,A,T, cotas en plantaciones; r=residente; e=endémica; ri= residente con individuos migratorios ;m=migratoria;vi=visitante de invierno; ca=carroñero; ins=insectos; n=invertebrados; ver=vertebrados; fr = frugívoros; gr =granívoro; ni=nectarívoro insectívoro; i=insectívoro;icc= de corteza;iav=acechador al vuelo;iaf=acechador del follaje;)

VARIACIONES ESTACIONALES E INTERANUALES EN LA COMUNIDAD AVIFAUNÍSTICA

INTRODUCCIÓN

Los cambios en el uso de recursos espacio-temporales en las comunidades avifaunísticas o de grupos funcionales de aves, han sido ilustrados por muy diversos autores, que coinciden en que los principales factores que intervienen en los cambios en la abundancia y el uso del hábitat son: la variabilidad en la productividad, la edad del medio; la estructura y composición de la vegetación en el área, así como la circundante y la heterogeneidad del paisaje, entre otros (Conner 1981; Alatalo 1982; Carrascal 1984; Finch 1989; Currie 1991; Freemark et al. 1995; Murphy 2003; Bailey 2004; White y Hurlbert 2010).

Sin embargo, dada la diversidad de ambientes que hay, de objetivos planteados, del grupo estudiado y los enfoques del estudio, variará el o los factores involucrados y el tipo de respuesta obtenida, de tal forma, que para algunos autores, unos de los factores que explica los patrones intra e interespecíficos en la riqueza, abundancia y en el uso espacio-temporal del hábitat, principalmente en aves migratorias y de hábitos insectívoros, es la limitación del alimento (Holmes 1986; Lindell et al 2006). Otros autores, explican que los desplazamientos espacio-temporales se deben a cambios en las condiciones físicas ambientales, como el clima y sus variaciones anuales (Blake et al 1994; Dugger et al. 2004; Nakazawa et al. 2004) o bien, a la presencia de un marcado gradiente altitudinal (Kessler et al. 2001). Para otros es una respuesta a la competencia y la interferencia interespecífica (Terborgh 1977; Terborgh et al. 1990; Holmes et al. 1996; Tellería y Santos 1997).

Actualmente se acepta que estos cambios están fuertemente influenciados por la reducción en las áreas boscosas y por la fragmentación del hábitat, la cual altera la dinámica espacio-temporal de las especies y de ciertos grupos, como aquellas aves que requieren del interior del bosque, favoreciendo a unas y a otras no; efecto que modifica los costos energéticos y de riesgo de depredación que involucra el uso del medio (Hinsley 2000; Wright y Muller-Landau 2006; Hockey y Curtis 2008). La cantidad, la configuración y el nivel de fragmentación determinan gran medida el número de sitios que ocupa una especie, sus abundancias y persistencia (Knutson et al. 2004; Warkentin 2008). Dado que estas fluctuaciones y cambios en el uso del hábitat son comunes en la

naturaleza y que la fragmentación y la disminución de los bosques en el mundo es cada día más evidente, existe una preocupación por conocer las especies cuyas poblaciones han declinado en las últimas décadas y sus causas, siendo estas hoy en día muy diversas y complejas (Jetz et al. 2008). Las diferencias en las variaciones anuales en los patrones de riqueza, presencia y abundancia de las especies varían espacialmente a gran y pequeña escala y nos indican la respuesta de las especies a las presiones de selección (Blake 2007; Brooks y Bonter 2010). Los cambios en las abundancias de las especies migratorias de grandes distancias, parecen estar relacionados, con los eventos en su área de invierno o durante su movimiento migratorio (Robbins et al. 1989; Sherry y Colmes 1996; Sherry et al. 2005; Jonson et al. 2006) y en otros casos, se atribuyen las disminuciones poblacionales de las aves a los efectos en sus tierras reproductivas (Askin et al. 1990; Böhning-Gaese et al. 1993; Rodríguez 2002). A mediano y largo plazo, las causas de estas disminuciones pueden deberse a la presencia de eventos previos, como severas sequías y a cambios sucesionales en el hábitat (Blake et al. 1992, Dugger et al. 2004).

Estas diferencias en resultados se deben en gran parte, a la escala utilizada, al área abarcada (local versus regional) y el tiempo, ya que los estudios que abarcan varios años proveen una mayor y precisa información sobre la calidad del hábitat que los realizados en un solo año (Husak y Linder 2004; Thogmartin et al. 2008; Zuckerberg et al. 2009) y por otra, al hecho de que las tendencias poblacionales y las respuestas al medio, son diferentes entre las especies y no son las mismas en toda el área de distribución de la especie involucrada (Blake et al. 1994; Bélisle y Desrochers 2002); o bien, a una combinación de estos factores, en los que intervienen los atributos de las poblaciones involucradas (grupos alimentarios, funcionales y tipo de anidación) (Kristan 2006).

El ir comprendiendo como intervienen en las dinámicas poblacionales las variaciones espacio-temporales, así como las interacciones entre las especies y la estructura de cada uno de los grupos funcionales, involucra incorporar una visión biogeográfica, jerárquica y compleja (Colwell et al. 2004). Las variaciones en la persistencia, en la abundancia, la dispersión y en la invasión, pueden afectar el tamaño poblacional y la viabilidad, la demografía, la coadaptación, así como las cadenas alimentarias y la estructura de los grupos funcionales (Schlosser y Kallemeyn, 2000; Margules 2002; Fleischman 2004).

Desde hace más de 30 años se cuenta con investigaciones muy diversas que se

han enfocado a analizar las variaciones en los procesos poblacionales a nivel regional y local, principalmente en los bosques maduros del norte de Estados Unidos y Canadá y en las áreas transformadas para actividades humanas (Hunter 1992; Jobin et al. 2001; Knutson et al. 2004; Ewers y Didham 2006; Vanderwel et al. 2007; Keller y Yahner 2010). La gran mayoría de estos estudios se han realizado en las porciones del este de Estados Unidos, cuyas condiciones difieren de aquellas presentes en el lado oeste (Carlisle et al. 2004). Para el Neotrópico, en los últimos 25 años han surgido numerosos estudios que han examinado el uso que hacen las aves de los bosques tropicales y los factores que intervienen en ello (Karr y Freeman 1983; Bierregaard y Lovejoy 1989; Thiollay 1999; Sodhi et al. 2008).

En años más recientes, en el neotrópico, se han enfocado al estudio de la diversidad y uso de las aves de las áreas transformadas para actividades agrícolas y ganaderas (Mckay 1980; Rodenhouse 1995; Robinson et al. 2003; Johnson et al. 2006); particularmente en las áreas neotropicales dedicadas a los cultivos tradicionales de café de sombra (Wunderle y Latta 1996; Greenberg et al. 1997^{a,b}; Greenberg et al. 2000^a; Linden y Smith 2003; Johnson 2000). Estudios en los que se resalta el valor de las plantaciones tradicionales y rústicas de café en la conservación de las poblaciones de aves de bosque y la importancia de usar árboles de sombra nativos y de la intensidad de manejo que en este ambiente se dé (Carlo et al. 2004; Philpott et al. 2008).

En México, destacan los trabajos que analizan los cambios en la distribución y uso del hábitat de las especies de aves (Cody 1985; Hutto 1989; Lynch 1989, 1992; Estrada et al. 2000) faltando profundizar en la cuantificación de las poblaciones y sus variaciones (Graham y Blake 2001). Son pocas las investigaciones ornitológicas que abarcan las áreas transformadas y el uso que las aves hacen de estas (Estrada et al. 1997; Tejeda-Cruz y Sutherland 2004; Dietsch et al. 2007; Greenberg et al. 2008).

La información sobre las variaciones en las abundancias, en las distribuciones locales y regionales y en las tasas vitales de las aves, que abarcan varios años nos pueden dar información sobre diferencias entre el uso de áreas naturales versus fragmentadas y sobre la calidad de estos medios (Mysterud y Ims 1998; Hames et al. 2001). El contar con esta información coadyuvaría a la identificación de las especies en riesgo (Bart 2005; Wrigth y Muller-Landau 2006) y al análisis sobre las consecuencias que estas variaciones pueden tener en las poblaciones de aves, que en algunos casos, pueden ser dramáticas (Keyser et al. 2004; Keller y Yahner 2007).

OBJETIVOS

Con la finalidad de analizar los patrones de distribución de la riqueza y abundancia de las especies presentes en el gradiente altitudinal de la Sierra de San Juan, Nayarit, a lo largo de seis años consecutivos (1993 a 1998) en total, por época (lluvias y secas) y medio (área boscosa y plantaciones); tanto por grupo de permanencia, como alimentario y evaluar algunos de los procesos que podrían afectar tanto la riqueza y la abundancia, como la posibilidad de ocupación de sitios y la persistencia de las especies en ambientes conservados y aquellos dedicados a plantaciones tradicionales de café; se plantearon los siguientes objetivos:

1. Cuantificar y analizar la relación de la riqueza y las abundancias de las especies; por grupos de permanencia y alimentarios y sus variaciones en el tiempo (secas versus lluvias y entre años) y en el espacio (cotas altitudinales y vegetación natural versus plantaciones).
2. Determinar la contribución que tiene cada grupo alimentario al valor de diversidad avifaunística en el bosque versus plantaciones.
3. Analizar los cambios interanuales (época de lluvias versus secas) e intranuales (entre años) en las abundancias de las especies, por grado de permanencia y grupo alimentario, por altitud y tipo de vegetación.
4. Relacionar la habilidad de ocupar diferentes sitios a lo largo del gradiente por las especies, con sus abundancias inter e intranuales y con la permanencia de las especies a lo largo del estudio.

MÉTODOS

El área de estudio, la Sierra de San Juan, Nayarit, se ubica entre las coordenadas 21°20' y 21°32' de latitud Norte y los meridianos 104°53' y 105°03' de Longitud Oeste; entre los municipios de Tepic y Xalisco; en la provincia fisiográfica Cinturón Volcánico Mexicano. Se inicia desde su contacto con la Llanura Costera, en una línea de altura variable (de 10 a 400 msnm), alcanzando elevaciones como el Volcán San Juan (2,080 msnm) y el Cerro Alto (2,240 msnm) (Blanco 1990). Se reportan dos unidades climáticas en la sierra: la templada, entre los 1,400 a los 1,700 msnm, con temperaturas promedio anuales de 15.5 ° y 18° C y la semicálida, que abarca el resto de la sierra con una temperatura promedio anual entre 18° y 22°. La precipitación se concentra en los meses de junio a octubre (Bojórquez et al. 2002). En 1987, el gobierno del Estado, decreta dentro de la Sierra de San Juan, un área de 26,231 ha, como Reserva Estatal

Sierra de San Juan, la cual abarca desde los 980 msnm hasta sus máximas elevaciones. En sus porciones más elevadas, se presentan diversos tipos de vegetación primaria (18,582 ha); de coníferas (pino), encinares-pinares, mesófilo de montaña, y en sus partes bajas (debajo de los 1,000 msnm) se encuentran porciones de bosque tropical subcaducifolio, selva baja caducifolia y selva baja espinosa. Históricamente en esta área se han cultivado, el maíz, como cultivo anual y los perennes como el café de sombra, con plátano y aguacate (3,947.8 ha). A lo largo de la sierra, se encuentran manchones de vegetación secundaria (2,105.3 ha), diversas construcciones (959.4 ha), pastizales (415.5 ha) y minas (233 ha) (Bojórquez et al. 2002).

El estudio se realizó por medio de censos avifaunísticos realizados en transectos lineales a lo largo de seis años de estudio (1993 a 1998) en la Sierra de San Juan, Nayarit; abarcando tanto el área boscosa y protegida a nivel estatal de la sierra (bosques de pino, encino, vegetación secundaria y mesófilo de montaña) de los 2,040 msnm a los 1,000 msnm; como las áreas no protegidas y dedicadas a cultivos de café de sombra, aguacate y plátano, de los 1,000 a los 650 msnm. Los transectos lineales fueron de 800 a 1,000 m de largo por 100 m y de 3 a 5 por tipo de vegetación y agrosistemas, cubriendo de siete a ocho meses por año. Se abarcaron las siguientes cotas altitudinales: 1,600 a 2,040 msnm (pinos); 1,590 a 1,400 msnm (encinos); 1,300 (vegetación secundaria); 1,200 a 1,100 (mesófilo); 1,000 a 1,050 msnm (plátano y café); 980 a 950 (café); 930 a 900 msnm (aguacate y café); 750 a 650 msnm (café y plátano). Entre cada transecto, se dejó una separación de 1.5 a 3 km de distancia entre ellos, evitando así su traslape y contar así con una distancia entre ellos independiente estadísticamente (Ralph y Scout 1981; Bibby et al. 2000).

En cada registro directo o por canto, se anotaba la especie, los individuos, la altitud, hábitat y observaciones sobre el tipo de alimento que consumía el ave. Con los datos recabados, se obtuvo, tanto el número de especies, como sus abundancias: totales, por época (lluvias y secas); por sitio (cotas altitudinales) y por área: (aquella que corresponde a las cotas altitudinales por arriba de los 1000 msnm, de vegetación natural y la que se ubica de los 1000 msnm hacia abajo, área de plantaciones).

Riqueza

Las especies se agruparon por su grado de permanencia de acuerdo a lo registrado en los censos, como por consulta de la literatura (Escalante 1988; Howell y Webb 1995). Se consideraron las siguientes categorías; residentes, incluyendo a endémicas; residentes que reciben un aporte de individuos migratorios y migratorias de

grandes distancias. Se compara su riqueza entre sitios, épocas y años y su posible relación con la precipitación pluvial anual; así como se analizan los cambios inter e intraanuales en el número de especies.

Grupos alimentarios

La asignación de cada especie a un grupo alimentario determinado se obtuvo a partir de las observaciones directas obtenidas en el campo y por la consulta bibliográfica (Escalante 1988; Ehrlich et al. 1988; Terborgh et al. 1990); siendo estos grupos: carnívoros, insectívoros (colectoras del follaje, de insectos de la corteza, acechadoras al vuelo, del suelo), frugívoras, granívoras, omnívoras y nectarívoras.

Abundancia

Los conteos se expresan como índices de abundancias relativas, ya que estos permiten mejores comparaciones de las especies a través de hábitats o regiones geográficas (Lynch 1989). Las abundancias relativas se calcularon considerando el número de individuos registrados/ entre el número de censos en que aparece la especie: totales, por sitio, año y época (Bibby et al. 2000). Estas se obtuvieron por especie, por grupo de permanencia y alimentario.

Para describir la distribución de las especies por su abundancia y detectar aquellas dominantes numéricamente en la sierra y por cota, se graficó el logaritmo de las abundancias relativas, considerando la dominancia como: $d = (p_i)_{\max}$, donde p_i es la proporción de cada especie (es) que con más individuos contribuyen a la abundancia total (Magurran 1988). Con los valores de abundancia por especie, se obtuvo como un valor de heterogeneidad, el índice inverso de diversidad de Simpson ($BSD=1/S$) donde: $S = \sum p_i^2$ (Levins 1968); por época y sitio; para analizar cuál es el aporte en la proporción de especies por grupo alimentario (sin rapaces e insectívoras aéreas) al valor del índice (BSD) (Cody 1985). Se compararon estos valores entre los sitios que corresponden al área boscosa, con los de las plantaciones por debajo de los 1,000 msnm.

Las variaciones por época y entre años, se efectuaron considerando que lo que se desea destacar son los cambios en las abundancias que han tenido las especies de 1993 a 1998, por lo que estos cambios, totales, entre sitios, hábitats y épocas, se calcularon como: $A_2 - A_1$, siendo: A_2 , la abundancia proporcional de las especies en el segundo año (A_2) menos su abundancia en el primer año (A_1). El cambio total por especie, es la suma de las diferencias en las abundancias entre años consecutivos y el porcentaje de cambio, es la suma de las diferencias en años consecutivos por 100 entre la suma de las abundancias de los años consecutivos o totales (Sauer et al. 1996). Los cambios en las

abundancias interanuales se analizan considerando el número de las especies totales y por grupo, analizando aquellas especies cuyos cambios fueron positivos, negativos o sin cambios (0). Se analizan en particular aquellas especies numéricamente dominantes; así como las especies consideradas como sensibles tanto a la fragmentación de los bosques templados como aquellas migratorias neotropicales cuyas poblaciones han declinado por diversas causas, en los últimos 25 años o bien, que tienen una alta posibilidad de que declinen drásticamente en los siguientes años (Robbins et al. 1989; Sauer et al. 1996; Panjabi et al. 2005).

Cambios en la Abundancia, Ocupación y Persistencia

Para el análisis sobre la relación entre la abundancia, ocupación de sitios y persistencia (siendo esta la habilidad de ocupar diferentes sitios en todo el gradiente y a lo largo de los años, Hames et al. 2001) no se consideraron a las especies rapaces, ni a las insectívoras aéreas. La habilidad de ocupar diferentes sitios, se realizó considerando la ocurrencia proporcional de una especie (f = el número de detecciones o veces en que aparece una especie por sitio y estación) y su abundancia proporcional (n). La persistencia interanual de cada especie en la ocupación de los sitios, se midió como: $f=f'/f$, en donde f' , es el número de sitios ocupados en años consecutivos y f es el número total de sitios ocupados en los seis años (Tellería y Santos 1997).

Análisis estadístico:

Se aplicaron pruebas no paramétricas, ya que en general, los datos no presentaban una distribución normal (Zar 1999). Para comparar las diferencias en la riqueza de especies e individuos, por época/año y medio, se aplicó el análisis por rangos de Kruskal-Wallis. El estadístico G para detectar diferencias entre la proporción total de individuos residentes, endémicos y migratorios por época y sitio.

Así como se aplicó el Coeficiente de correlación de Spearman, para la determinación de asociaciones entre la riqueza por época y medio con la precipitación pluvial anual; entre la riqueza con el número de años que está presente una especie; entre el porcentaje de cambio en las abundancias por especie o grupo por medio y época; el número de detecciones de la especie con sus abundancias anuales; entre la persistencia con los cambios interanuales en la abundancia de las especies y en algunos casos, se realizaron pruebas de ajustes de rectas para comprobar la tendencia en la relación entre dos o más variables. Con el fin de conocer si hay diferencias en la ocupación de sitios, se usaron los promedios de ocurrencia de las especies entre épocas y se aplicó la prueba de Student (T).

RESULTADOS

Variaciones en la riqueza

Al comparar la riqueza entre el área protegida y la boscosa (por arriba de los 1,000 msnm con aquellas cotas altitudinales de plantaciones (1,000-650 msnm) se resgistran diferencias significativas entre años y épocas (*Kruskal-Wallis* =21.258, $n=24$, $P<0.05$). Es durante la época de secas (excepto 1996) y en las cotas altitudinales del área boscosa (excepto 1995) en donde se registra la mayor riqueza (Cuadro 1, Figura 1)). Destaca 1997 en secas, por registrarse la riqueza media más elevada y la de lluvias por representar la media más baja. Las especies migratorias consituyen entre el 17 al 22% del total de especies; siendo estas principalmente insectívoras.

Cuadro 1. Riqueza total de especies (No.S.) por altitud, medio (área boscosa versus plantaciones); por grado de permanencia (residentes= Res.; pi.= residentes con individuos parcialmente migratorios) por año (1993 a 1998) y época: Secas (S) y lluvias (L); promedio de especies en todo el gradiente de la Sierra de San Juan (SSJ), Nayarit

Parámetro/Época	S93	L93	S94	L94	S95	L95	S96	L96	S97	L97	S98	L98
Altitud (msnm)/ Sigla	No.S	No.S	No.S	No.S	No.S	No.S	No.S	No.S	No.S	No.S	No.S	No.S
+1,600 Pino (C)	78	40	40	75	73	61	44	43	80	37	65	63
1,400 Encino (R)	59	61	89	49	65	51	69	71	78	34	70	52
1,300 Veg. sec. (E)	21	35	48	35	54	41	53	39	60	33	53	33
1,100 Mesófilo (M)	56	38	69	41	68	25	53	49	50	41	58	38
1,000 Café/plátano (S)	65	43	65	43	43	41	50	47	57	48	40	38
950 Cafetales (B)	47	30	71	43	68	48	49	59	58	22	36	34
900 Aguacate/Café (A)	45	37	58	40	50	43	48	46	62	48	38	32
750 Café/plátano (T)	74	50	74	60	75	63	57	62	70	57	62	48
MEDIO (No.)												
Bosque (No. Especies) % Especies	(117) 85.40	(93) 78.15	(136) 83.44	(107) 78.68	(136) 85.00	(103) 75.18	(132) 84.62	(111) 79.86	(140) 86.96	(107) 76.98	(130) 99.24	(89) 92.71
Plantacion (No. Especies) % Especies	(90) 65.69	(74) 62.18	(106) 65.03	(88) 64.71	(100) 62.50	(93) 67.88	(89) 57.05	(88) 63.31	(106) 65.84	(92) 66.19	(80) 61.07	(69) 71.88
TOTAL SSJ	137	119	163	136	160	137	156	139	161	139	131	96
Promedio	55.63	41.75	64.25	48.25	62.00	46.63	52.88	52.00	64.38	40.00	51.13	40.38
Desv. Std.	18.22	9.74	15.43	13.12	11.59	12.19	7.59	10.89	10.61	10.93	15.82	14.7
PERMANNCIA												
Residentes (%)	51.09	57.14	53.37	52.21	50.63	51.09	48.08	53.96	49.07	47.48	48.86	51.04
Endémicos (%)	21.90	21.01	19.63	22.79	20.63	20.44	21.15	21.58	21.74	23.74	22.14	25.00
Res.+pi. (%)	9.49	7.56	7.98	9.56	8.75	11.68	8.97	8.63	8.07	8.63	9.16	8.33
Migratorios (%)	17.52	14.29	19.02	15.44	20.00	16.79	21.79	15.83	21.12	17.27	19.85	15.63

Se observa una tendencia inversa entre la riqueza por época y medio con la precipitación pluvial anual; siendo esta significativa para la riqueza en plantaciones durante secas (Correlación Spearman, $r_s = -0.489$; $n=24$, $P < 0.05$) (Figura 2).

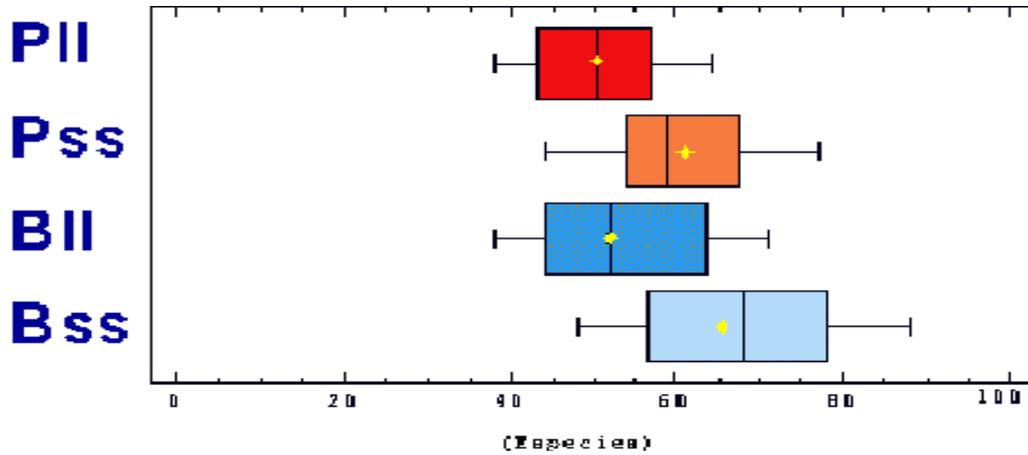


Figura 1. Diagrama de caja y bigotes de la riqueza (número de especies) por época, año (II = lluvias; ss = secas) y medio (P = plantaciones; B = bosque); con su media (+) en la Sierra de San Juan, Nayarit.

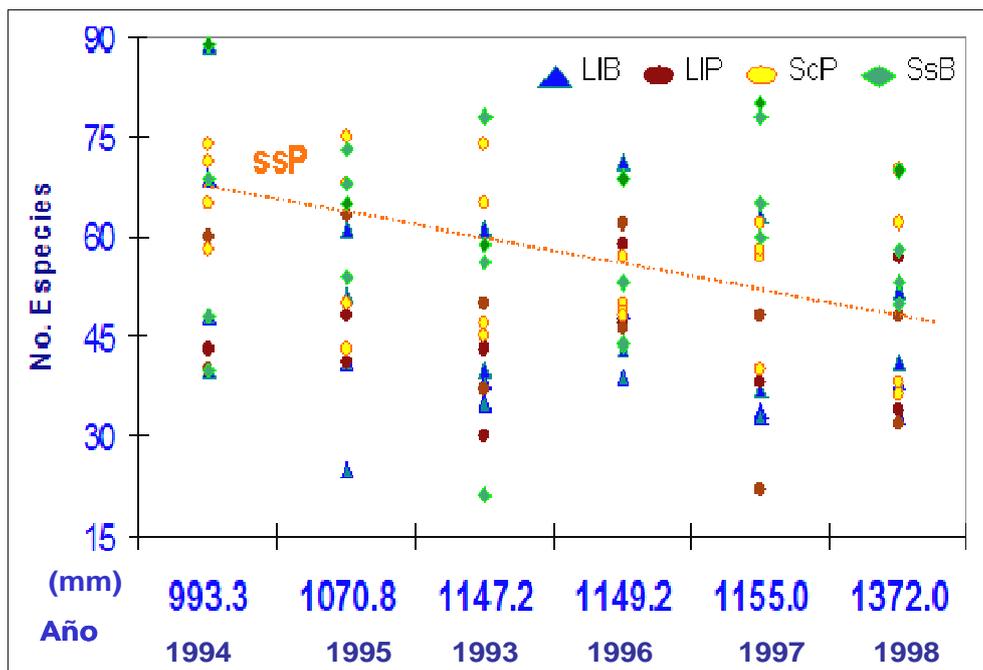


Figura 2. Número de especies por épocas /año (Ss=secas; Ll =lluvias) y medio: bosque (B) y plantaciones (P) y precipitación pluvial anual de la región (Pp). Línea de tendencia de riqueza con precipitación pluvial durante secas en plantaciones (ssP).

Abundancia

Las cotas altitudinales donde se registra la mayor riqueza y número de individuos son: entre los 1,400 a los 1,600 msnm, con el 21.74% del total y en la plantación de café a los 750 msnm (16.65% individuos totales). Se registra una relación directa por época y medio, entre la abundancia y la riqueza ($r_s = 0.8095$, $P < 0.05$, $n =$

24). Las abundancias por época/año y medio, varían y son estadísticamente significativas (*Kruskal-Willis* $U'=3.14$; $n=24$, $P < 0.05$) (Figura 3).

Destaca la abundancia de insectívoros, principalmente de migratorios y parcialmente migratorios (Figura 4). La proporción total de individuos residentes, endémicos y migratorios por época (secas vs. lluvias) y sitio, varía significativamente (*Estadístico G* = 189.07, $n=12$, a , $P 0.05$) (Figura 5).

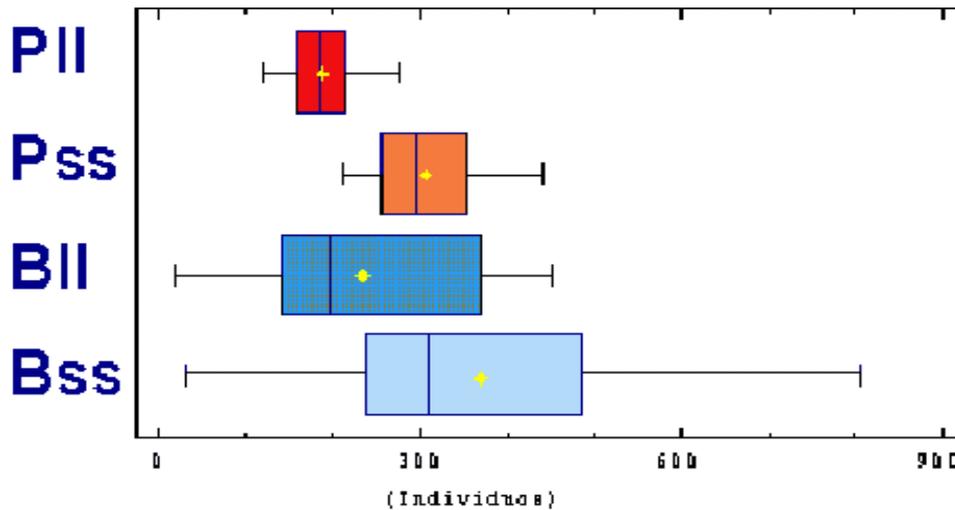


Figura 3. Digrama de caja y bigotes del número individuos registrados por época (lluvias = ll; secas = ss) y medio (bosque=B; plantaciones= P); y su media (+), en la sierra.

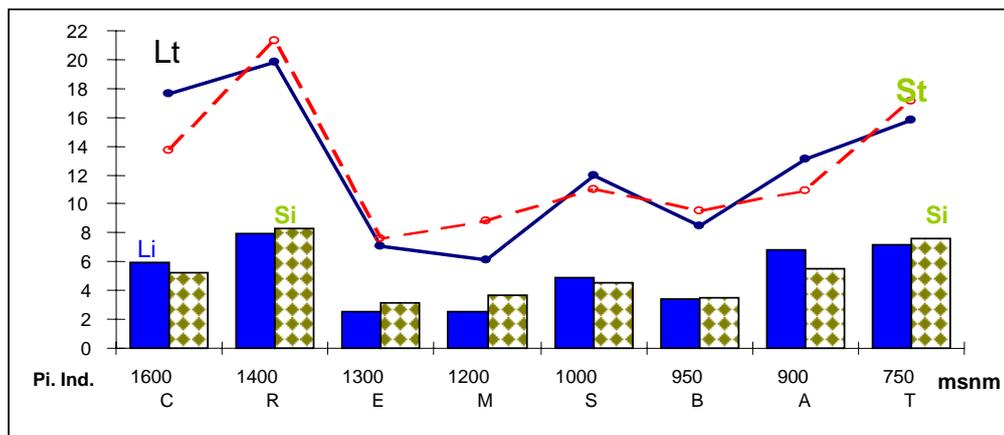


Figura 4. Proporción de individuos (Pi.Ind.) por cota altitudinal (msnm) y época (lluvias =Lt y secas St.) y de insectívoros (con respecto al total de insectívoros) por época (Li = lluvias y Si= secas) en la Sierra de San Juan, Nayarit.

En total y por cota altitudinal, en las curvas de las abundancias por especie se registra, que son unas cuantas especies que dominan: así, el 34.85% del total de individuos, se concentran en 11 especies (una migratoria, *Wilsonia pusilla*) (Figura 6). Las especies dominantes por cota, no son las mismas, en las 3 cotas de altitudes mayores de los 1,200 msnm, domina *Zenaida asiatica* (Figura 7). De los 1,000 msnm a

los 900, la primavera (*Turdus assimilis*) es la especie que domina; a los 750 msnm, el 27.47% de los individuos, corresponden a *Sporophila torqueola*. El colibrí, *Amazilia beryllina*, domina en los 900 msnm e *Hylocharis leucotis*, por arriba de los 1,600 msnm, y a los 1,000 msnm, es donde se registran sus mayores abundancias.

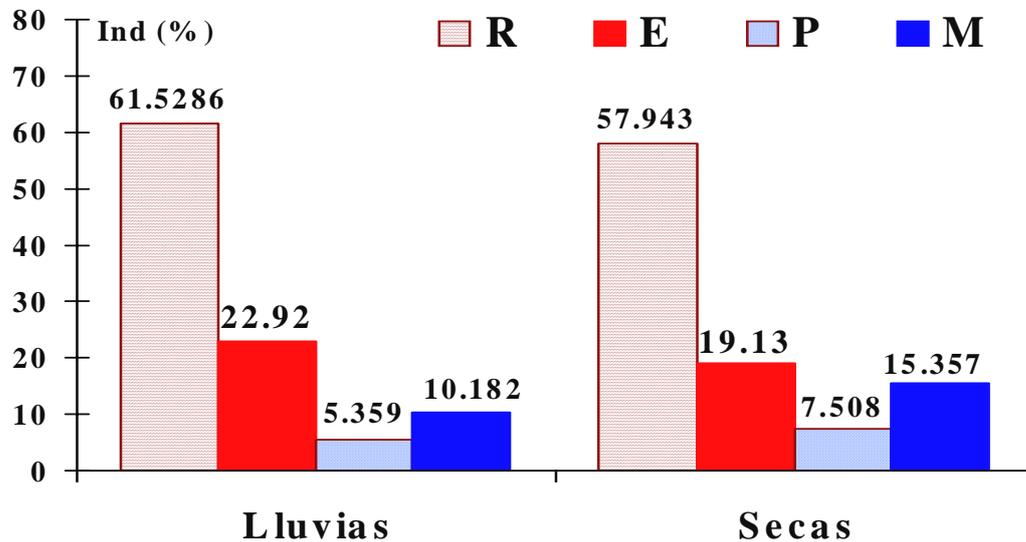


Figura 5. Porcentaje total de individuos por permanencia y época (R =residentes; E=endémicas; P= residentes con individuos migratorios y M=migratorios).

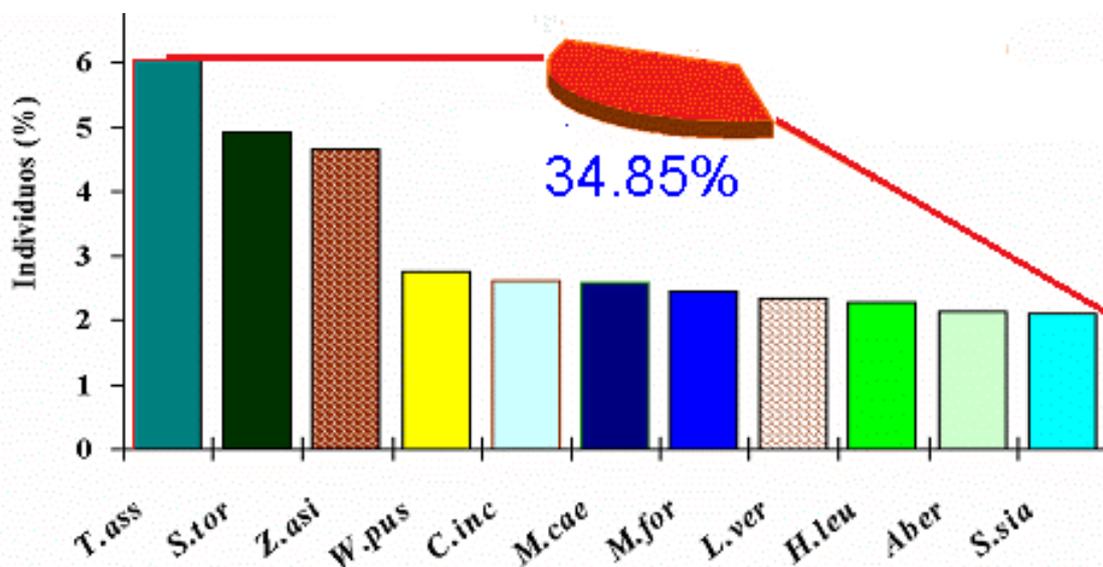


Figura 6. Proporción total de individuos (34.85%) que representan las 11 especies dominantes en la Sierra de San Juan, Nayarit y por especie (T.ass= *Turdus assimilis*; S.tor.=*Sporophila torqueola*; Z.asi.=*Zenaida asiatica*; W.pus.=*Wilsonia pusilla*; C.inc.=*Columbina inca*; M.cae.=*Melanottis caerulescens*; M.for=*Melanerpes formicivorus*; L.ver.=*Leptotila verreauxi*; H.leu.=*Hylocharis leucotis*; A.ber.=*Amazilia beryllina* y S.sia.=*Sialia sialis*).

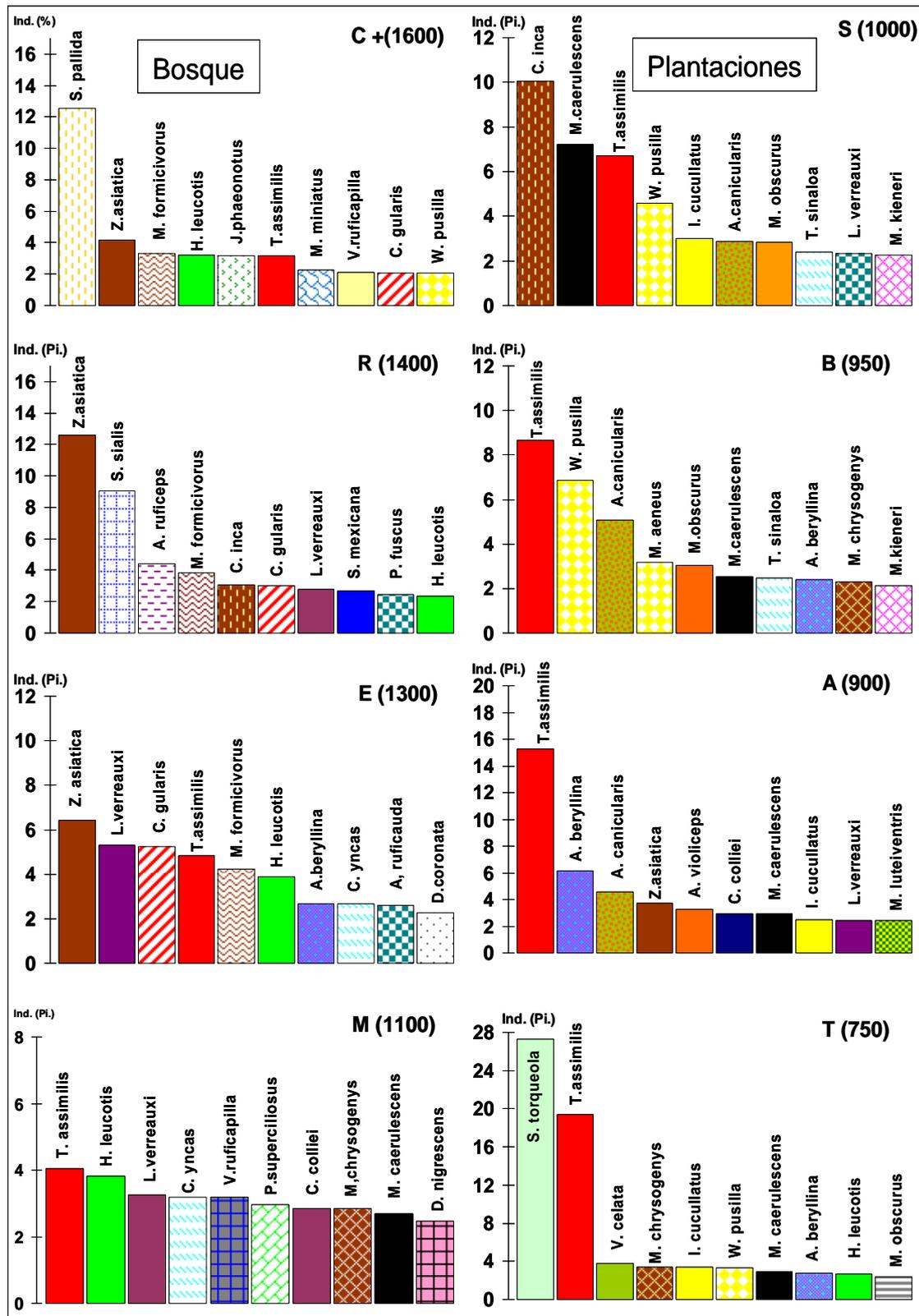


Figura 7. Porcentaje de especies dominantes numéricamente (% Ind.) por cota altitudinal y medio (bosque versus plantaciones) en la Sierra de San Juan, Nayarit.

Riqueza y abundancia por grupos alimentarios.

El aporte que tiene cada grupo alimentario a la diversidad aviaria (BSD) entre meses y medios es distinto (Figura 8). En particular, destaca la elevada contribución de todas las especies insectívoras a la diversidad; siendo las insectívoras acechadoras del follaje, el grupo cuyo aporte es relevante en ambos medios, cuya relación es positiva y significativa (a P menor 0,05); caso similar es el de las frugívoras. La contribución de las granívoras y omnívoras en ambos medios, tiende a ser inversa con los valores de diversidad.

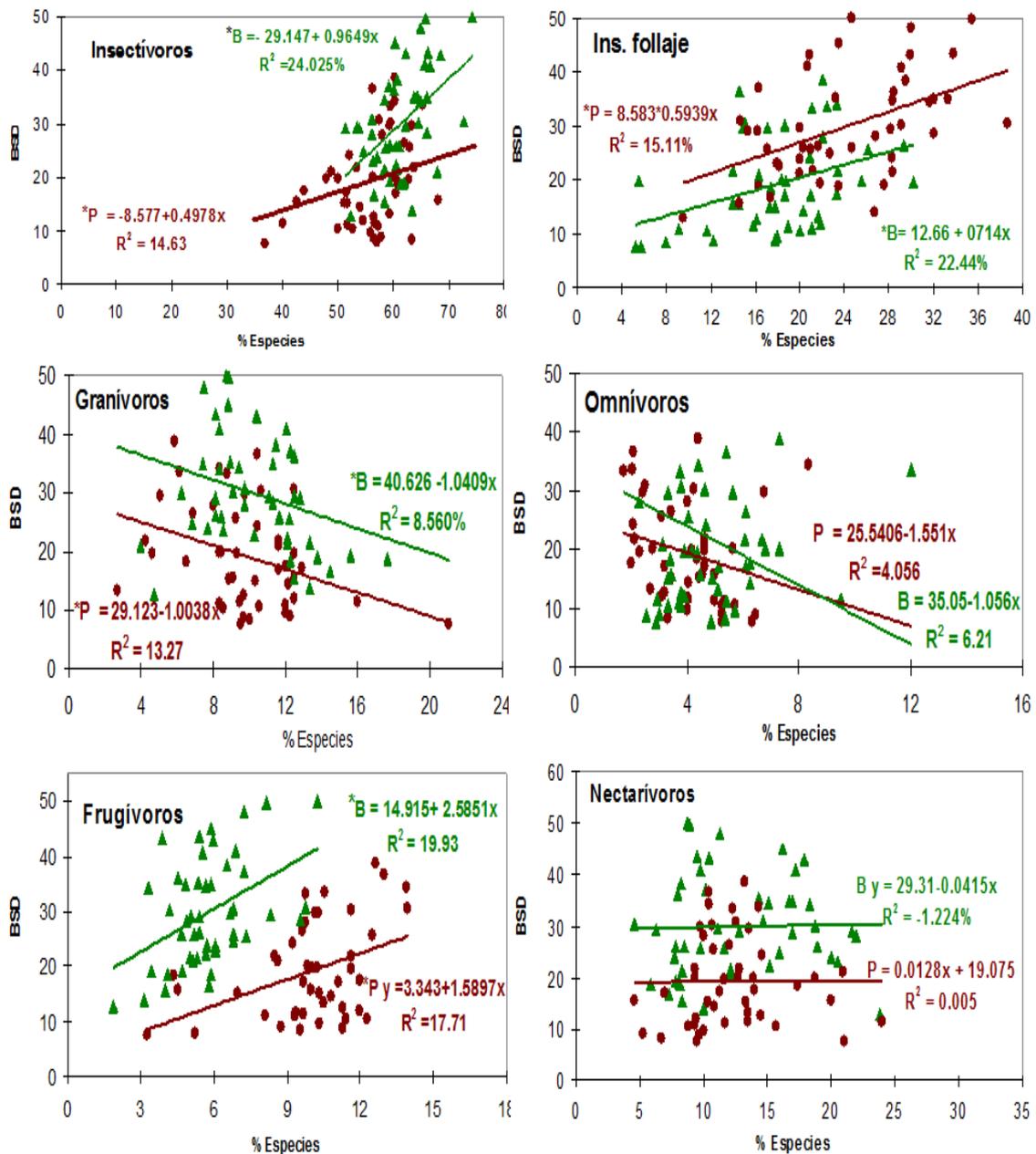


Figura 8. Relación entre el porcentaje de especies por grupo alimentario y el valor de diversidad (BSD) por mes y medio: (B, triángulos) bosque (por arriba de los 1,000 msnm) y (P, círculos) plantaciones (debajo de los 1000 msnm). (* P < 0.05).

Abundancia y sus cambios inter e intranuales.

Las abundancias relativas (individuos/no. censos/ocurrencia) más elevadas se presentan en la cota de los 1,400 msnm y en el cafetal a los 750 msnm (Figura 9). Los cambios registrados en las diferencias totales de las abundancias entre años consecutivos (Año2-Año1) por cota altitudinal, todos resultan positivos (Apéndice), siendo la cota de los 750 msnm (T), donde se obtuvo el porcentaje de cambio más elevado (Figura 10).

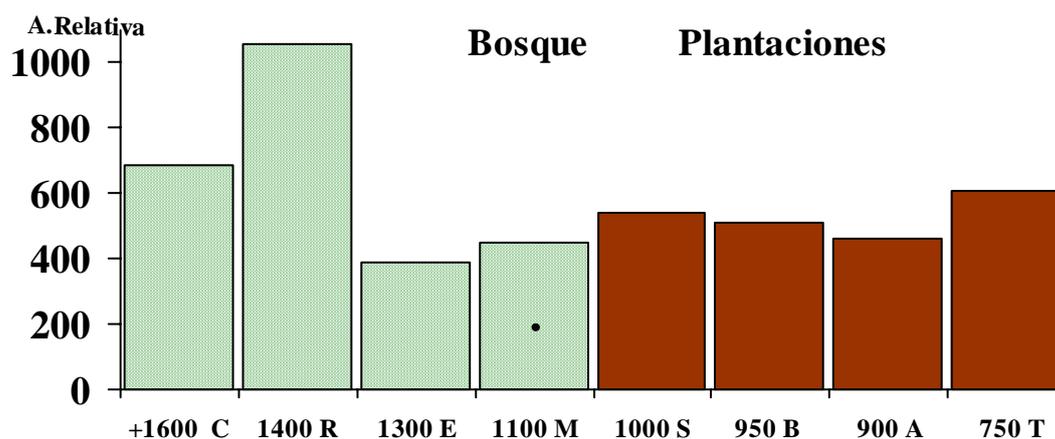


Figura 9. Abundancias relativas (A.Relativa) totales por cota altitudinal en la Sierra de San Juan, Nayarit.

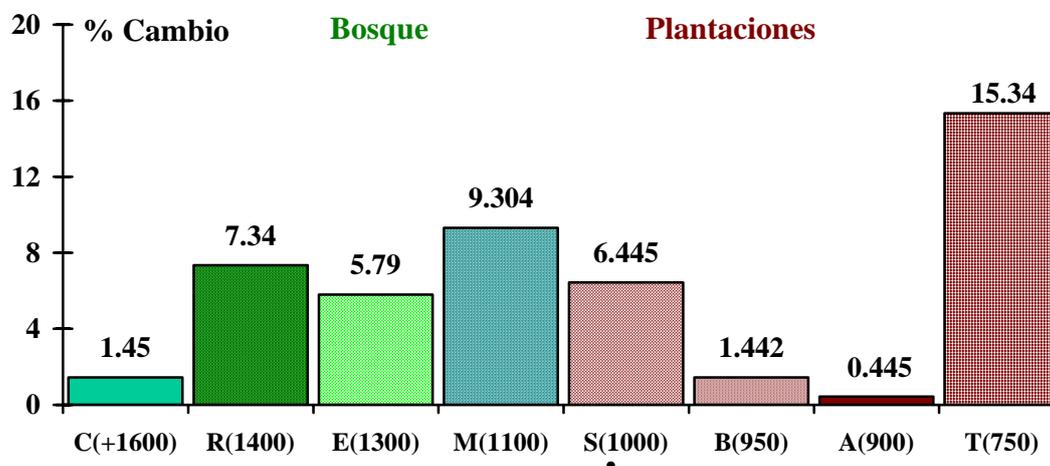


Figura 10. Porcentaje de cambio interanual total en la abundancia por cota altitudinal y medio (bosque y plantaciones) en la Sierra de San Juan.

Los cambios interanuales en la abundancia, entre las cotas boscosas con las de plantaciones tienden a ser inversas (Coeficiente de relación Spearman $r_s = -0.8667$, $a P < 0,05$, $n=6$) (Figura 11), siendo las plantaciones las que siempre contienen un menor porcentaje de individuos y cuyo porcentaje total de cambio interanual en la abundancia (3%) es un poco menor al del área boscosa (3.53%) (Figura 12).

La suma de las diferencias en abundancia, entre años consecutivos, a excepción del ciclo 1995-1994, resultaron en valores positivos, siendo los períodos 1994-1993 y 1998-1997, cuando se registra el mayor incremento positivo, tanto en sus abundancias relativas (alrededor de 27% de cambio), como en el porcentaje de especies con valores positivos (64.2% y el 51.51% respectivamente) (Figura 13). La diferencia entre 1995-1994, resulto en un valor negativo total para ambos medios; pero es en particular en el área boscosa donde se registra una considerable disminución en la abundancia (-22.7% de cambio) y un incremento en el número de especies que obtuvieron en sus abundancias valores negativos (58.59%). Lo contrario, ocurrió en 1996-1995, cuando la diferencia en las abundancias totales es positiva, disminuyendo el número total de especies con valores negativos (45.5%) y en las plantaciones, es negativo (-6.6%).

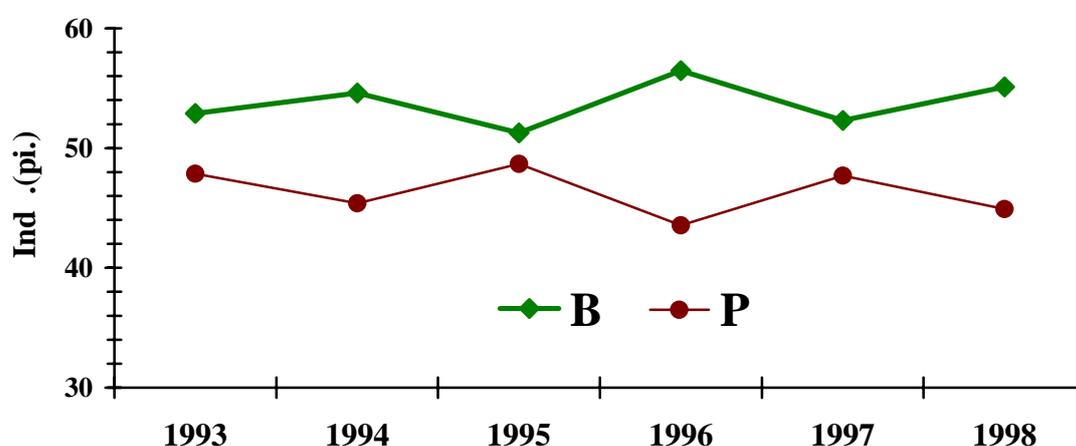


Figura 11. Proporción de individuos (Ind. Pi.) por año y entre las cotas altitudinales por arriba de los 1,000 msnm (bosque =B) y por debajo de los 1000 msnm (plantaciones = P).

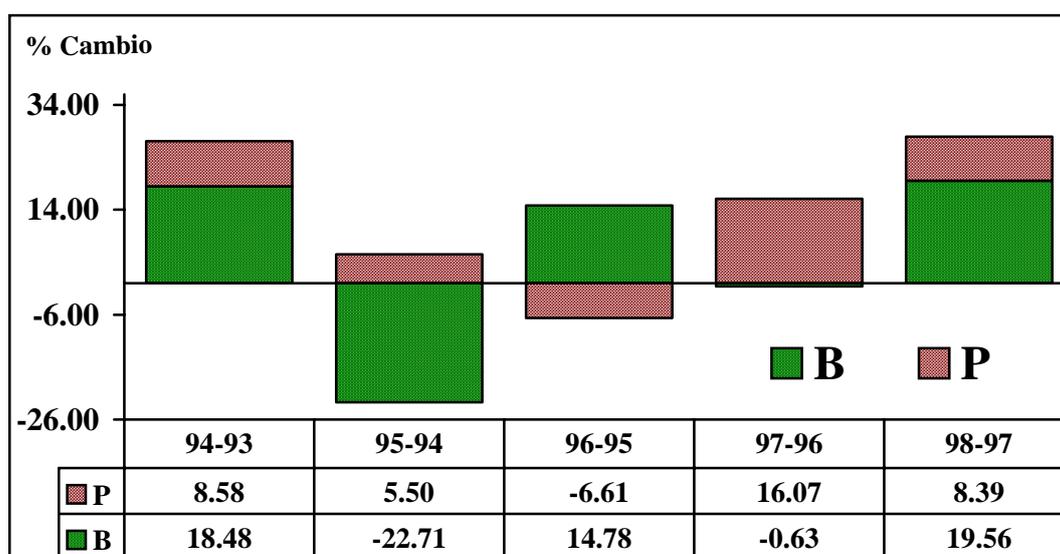


Figura 12. Porcentaje de cambio interanual en la abundancia (1998-1993) entre en el área boscosa (B) y la de las plantaciones (P), con sus valores.

Por grado de permanencia, la proporción total de especies con valores positivos en el cambio total en abundancia, es superior al 38% en todos los casos; sin embargo, el porcentaje de especies con valores de cambio de cero o negativos, es más elevado en aquellas especies de hábitos migratorios de grandes distancias (Figura 14). Resalta el área boscosa durante 1995 por la notable disminución en el número de individuos, independientemente de su estatus de permanencia, no así en las plantaciones donde solo las especies migratorias y aquellas residentes con individuos migratorios disminuyeron negativamente.

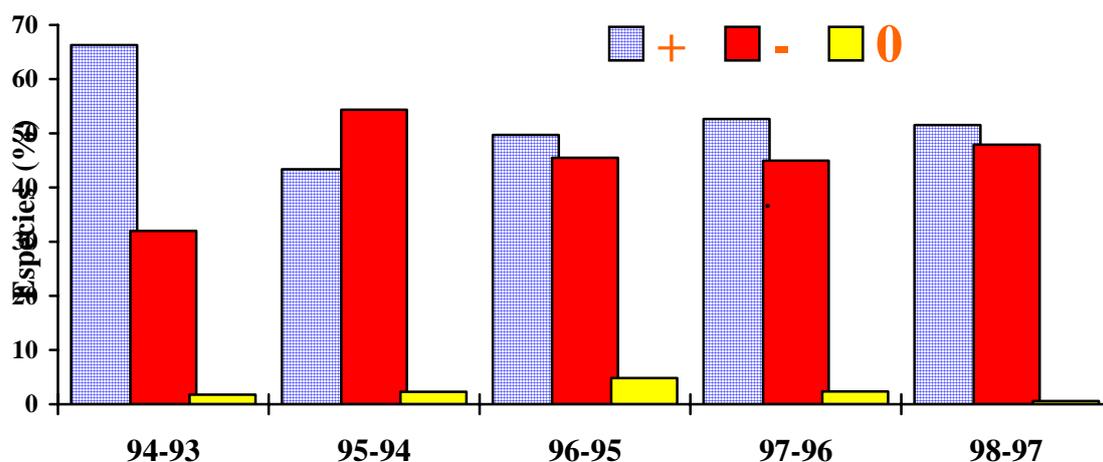


Figura 13. Porcentaje total de especies con cambios interanuales en la abundancia entre años, positivos (+); negativos (-) y sin cambios, cero (0).

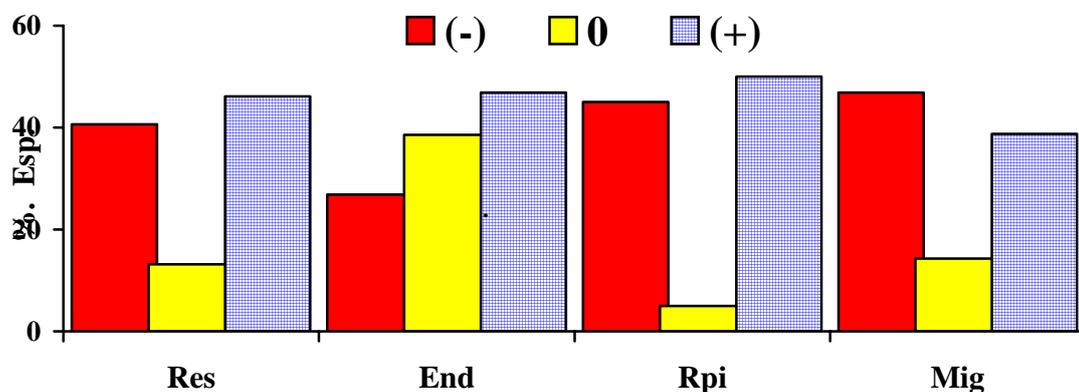


Figura 14. Porcentaje total de especies residentes (Res), endémicas (End.), residentes con individuos migratorios (Rpi) y las migratorias (Mig) con cambios interanuales en la abundancia total, positivos (+); negativos (-) y sin cambios, cero (0).

Se registran cambios en las abundancias entre años consecutivos por especie, los cuales varían entre cotas y medio (Apéndice II). La tortolita (*Columbina inca*) fue la especie que presentó la mayor disminución en sus abundancias (-23.28%) en el período 1994-1993. El trepatronco (*Xiphorhynchus flavigaster*) en el período 1995-1994, registra la abundancia más baja y negativa y en ese mismo período, *Sporophila*

torqueola, presentó el valor positivo más elevado (43.6%) en las cotas por debajo de los 1000 msnm y por arriba registró un porcentaje de cambio negativo (-16%). Caso distinto es el del mulato (*Melanotis caerulescens*), que en las cotas por debajo de los 1000 msnm, obtuvo un 0.236% de cambio total y por arriba de los 1000 msnm, fue del 32.2%, sobresaliendo su valor en el encinar (41.66% de cambio).

Son diez especies cuyo porcentaje total de cambio a lo largo de todo el gradiente fue mayor al 60%, entre ellas: *Oporornis tolmei*, *Molothrus ater*, *Basileuterus culicivorus*, *Piranga flava* y *P. bidentata*.

El cambio total interanual en la abundancia de las once especies dominantes numéricamente (Figura 15) resultaron positivos en nueve especies y tanto el carpintero (*Melanerpes formicivorus*), como el parúlido (*Wilsonia pusilla*) obtuvieron valores negativos. Estas 11 especies presentaron variaciones entre años, por ejemplo: en 1995, *Turdus assimilis*, disminuye en ambos medios (Figura 16) y *Sporophila torqueola* incrementa sus abundancias considerablemente. Las diferencias en las abundancias interanuales entre estas dos especies, aún cuando no son significativas tienden a ser opuestas ($r_s = -0.027$, $n=6$).

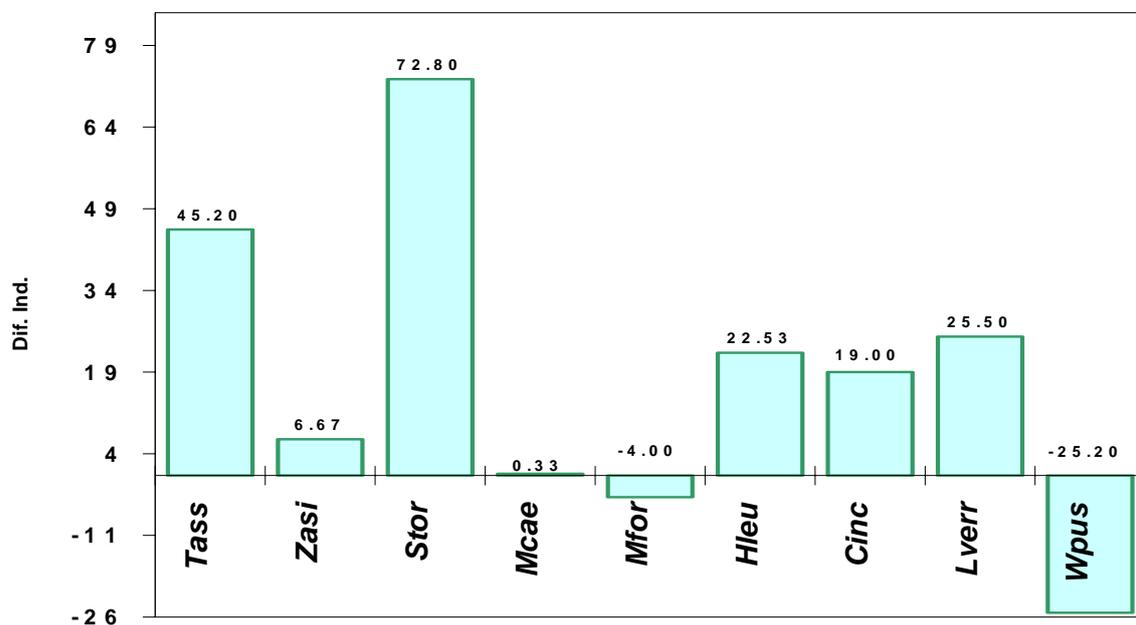


Figura 15. Diferencia interanual en la abundancia (Dif.Ind.) de las especies dominantes en la Sierra de San Juan. Tass=*Turdus assimilis*; Zasi=*Zenaida asiatica*; Stor = *Sporophila torqueola*; Mcae= *Melanotis caerulescens*; Mfor=*Melanerpes formicivorus*; Hleu= *Hylocharis leucotis*; Cinc=*Columbina inca*; Lverr=*Leptotila verreauxi* y Wpus=*Wilsonia pusilla*.

Wilsonia pusilla, presento en los seis años, diferencias negativas, en particular en las cotas de plantaciones. Las abundancias anuales de este parúlido, se correlacionan de manera negativa y significativa con aquellas encontradas para: *Leptotila verreauxi*

($r_s = -0.9154$, $P < 0,05$, $n=6$); con *Turdus assimilis* ($r_s = -0.5945$, $P < 0,10$, $n=6$) y con *Hylocharis leucortis* ($r_s = -0.883$, $P < 0,05$, $n=6$) y positivamente con *Columbina inca* ($r_s = 0.8543$, $P < 0,01$, $n=6$), paloma cuyas diferencias entre años son inversas con las de *Hylocharis leucotis*. ($r_s = -0.8487$, $P < 0,01$, $n=6$) y como una tendencia negativa con las de *Turdus assimilis* ($r_s = -0.4169$, n.s.).

Por grupo alimentario, destacan las insectívoras, por sus marcadas variaciones interanuales, como en el período 1994-1993, cuyo porcentaje de cambio fue del 15%, para disminuir a -14.45% en el siguiente período interanual (Figura 17 a, b). Las frugívoras, sobresalen ya que presentaron el menor porcentaje de cambio total, dada su gran disminución en las cotas correspondientes a las plantaciones. Las granívoras tanto en bosque, como en plantaciones sus porcentajes de cambio son positivos (Cuadro 2).

Cuadro 2. Diferencias en las abundancias relativas entre años consecutivos por grupo alimentario, totales (Dif. Total) y porcentaje de cambio (% Cam.) en bosque (B) y plantaciones (P) Frg=frugívoros; Gra=granívoros, I= insectívoros: Iav=acechadores al vuelo; Icc= de corteza: Iaf= acechadores del follaje; Infr=frugívoros y nectarívoros; Ist= del suelo e invertebrados; Nec=nectarívoros; Omn=omnívoros.

Diferencia	Frg	Gra	Iav	Icc	Iaf	Infr	Ist	Nec	Omn
Abundancia									
1994-93	11.92	-13.35	15.27	34.45	34.32	9.83	41.93	0.33	3.77
1995-94	-28.95	45.82	-20.73	-15.97	-41.33	-8.47	-44.78	15.60	2.85
1996-95	1.83	-3.58	9.75	8.92	32.33	1.75	-1.58	-1.25	-1.42
1997-96	2.00	17.92	-9.25	-0.75	-4.75	-2.83	3.33	58.67	-11.67
1998-97	19.92	52.67	34.83	27.00	-37.83	17.92	59.58	-11.17	12.33
Dif. Total	6.72	99.47	29.87	53.65	-17.27	18.20	58.48	62.18	5.87
% Cam. T	1.25	12.76	5.33	8.24	-1.92	6.59	4.76	13.73	2.41
Dif. B	11.92	41.55	25.92	19.92	66.23	10.98	-10.03	5.08	6.15
% Cam. B	6.42	9.89	6.63	6.96	13.50	12.82	-3.38	2.82	10.79
Dif. P	-5.23	58.13	7.33	4.93	-18.83	5.67	33.30	69.78	-0.48
% Cam P	-2.39	14.14	4.02	3.67	-5.54	5.13	11.52	35.15	-0.57

Las especies insectívoras acechadoras del follaje registraron porcentajes totales de cambio bajos y negativos, en especial en las plantaciones durante 1995-1994 y 1997-1996 (Figura 17 b, d). En general, las aves colectoras de insectos de corteza en los seis años, disminuyen sus abundancias en las plantaciones y entre 1994-1993, incrementan a 51.4 individuos, a diferencia de 1997-1996, donde se registra un cambio de -2.1 individuos y es en este ciclo interanual cuando se da un de notorio incremento en las abundancias de las nectarívoras.

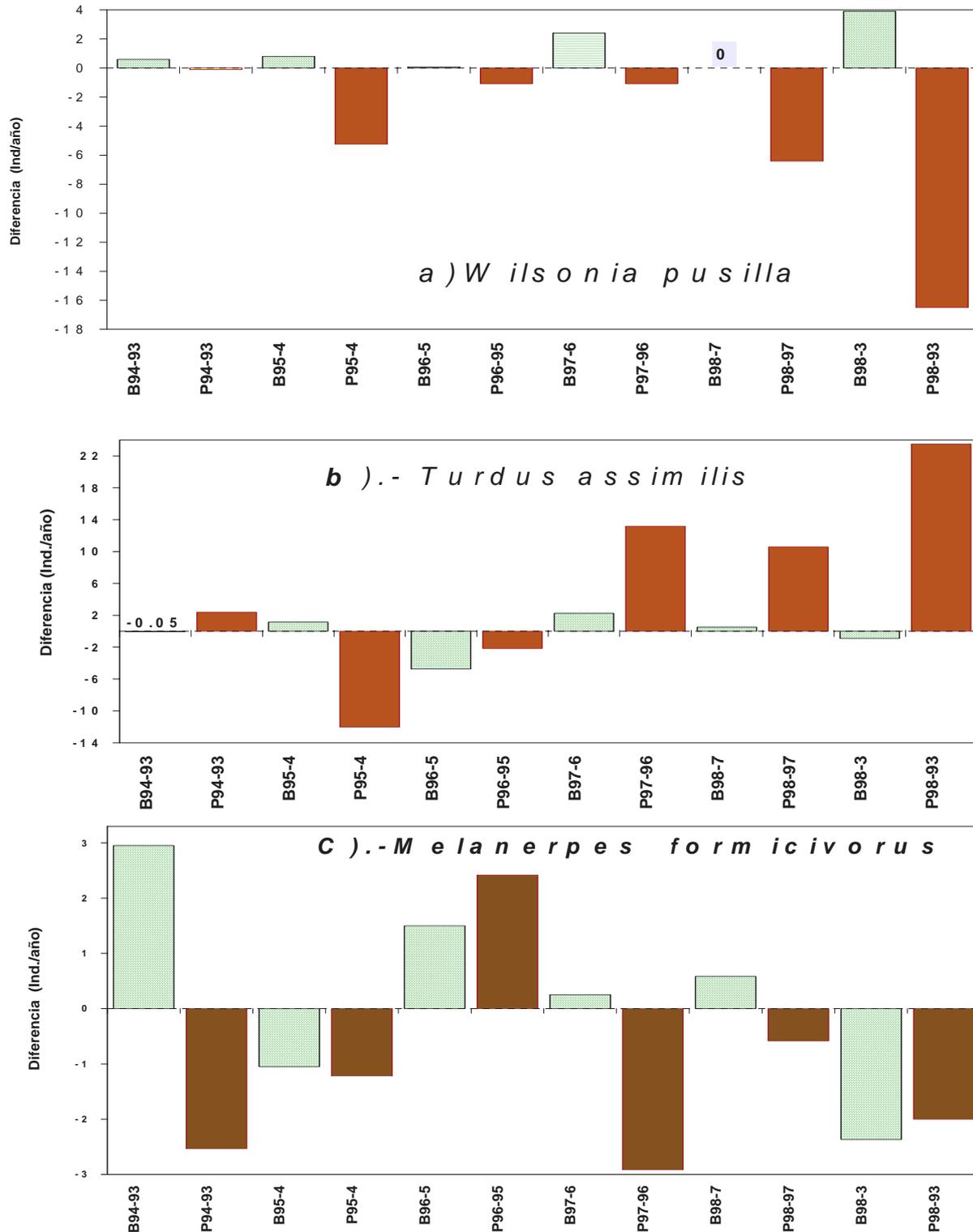


Figura 16. Cambios interanuales en la abundancia por especie entre el área por arriba de los 1,000 msnm, en el bosque (B) y por debajo de los 1,000 msnm, en plantaciones (P), 0 = sin diferencias interanuales. a). En el parúlido, *Wilsonia pusilla*; b).- En la primavera, *Turdus assimilis* y c).- En el carpintero, *Melanerpes formicivorus*.

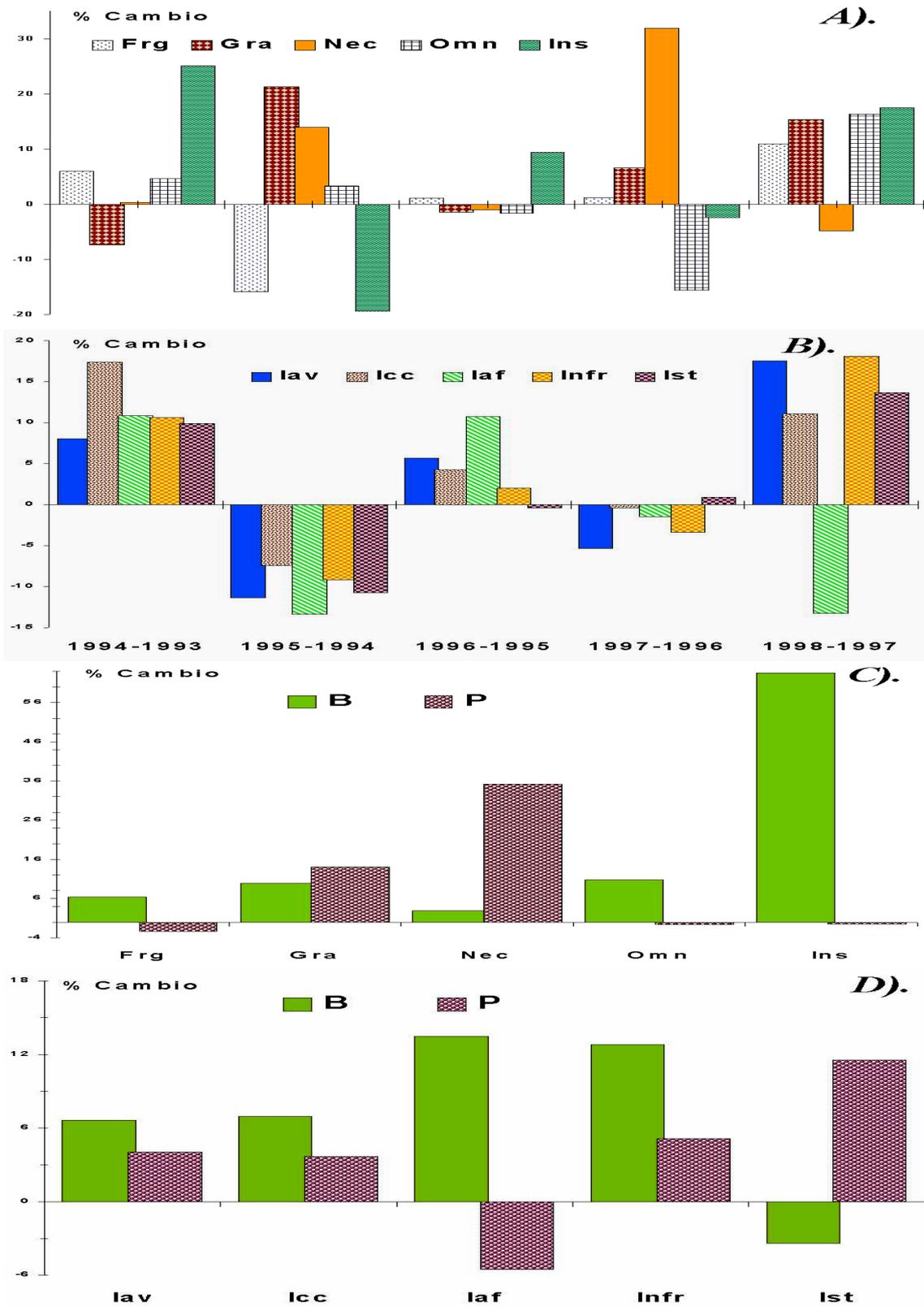


Figura 17. Porcentaje de cambio entre años consecutivos por grupo alimentario. Total A) y B) y por medio. C) y D). (B=bosque y P=plantaciones. Frg=frugívoras; Gra=granívoras; Nec=nectarívoras; Omn=omnívoras; Ins=inséctívoras. lav=acechadoras al vuelo; lcc=de colectoras de corteza; Infr=nectarívoras-frugívoras; Ist=del suelo).

En general, aquellas especies de hábitos frugívoros e insectívoras, son las que en mayor proporción presentaron valores negativos durante 1995 y este es más notorio, en el área boscosa. De los grupos donde se registra una relación directa, positiva y significativa en las diferencias en sus abundancias entre años consecutivos, versus el hábitat (bosque y plantaciones, $n=6$; a $P < 0,05$) resaltan: todos los insectívoros ($r_s = 0.771$); los insectívoros acechadores al vuelo ($r_s = 0.9856$); los frugívoros ($r_s = 0.772$) y los nectarívoros ($r_s = 0.8857$).

En las plantaciones, se registra una relación directa entre granívoros e insectívoros acechadores del follaje ($r_s = 0.8286$) y una relación inversa entre granívoros y frugívoros ($r_s = -0.8857$) y entre frugívoros con nectarívoros ($r_s = -0.8286$).

Al analizar las tasas de cambio en las abundancias en años consecutivos, de aquellas especies consideradas como sensibles a la fragmentación de los bosques templados y de las migratorias neotropicales cuyas poblaciones se consideran que han disminuído en los últimos 25 años (44 especies) (Figura 18). Resalta la presencia de especies con valores positivos en sus tasas de cambio interanual (20% endémicas y residentes; 25% migratorias); entre ellas: *Dendroica coronata*, *Dumetella carolinensis*, *Icterus galbula* y *Setophaga ruticilla*. El 40% de residentes y el 7.14% migratorias no presentaron cambios, como: *Archilochus colubris* y *Passerina ciris*, entre otras.

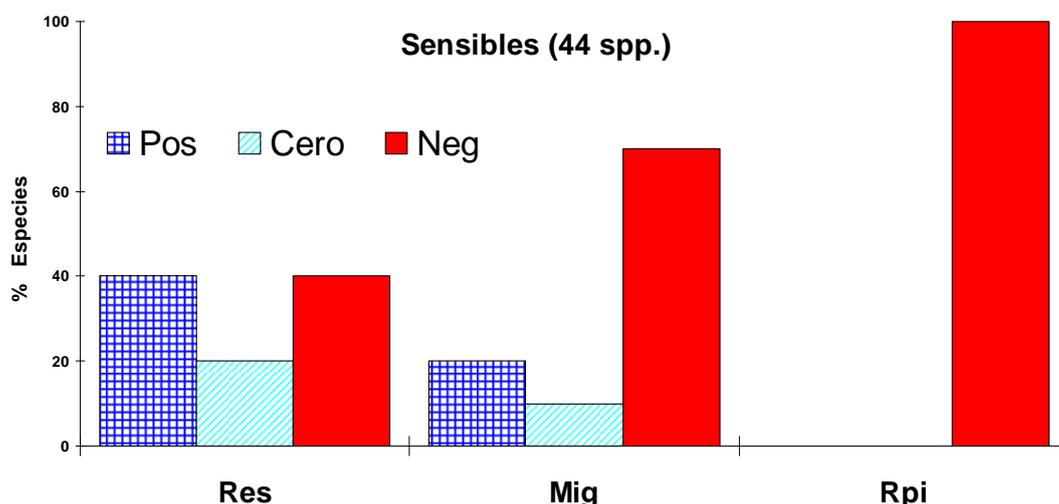


Figura 18. Porcentaje de especies sensibles por permanencia (res=residentes, Mig=migratorias y Rpi=residentes parcialmente migratorias), cuya tasa de cambio en abundancia, fueron negativas (Neg); positivas (Pos) y de cero.

Las especies sensibles, residentes y parcialmente migratorias, presentaron valores negativos de cambio, como: *Dendroica towsendi*, *D. pennsylvaniuca* y *Vireo plumbeus*. *Turdus migratorius*. *Mniotilta varia* disminuye en el bosque en 1995 y solo

presenta valores positivos en 1996 en las plantaciones. Las abundancias de esta especie se relacionan positivamente con las de *Wilsonia pusilla* ($r_s = 0.8634$, $n = 6$, $P < 0,10$) (Figura 19).

Las tres especies del género *Oporornis* registran comportamientos distintos. *O. tolmei* con el porcentaje de cambio total más elevado (66.66%) a diferencia de las otras dos especies, consideradas como sensibles: *O. formosus*, que de 1995 a 1997 no presentó diferencias en sus abundancias y su porcentaje total de cambio fue de cero. *O. philadelphia*, con diferencias negativas en sus abundancias entre años, o bien, sin cambios (Figura 20).

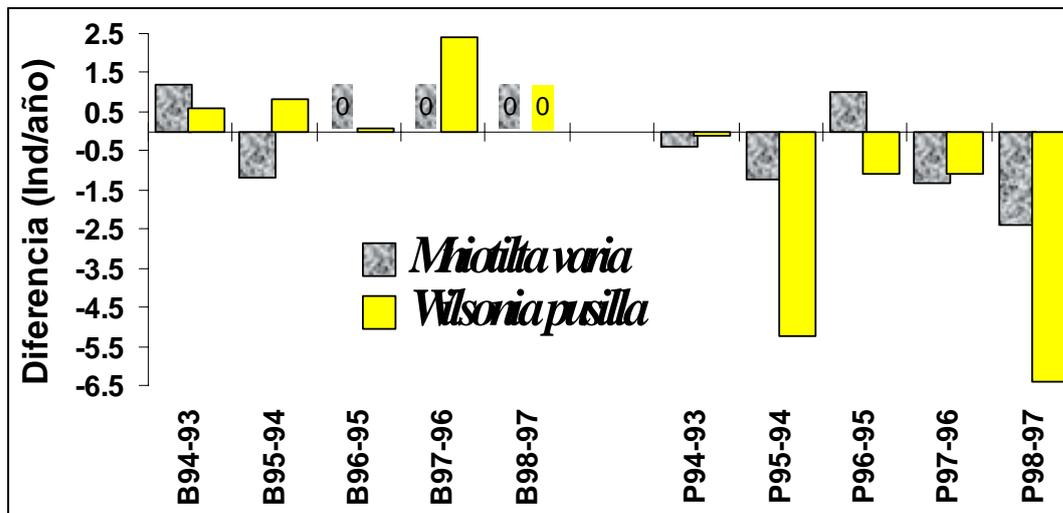


Figura 19. Diferencias en la abundancia entre años consecutivos en bosque (B) y en plantaciones (P) de *Mniotilta varia* y *Wilsonia pusilla*. (0) indica presencia, pero sin diferencias).

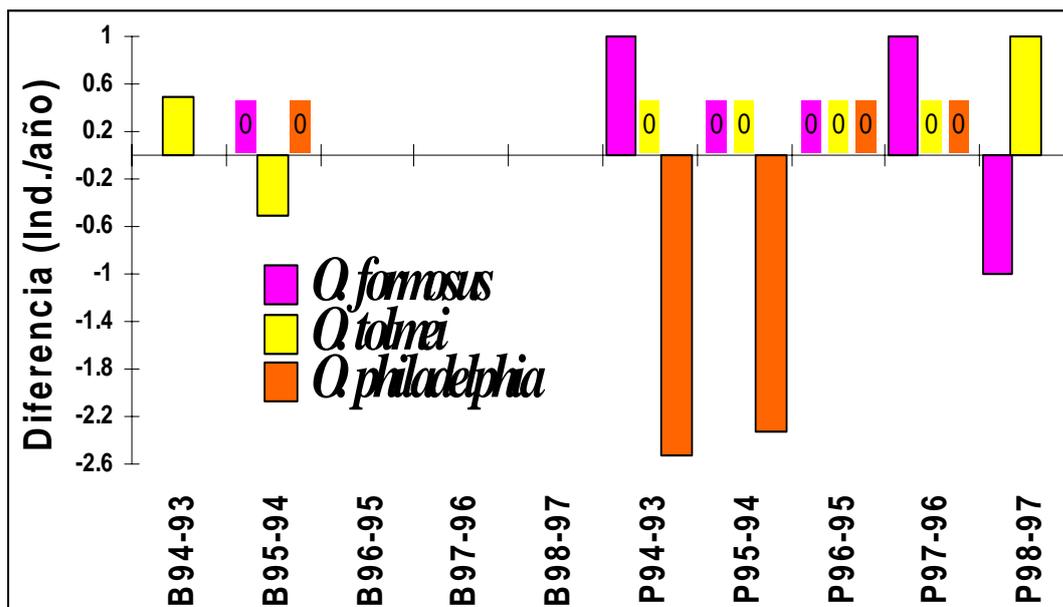


Figura 20. Diferencias en la abundancia interanual en las tres especies del género *Oporornis*, en la Sierra de San Juan, Nayarit. (0) indica presencia, pero sin diferencias).

Habilidad de ocupación y persistencia inter e intranual

El número de sitios en que se registra una especie (habilidad de ocupación), varía entre años, por lo que el promedio en la ocurrencia entre especies, registra diferencias significativas (Prueba $T= 17.1141$, $\alpha 0.05$, $n= 171$). El 2.48% de las especies están todos los años, en siete u ocho sitios y el 12.45%, en uno o dos años. El promedio de ocurrencia en secas, fue de 2.186 sitios/especie y de 4.641 en lluvias. La mayor concentración de especies en ambas épocas, ocurre en uno o dos sitios (59.8% secas y 75% lluvias). Hay una relación directa entre el promedio de ocurrencia por especie y época, con el número de años que está presente ($R^2=0.832$, $n=181$; $P < 0,05$) (Apéndice 1). El número de sitios ocupados por una especie en todo el gradiente se relaciona directamente con su abundancia (Figura 21).

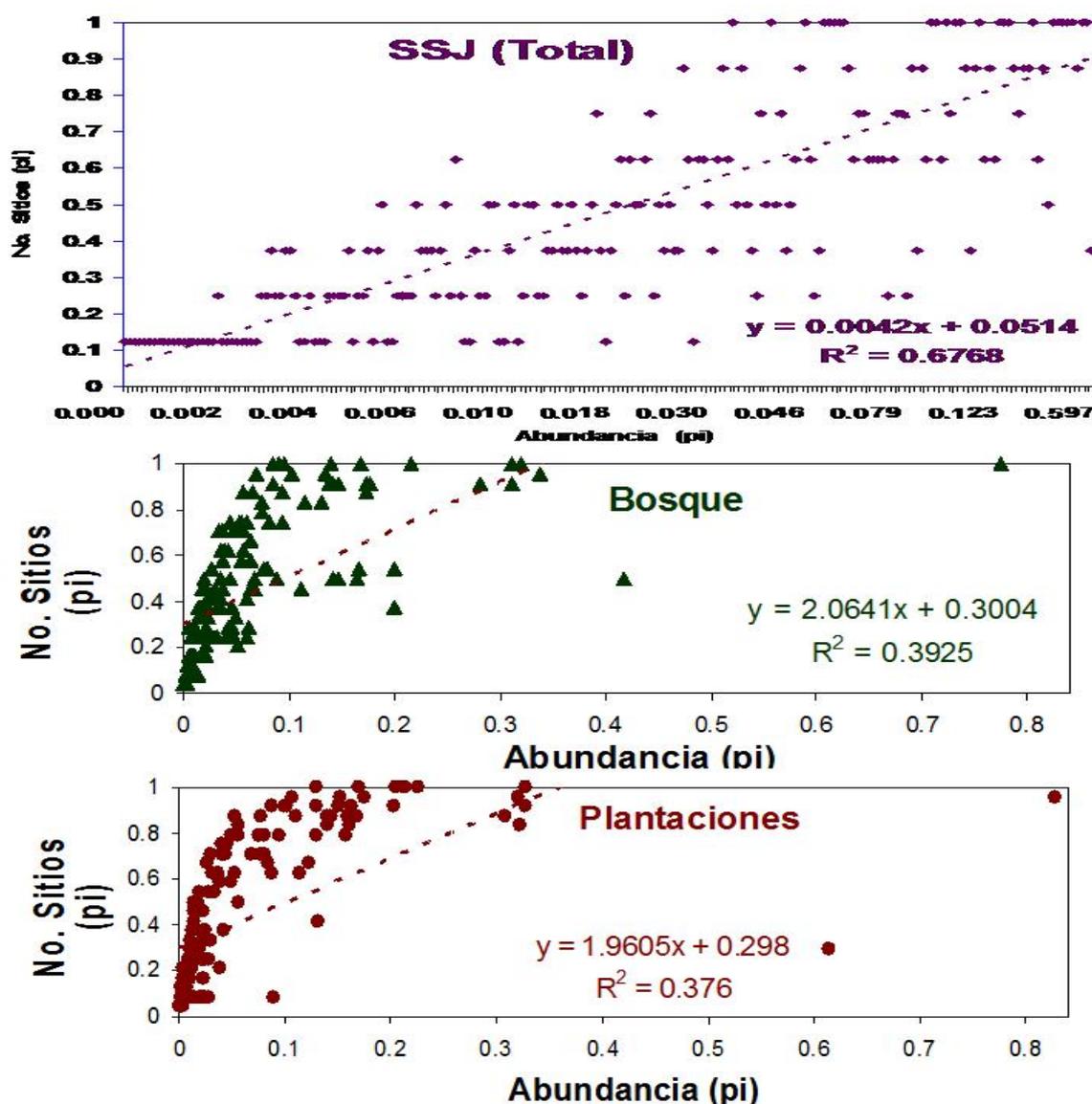


Figura 21. Relación entre la proporción de individuos, y sitios ocupados por especie ($n=171$) en la Sierra; total (SSJ); en bosque y plantaciones en los seis años.

Los cambios interanuales de las especies, en la abundancia en secas y en lluvias, tienden a relacionarse directamente con los de su distribución entre sitios. La persistencia interanual en la ocupación, se relaciona positivamente con el promedio de las abundancias e inversamente con el cambio en los seis años en sus abundancias; siendo esto más notorio, en la lluvias (Figura 22).

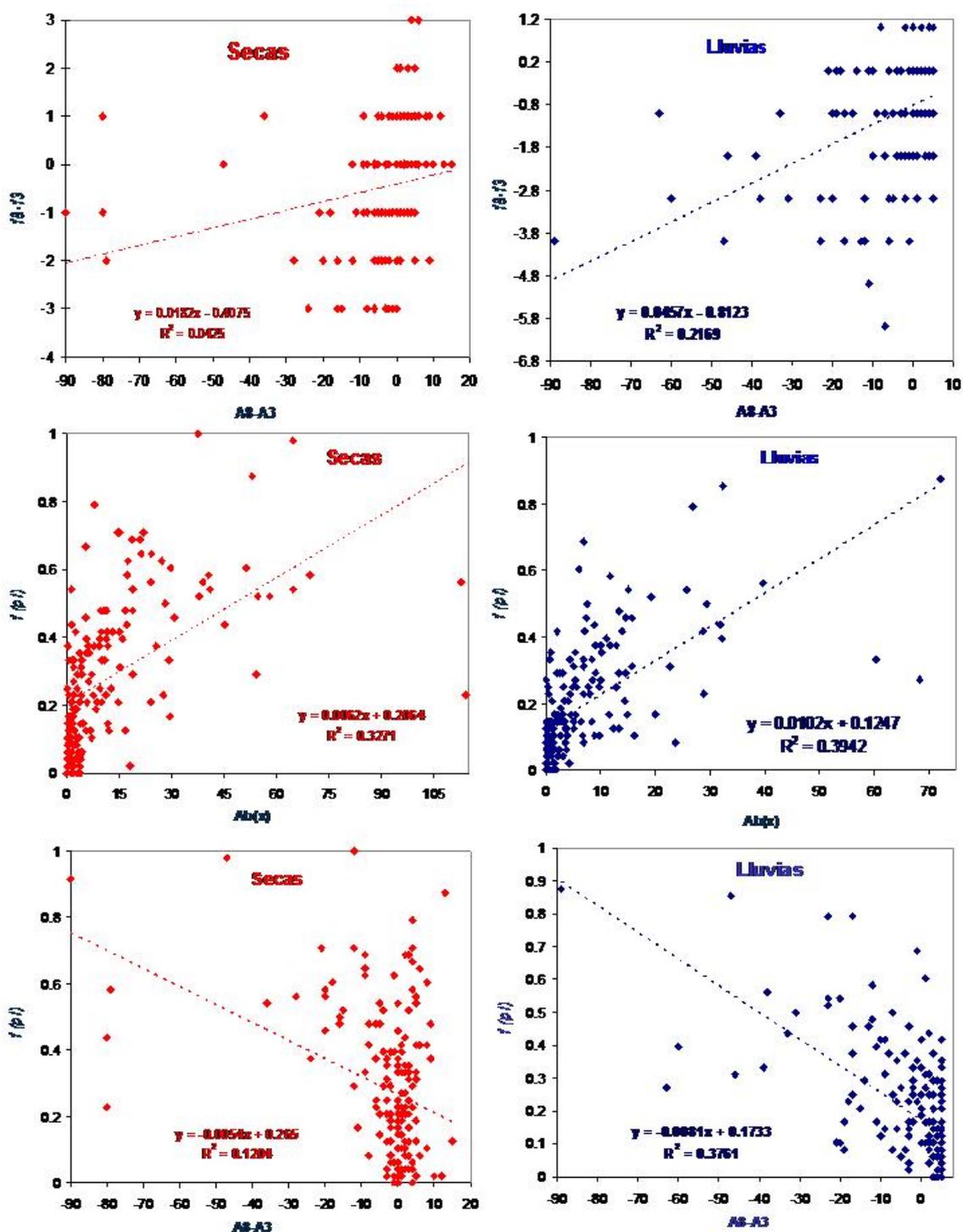


Figura 22. Relación entre el cambio interanual en la abundancia relativa ($A8-A3$). Su promedio (Ax); el cambio en el número de sitios ocupados ($f8-f3$); y entre la persistencia (proporción de sitios ocupados en ambos años ($f(pi)$)) durante la época de secas versus lluvias.

DISCUSIÓN

De 1993 a 1998 en la Sierra de San Juan, se detectaron variaciones en la riqueza y abundancia, inter e intranuales, por especie y entre grupos de permanencia y alimentarios. Es en el área boscosa, decretada como reserva en donde se registra la mayor riqueza y abundancia, por época y año; siendo más marcado en época de secas, donde el número de sitios u cotas a ocupar por especie corresponde a la mitad de los sitios ocupados en lluvias.

Estos patrones son el resultado de muy diversos factores bióticos y abióticos que interactúan de manera compleja entre sí a escalas multiespaciales y jerárquicas (Kristan 2007): la ubicación geográfica, altitudinal, la estructura, la productividad y extensión del hábitat y del paisaje circundante, el grado de fragmentación; el clima y microclima; las relaciones intra e interespecíficas; la historia de vida de las especies, su grado de sensibilidad y especialización, entre muchos otros (Rodewald y Yahner 2001; Ewers y Dirham 2006; Arriaga et al. 2008).

La variación en la productividad de recursos de un año a otro dependerán en gran medida de la cantidad de lluvia y su efecto altitudinal (Emlen et al. 1986); particularmente en medios altitudinales marcados por la temporada de secas como es en la sierra de San Juan; donde el aumento en la precipitación pluvial en un año, se relaciona inversamente con un incremento de especies y de individuos, al año siguiente, como respuesta al incremento en la productividad posterior a las lluvias.

Las cotas altitudinales con mayor riqueza son aquellas que presentan los valores más altos de abundancia, así como las especies más abundantes son las que tienden a ocupar más sitios. Lo anterior refleja la influencia del tamaño del área de cada sitio muestreado, ya que efectivamente el encinar y pino asociados, son los que abarcan la mayor superficie y por lo tanto, estos paisajes representan una alta proporción de hábitat disponible para las aves; a diferencia del mesófilo, el cual representa menos del 10% del área y se encuentra en parches entre las cañadas húmedas y muy productivas, situación que asegura la protección de este ecosistema y de las aves que tienden a ser especialistas de bosques, que buscan ahí un refugio (Andrén 1994; Warkentin et al. 1995; Gentry et al. 2006). Todo ello, posiblemente esté influyendo en la riqueza, en el tamaño de las poblaciones de aves presentes en la sierra y sus dinámicas.

En los alrededores de esta sierra, hacia el norte y noreste de ella, se encuentra la vegetación sumamente alterada, por la presencia de centros urbanos (Tepic, Xalisco y poblados pequeños que rodean a la serranía) y de cultivos de gramíneas, caña de azúcar y tabaco; lo que día a día ejerce una mayor presión para cambiar el uso del suelo

original con estos fines, aunado a una mayor extracción de agua de esta sierra. Esto también influye en los resultados, ya que se está dando un efecto de aislamiento de esta sierra, con otras áreas cercanas boscosas (Hobson y Bayne 2000).

Cabe resaltar la importancia de las plantaciones de café de sombra, con aguacate y plátanos, que mantienen elevados números de especies e individuos de aves, particularmente la cota más baja (750 msnm) donde la proporción total de especies e individuos fué alta. Posiblemente esta elevada riqueza, se deba, tanto a que estos cafetales se encuentran como un contínuo dentro de la sierra y entre parches pequeños con vegetación original, así como a su estructura en el número, altura y diámetro de los árboles y estratos; a la presencia de diversas especies de árboles de sombra en los cafetales y de epífitas, medios de alta productividad (Greenberg et al. 2000^a; Cruz-Aragón y Greenberg 2005).

En la Sierra de San Juan, las abundancias de las especies y por grupo, de permanencia y alimentario, fluctuaron a lo largo de los seis años, por época y por medio. Los cambios y sus variaciones en la abundancia reflejan tanto las distintas respuestas de las especies a las diferencias entre sitios y medios (Blodget et al. 2009), como por el área de distribución de ellas, ya que se ha visto que especies cuyas distribuciones reproductivas o migratorias abarcan principalmente el oeste y noroeste de Norteamérica, tienden a tener mayores abundancias en sitios ubicados más hacia el oeste (Skagen et al. 2005). Como podría ser el caso de: *Callocitta collei*, *Thryotorus sinaloa*, *Melozone kieneri*, *Sphyrapicus* spp. y *Vireo belli*.

Considerando las abundancias totales y sus diferencias interanuales, resaltan varios hechos: el primero, que a lo largo de los seis años, las abundancias totales para todo el gradiente se mantuvieron con valores positivos (incrementos) exceptuando 1995, siendo este el año menos lluvioso de los seis estudiados y donde más del 50% de las especies de aves en toda la sierra, presentaron valores negativos en sus abundancias, principalmente en las especies que prefieren el bosque y en las plantaciones disminuyeron aquellas especies de hábitos migratorios de grandes distancias y las parcialmente migratorias.

El segundo hecho, es que son pocas las especies (0.6% al 5% por año) que mantuvieron sus abundancias sin cambios, algunas de ellas endémicas y residentes, con variaciones interanuales de 0.1 a 1.2 individuos, como: *Melozone kieneri*, *Basileuterus rufifrons*, *Melanotis caerulescens* y *Melanerpes aurifrons*. Otras, que de acuerdo a Rappole (2000) son especies migratorias del Neotrópico cuyas poblaciones han declinado drásticamente y tienden a declinar más en el futuro, principalmente por la pérdida de su hábitat de invierno, como: *Seiurus aurocapillus*, *Opornis formosus*,

Helmitherus vermicivora y *Archilochus colubris*.

Algunas especies incrementaron sus poblaciones al doble o al triple, algunas ocupando hábitats, que no son comúnmente usados por ellas, como: *Xiphorhynchus flavigaster*, *Piranga ludoviciana*, *Catharus occidentalis*, *Dendroica coronata*, *Dumetella carolinensis*, *Icterus galbula* y *Setophaga ruticilla*. Las últimas cuatro especies se considera que han disminuído sus poblaciones (Panjabi et al. 2005). Lo que confirma la importancia de la abundancia y su efecto en la persistencia de las especies en ocupar sitios (Tellerías y Santos 1997; Ruiz-Gutiérrez 2010); ya que al incrementar el tamaño de sus poblaciones, estas tienden progresivamente a ocupar áreas o parches del medio subóptimos a través de la interferencia intraespecífica. Tal aseveración requeriría de un mayor análisis, que bien podría ser el caso de varias especies en la sierra, como de *Vireo vicinor* (sólo en plantaciones) y *Vireo gilvus* (presente de los 1,400 a 650 msnm). Es probable que esta interferencia intraespecífica sea en parte, una de las causas, que explique los patrones de distribución y de las abundancias de las especies dominantes, ya que en varios casos, estas especies presentaron sitios distintos donde dominan y en algunos casos, abundancias opuestas; tal es el caso de *Sporophila torqueola* y *Turdus assimilis*. *Wilsonia pusilla*, en 5 de los 6 años, sus abundancias disminuyeron y resultó ser casi cinco veces más abundante y frecuente en las plantaciones que en el área boscosa. Esta especie en el sureste de México, tiende a seleccionar hábitats de vegetación secundaria creados recientemente (Winker 1995) y aún cuando se alimenta de todo tipo de artrópodos, es selectiva en el tamaño de sus presas, prefiriendo coleópteros de plantaciones presas que por lo general, no son tan abundantes y disponibles en los bosques (Raley y Anderson 1990).

Al relacionar los cambios interanuales de las especies, con sus aumentos o disminuciones registrados a lo largo de toda su área (Robbins et al. 1989; Sauer et al. 1996; Panjabi et al. 2005); se observa en algunos casos coincidencias: tal es el caso de las especies cuyos cambios en abundancia en la sierra fueron negativos, al igual en toda su área de distribución; por lo que sus reducciones locales son reflejo de ello; algunas de estas especies se consideran migratorias neotropicales o con áreas de distribución restringidas (Rappole 2000) como: *Empidonax minimus*, *Mniotilta varia*, *Seiurus noveborascensis*, *Polioptila caerulea*, *Dendroica petechia*, *Catharus guttatus*, *C. ustulatus*, *D. towsendi*, *D. pennsylvanica*, *Vireo philadelphicus*, *Dendroica pennsylvanica* y *Archilochus alexandi*. Especies con cambios negativos en la sierra, pero en otras porciones de su distribución han incrementado sus poblaciones, serían: *Vermivora ruficapilla*, *Vireo gilvus* y *Piranga olivacea*. Por último, se tienen aquellas especies que tanto en el área de estudio, como en otras partes, registran cambios

interanuales positivos, entre ellas: *Dendroica coronata*, *Setophaga ruticilla* y *Sphyrapicus tyroideus*.

Para las especies endémicas, que obtuvieron cambios interanuales negativos, la conversión del bosque en agrosistemas, pudo tener un marcado impacto negativo sobre ellas, como lo mencionan Chettri et al. (2005); ya que estas especies dependen de la presencia de coberturas vegetales intactas por debajo del dosel o de bosques no perturbados y no usan los cafetales exitosamente, como: *Basileuterus rufifrons* y *Pipilo erythrophthalmus*.

Resalta el gran aporte de especies e individuos en ambos medios (bosque versus plantaciones) de las insectívoras (contribuyendo fuertemente a la diversidad), principalmente de las acechadoras del follaje (entre las que encontramos especies que regularmente forrajean ahuyentando y persiguiendo con movimientos exagerados y fuertes a sus presas (Mumme 2002), como: *Polioptila caerulea*; *Myoborus miniatus*, *M. pictus* y *Setophaga ruticilla*. En las plantaciones, las acechadoras del follaje presentaron variaciones en su composición por año, por época y un porcentaje de cambio total negativo (-5.54%); situación similar, sucedió con las omnívoras (-0.57% cambio) y las frugívoras (-2.39). Para el bosque; solo las insectívoras del suelo, presentaron valores negativos. Estos cambios se relacionan con la estructura de la vegetación producidos por disturbios, como son las plantaciones (Shahabuddin y Kumar 2006); por las diferencias entre hábitats adyacentes en composición y disponibilidad de recursos (artrópodos, frutos, follaje) y con las variables de cobertura paisajística dentro y en los alrededores del área (Lindell et al. 2006; Brennan y Schnell 2007); todo ello afectando así la abundancia y la dinámica de las especies (Poulin et al. 1994). Esto es más evidente en especies de hábitos insectívoros y en aquellas que requieren de bosques no perturbados, tanto para reproducirse, como durante su migración o en sus áreas de invierno (Kattan et al. 2006).

La estrecha relación observada entre la abundancia de las especies con el número de veces que está presente por sitio y años y que el promedio de sitios ocupados por especie en lluvias, sea el doble que en secas, nos habla de la importancia que tiene la abundancia como un factor que interviene en la capacidad de ocupar sitios o fragmentos, como es el caso de aquellas especies presentes durante todos los años y en casi todas las las cotas altitudinales (siete a ocho), como: *Turdus assimilis*, *Sporophila torqueola*, *Xiphorhynchus flavigaster*, *Wilsonia pusilla*, *Amazilia beryllina* y *Phaethornis superciliosus*.

La habilidad de ocupación registrada, refleja etapas sucesionales tempranas de fragmentación o niveles moderados de perturbación; aunado a que hay una gran

variedad de procesos involucrados, como lo son las propias características de dispersión, demográficas y conductuales de las especies; así como el tipo y área de vegetación muestreado (Andrén 1994; Wiens 1995; Winker 1995) y el porcentaje de área boscosa en los alrededores; como se ha demostrado para *Piranga olivacea* (Hames et al. 2001; Kattan et al. 2006); del porcentaje de cobertura de follaje, como *Empidonax minimus*, que requiere de coberturas mayores al 30% (Darveau et al. 1990); la presencia de recursos disponibles en migratorias (Butler et al. 2002), las migratorias del oeste: *Piranga ludoviciana*, *Empidonax oberholseri*, *E. wrightii*, *Icterus bullocki*, *Vireo gilvus* y *Passerina ciris*; así como a la presencia u ausencia de competidores conespecíficos o congénicos. Todos estos factores intervienen de manera relevante en las aves, en la selección del hábitat reproductor, de ruta migratoria y de su área de invierno (Newton 1998).

Los cambios en las poblaciones de especies migratorias y residentes registrados, difieren marcadamente entre especies; por época y sitio y dependen en gran medida de la escala temporal y espacial usada (Blake et al. 1994; Keller y Yahner 2007); así como a las diversas respuestas por especie y entre grupos funcionales a las presiones; tanto a nivel paisajístico (vegetación natural versus agrosistemas), como de las condiciones micro y macro ambientales (Hutto 1985; Lee et al. 2002; Greenberg et al. 2008; Montague-Drake et al. 2009).

En la sierra, las diferencias en la dinámica espacio-temporal y las tendencias poblacionales entre grupos por permanencia y alimentarios, reflejan en gran medida, la importancia de esta serranía, para la avifauna de la región noroeste de México, en la cual hay una fuerte presión de cambio de uso de suelo por la urbanización, minería, la tala clandestina, la conversión del bosque en agrosistemas y el incremento en visitantes.

De continuar estas presiones, las especies poco abundantes y raras, en la sierra (que representa un área de refugio), tenderán a ser cada día menos frecuentes y a desaparecer del área, ya que son aves sensibles a perturbaciones, incluso medias, y con poblaciones, que de por sí son bajas. en gran parte de su área de reproducción,

El grado al cual las especies o grupos considerados difieren en su uso y abundancia entre años, sitios y épocas en la sierra, es relevante cuando se trata de entender los cambios poblacionales y poder así establecer implicaciones para su conservación y aún cuando este es un estudio local, no podemos evitar mencionar que si en un área tan pequeña, se presentan cambios negativos en la ocupación y abundancias entre años de por lo menos el 40% de las especies presentes (residentes y migratorias), en un área considerada como reserva, esto bien podría reflejar en parte la situación de las poblaciones a nivel regional.

LITERATURA CITADA

- ALATALO, R.V. 1982. Multidimensional foraging niche organization of foliage-gleaning birds in northern Finland. *Zool.Fennici* **19**:309-317.
- ASKINS, R. A., J.F. LYNCH Y R. GREENBERG. 1990. Population declines in migratory birds in eastern North America. *Currents in Ornithology* **7**: 1-57.
- BAILEY, S.A., C. HORNER-DEWINE, G. LUCK, L.A. MOORE, K.M. CARNEY, S. ANDERSON, C. BETRUS Y E. FLEISHMAN. 2004. Primary productivity and species richness: relationships among functional guilds, residency groups and vagility classes at multiple spatial scales. *Ecogeography* **27**: 207-217.
- BART, J. 2005. Monitoring the abundance of bird populations. *Auk* **122** (1): 15-25.
- BÉLISLE, M. Y A DESROCHERS. 2002. Gap-crossing decisions by forest birds: an empirical basis for parameterizing spatially-explicit, individual-based models. *Landscape Ecology* **17**: 219-231.
- BIBBY, C.J., N.D. BORGES, D.A. HILL Y S. MUSTOE. 2000. *Bird census techniques*. Academic Press, N. York, E.U.A.
- BIERREGAARD, R. Y T.E. LOVEJOY. 1989. Effects of forest fragmentation on Amazonian understory bird communities. *Acta Amazonica* **19**: 215-241
- BLAKE, J.G., G. J. NIEMI Y J.M. HANOWSKI. 1992. Drought and annual variation in bird populations. Pp419-430. En: J.M. Hagan y D.W. Johnston (Eds.). *Ecology and conservation of Neotropical migrant birds*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., EUA.
- BLAKE, J.G., J.M. HANOWSKI, G.J. NIEMI Y P.T. COLLINS. 1994. Annual variation in bird populations of mixed conifer-northern hardwood forests. *Condor* **96**: 381-399.
- BLAKE, J.S. 2007. Neotropical forest bird communities: a comparison of species richness and composition at local and regional scales. *Condor* **109**(2):237-255.
- BLANCO, C.M. 1990. Marco geográfico de la reserva ecológica Sierra de San Juan, Nayarit. *Memorias XII Congreso Nacional de Geografía*, Tepic, Nayarit:176-189.
- BLODGET, B.G., R. DETTEMERS Y J.SCANTON. 2009. Status and trends of birds in an extensive western Massachusetts forests. *Northeastern Naturalist* **16**(3):423-442.
- BÖHNING-GAESE, K., M.L. TAPER Y J.H. BROWN. 1993. Are declines in North America insectivorous song birds due to causes on the breeding range? *Conservation Biology* **7**: 76-86.
- BOJÓRQUEZ, S.I., MARCELEÑO, F.S., NÁJERA, G.O., FLORES, V.F., GONZÁLEZ, F.R., ZAMORANO, J.J. Y K. S. BABB. 2002. *Ordenamiento Ecológico del Territorio de la Reserva ecológica Sierra de San Juan, Nayarit, México* Univ. Dirección de Investigación Científica, Aut. Edo. Nayarit, México. 161 pp+ anexos.
- BRENNAN, S. P. Y G.D. SCHNELL. 2007. Multiscale analysis of tyrannid abundances and landscape variables in the Central Plain, USA. *Wilson J. of Ornithology* **119**(4):631-647.
- BROOKS, E.W. Y D.N. BONTER. 2010. Long-term changes in avian community structure in a successional, forested and managed plot, in a reforested landscape. *Wilson Bull.* **122**:288-295.
- CARLISLE, J.D., STOCK, S.L., KALTENECKER, G.S. Y D.L. SWAINSON. 2004. Habitat associations, relative abundance, and species richness of autumn landbird migrants in Southwestern Idaho. *Condor* **106** ; 549-566.
- CARLO, T.A., COLLAZO, J.A. Y M.J. GROOM. 2004. Influences of fruit diversity and abundance on bird use of two shaded coffee plantations. *Biotropica* **36** (4): 602-614.
- CARRASCAL, L.M. 1984 . Organización de la comunidad de aves de los bosques de *Pinus sylvestris* de Europa en sus límites latitudinales de distribución. *Ardeola* **31**: 91-101.
- CHETTRI, N., D. CHANDRA, E. SHARMA Y R. JACKSON. 2005. The relationship between bird communities and habitat. *Mountain Research Development* **25** (3): 235-243.
- CODY, M. 1985. An introduction to habitat selection in Birds. Pp.4-46. En: *Habitat selection in Birds*. Cody, M. (Ed.)Academic Press, California, EUA.
- COLWELL, R. K., RAHBEK, C. Y N.J. GOTELLI. 2004. The Mid-domain effect and species richness patterns: what have we learned ?. *Am. Nat.* **163**: 1-23.
- CONNER, R.N. 1981. Seasonal changes in woodpecker foraging patterns. *Auk* **98**: 562-570.
- CURRIE, D.J. 1991. Energy and large scale patterns of animal and plant species richness. *American Naturalist* **137**: 27-49.
- DIETSCH, T.V., PERFECTO, I. Y R. GREENBERG. 2007. Avian Foraging Behavior in Two Different Types of Coffee Agroecosystem in Chiapas, Mexico. *Biotropica* **39**(2): 232-240
- DOHERTY, P. Y T.C. GRUBB. 2000. Habitat and landscape correlates of presence, density and species richness of birds wintering in

forest fragments in Ohio. *Wilson Bulletin* **112(39)**: 388-394.

DUGGER, K.M., FAABORG, W., AREDNT, J. Y K.A. HOBSON. 2004. Understanding survival and abundance of overwintering warblers: Does rainfall matters *Condor* **106 (4)**: 744-776.

DUGGER, K.M., FAABORG, W., AREDNT, J. Y K.A. HOBSON. 2004. Understanding survival and abundance of overwintering warblers: Does rainfall matters. *Condor* **106 (4)**: 744-776.

ERLICH, P.R., D.S.DOBKIN Y D. WHEYE. 1998. *The Birder's Handbook. A field guide to the natural history of North American Birds*. Simon & Schuster Inc, N. York, EUA.

ESCALANTE, P.B. 1988. *Las Aves de Nayarit*. Universidad Autónoma de Nayarit. México.

ESTRADA, A, COATES-ESTRADA R. y MERRIT D. 1997. Anthropogenic landscape changes and avian diversity at Los Tuxtlas, Mexico. *Biodiversity and Conservation* **6**: 19-43

ESTRADA, A., CAMMARANO, P. y R. COATES-ESTRADA. 2000. Bird species richness in vegetation fences and in strips of residual rain forest vegetation at Los Tuxtlas, Mexico. *Biodiversity and Conservation* **9**: 1399-1416.

EWERS, R. Y R.K. DIDHAM. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews* **81**: 117-142.

FINCH, D.M. 1989. Habitat use and habitat overlap of riparian birds in three elevational zones. *Ecology* **70**: 866-880.

FLEISHMAN. 2004. Primary productivity and species richness: relationships among functional guilds, residency groups and vagility classes at multiple spatial scales. *Ecogeography* **27**: 207-217.

FREEMARK, K.E., J.B. DUNNING, S.J. HEJL Y J.R. PROBST. 1995. A landscape ecology perspective for research, conservation and management. P. 381-427. EN: T.E. Martin and D: Finch (Eds). *Ecology and management of Neotropical migratory birds*. Oxford University Press, Inc., N. York. EUA.

GRAHAM, C. Y J.G. BLAKE. 2001. Influence of patch-landscape level factors on bird assemblages in a fragmented tropical landscape. *Ecological Applications* **11(6)**:1709-1728.

GREENBERG, R. P. BICHIR, A: CRUZ-ARAGÓN N Y R. REITSMA. STERLING 1997^a. Bird populations in rustic and planted coffee plantations of Chiapas, Mexico. *Biotropica*, **29**:501-514.

GREENBERG, R., P. BICHIR, A. CRUZ, C. MACVEAN, R. PÉREZ y E. CANO. 2000^a The impact of avian insectivory on arthropod and leaf damage in some Guatemalan coffee plantations. *Ecology* **81**:

GREENBERG, I. PERFECTO, R. REYNOSO-SANTOS, L. SOTO-PINTO, C. TEJEDA-CRUZ, G. , WILLIAMS L., J. VALENZUELA Y J.M. ZOLOTOFF. 2008. Biodiversity loss in Latin American coffee landscapes: review of the evidence on ants, birds and trees. *Conservation Biology*, **22**:1093-1105.

GREENBERG, R. P. 1996. Manage forest patches and diversity of birds in southern Mexico, Pp.59-90. En: Schelhas, J y Greenberg, R.(Eds.). *Forest patches in Tropical Landscapes*. Washington, D.C. EUA.

GREENBERG, R. P. BICHIR y J. STERLING 1997^b. Bird populations in shade and sun coffee plantations in Central Guatemala.. *Conservation Biology*, **11**:448-459.

GREENBERG, R., P. BICHIR Y CRUZ-ARAGÓN, A. 2000^b The conservation value for birds of cacao plantations with diverse planted shade in Tabasco, Mexico. *Animal Conservation* **3(12)**:105-112.

HAMES, R.S., K.V. ROSENBERG, J. D. LOWE Y A. A. DHONDT. 2001. Site reoccupation in fragmented landscapes: testing predictions of metapopulation theory. *Animal Ecology* **70**:182-190.

HINSLEY, S.A. 2000. The cost of multiple patch use by birds. *Landscape Ecology*, **15**: 765-775

HOCKEY, P.A.Y O.E. CURTIS. 2008. Use of basic biological information for rapid prediction of the response of species to habitat loss. *Conservation Biology* **22(6)**: 1523-1739.

HOLMES, R. 1986. Community structure, population fluctuations and resource dynamics of birds in temperate forests. *Acta XIX Congressus Internationalis Ornithologici. Vol I*. Univ. Ottawa Press, Canada. 1318-1327 pp.

HOLMES, R.T., P.P. MARRA Y T.W. SHERRY. 1996. Habitat-specific demography of breeding black throated blue warblers (*Dendroica caerulescens*): implications for population dynamics. *J. of Animal Ecology* **65**:183-195.

HOWELL, S. N. Y S: WEBB. 1995. *The birds of Mexico and Northern Central America*. Oxford University Press, E.U.A. 851 pp.

HUNTER, M.L. 1992. Paleoecology, landscape ecology, and conservation of Neotropical migrant passerines in boreal forests. P. 511-523. En: J.M. Hagan y D.W. Johnston (Eds.). *Ecology and conservation of Neotropical migrant birds*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C: EUA.

HUSAK, S. M. Y E.T. LINDER 2004. Geographic locale and relative dominance patterns among North American passerine communities. *Ecography* **11**: 668-676.

HUTTO, R. L. 1989. The effect of habitat alteration on migratory land birds in a West Mexican Tropical deciduous forest: A conservation Perspective. *Conservation Biology*

3 (2): 138- 148.

JETZ, W., C.H. SEKERCIOGLU Y J.E. ATSON. 2008. Ecological correlates and conservation implications of over estimating species geographical ranges. *Conservation Biology* 22(1):110-119.

JOBIN, B., L. CHOINIERE Y L. BÉLANGER. 2001. Bird use of three types of field margins in relation to intensive agriculture in Québec, Canada. *Agric. Ecosyst. Environ.* 84: 131-143.

JOHNSON, M.D. 2000. Effects of shade trees and crop structure on the winter arthropod and bird communities in a Jamaican shade coffee plantation. *Biotropica* 37:133-145.

JOHNSON, M.D., T.W. SHERRY, HOLMES, R.T. Y P.P. MARRAS. 2006. Assessing habitat for a migratory songbird wintering in natural and agricultural habitats. *Conservation Biology*, 20(5): 1433-1444.

JOHNSON, M.D., T.W. SHERRY, R.T.HOMES Y P.P.MARRAS. 2006. Assessing habitat for a migratory songbird wintering in natural and agricultural habitats: *Conservation Biology* 20(5):1433-1444.

KARR, J.R. Y K.E. FREEMAN. 1983. Habitat selection and environmental gradients: Dynamics in the stable tropics. *Ecology* 64: 1481-1494.

Keller, G.S. y R.H. Yahner. 2009. Seasonal forest-patch use by birds in fragmented landscapes of South-Central Pennsylvania. 2007. *Wilson J. of Ornithology* 119(3):410-448.

KESSLER, M., S. HERZOG, J. FJELDSÁ Y BACH. 2001. Species richness and endemism of plant and bird communities along two gradients of elevation, humidity and land use in the Bolivian Andes. *Diversity & Distributions* .7 (1-2): 61-77.

KEYSER, A., KEYSER, M.T, Y D.E. L. PROMISLOW. 2004. Life-history variation and demography in western bluebirds (*Sialia mexicana*) in. *Auk* 121: 118-133.

KNUTSON, M.G., G. J. NIEMI; W.E. NEWTON Y M. A. FRIEBERG. 2004. Avian nest success in Midwestern forests fragmented by agriculture. *Condor* 106: 116-139.

KNUTSON, M.G., G. J. NIEMI; W.E. NEWTON Y M. A. FRIEBERG. 2004. Avian nest success in Midwestern forests fragmented by agriculture. *Condor* 106: 116-139.

KRISTAN, W. B. 2006. Sources and expectations for hierarchical structure in bird habitat associations. *Condor* 108:5-12.

KRISTAN, W. B. 2007. Expected effects of correlated habitat variables on habitat quality and bird distribution. *Condor* 109(3):505-515.

Levins, R. 1968. *Evolution in changing environments*. Princeton Univ.Press. Princeton, EUA.

Lindell, C.A. y M. L. Smith. 2003. Nesting birds species in sun coffee, pasture and understory forest in southern Costa Rica. *Biodiversity and Conservation* 12:423-440.

LINDELL, C.A., W. CHOMENTOWSKI, J.R. ZOOK Y S.A: KAISER. 2006. Generalizability of neotropical bird abundance and richness models. *Animal Conservation*, 9(4): 445-455.

LYNCH, J.F. 1989. Distribution of overwintering nearctic migrants in the Yucatan Peninsula, I: General Patterns of occurrence. *Condor* (9): 515-544.

LYNCH, J.F. 1992. Distribution of overwintering nearctic migrants in the Yucatan Peninsula, II. Use of native and human modified vegetation. En: Hagan, J. y D. Johnston (eds.), *Ecology and conservation of neotropical landbirds*. Smithsonian Inst. Press, Washington, EUA. 178-196.

MAGURRAN, A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton Univer. Press, Princeton, N. Jersey, E.U.A. 179 pp.

MARGULES, C. R., R.L. PRESSEY. Y P.H., WILLIAMS. 2002. Representing biodiversity: data and procedures for identifying priority areas for conservation; *J. Biosci.* 27 (Suppl. 2):309-326.

MCKAY, W.D. 1980. The influence of agriculture on avian communities near Villavicencio, Colombia. *Wilson Bull* 92(3): 381-389.

MONTAGUE-DRAKE, R., D. LINDEWMEYER Y R.B, CUNNINGHAM. 2009. Factors affecting site occupancy by woodland bird species of conservation concern. *Biological Conservation* 142 (12): 2896-2903.

MURPHY, M. T. 2003. Avian population trends within the evolving agricultural landscape of Eastern and Central United States. *Auk* 120(1): 20-34.

MYSTERUD, A. Y R.A. IMS. 1998. Functional responses in habitat use: availability influences, relative use in trade off situations. *Ecology* 79:1435-1441.

Nakazawa, L.N. 2004. Structure and organization of canopy bird assemblages in Central Amazonia. *Auk* 121 (1): 88-102.

PANJABI, A., C. BEARDMORE, P. BLANCHER, M.G. BUTCHER, G. CARTER, M., DEMAREST, D., DUNN, E., HUNTER, C. PASHLEY, D., ROSENBERG, K., RICH, T Y T.WILL. 2005. *The Partners In Flight Handbook on Species Assessment and Prioritization..* Partners in Flight Technical Series 3. EUA. 32 pp.

PHILPOTT, S.M., W.J. ARENDT, I. ARMBRECHT, P. BICHIR, T.W. DIESTCH, C: GORDON, R. GREENBERG, I. PERFECTO, R.REYNOSO-SANTOS, L. SOTO-PINTO, C. TEJEDA-CRUZ, G. WILLIAMS LUNERA, J. VALENZUELA Y

- J.M. ZOLOTOFF. 2008. Biodiversity loss in Latin American coffee landscapes: review of the evidence on ants, birds and trees. *Conservation Biology* 22(5):1093-1105.
- RALPH, J. R. Y J.M. SCOT (EDS.). 1981. *Estimating numbers of terrestrial birds*. Studies in Avian Biology No.6. Univ. New Mexico, EUA...
- ROBBINS, C.S., J.R. SAUER, R.S. GREENBERG Y S. DROBEGE. 1989. Population declines in North American Birds that migrate to the Neotropics. *Proc. Nat. Academy Sci (US)* 86: 7658-7662.
- ROBINSON, N.W., D.G. ANGEHR, L.T. ROBINSON, L. J. PETITT, D. R. PETIT Y J.D. BRAUN. 2003. Distribution of birds diversity in a vulnerable Neotropical landscape. *Conservation Biology* 18(2):510-518.
- RODENHOUSE, N., L. BEST, R.J. O. CONNOR Y E.K. BOLLINGER. 1995. Effects of agricultural practices and farmland structures. Pp: 269-293. En: Martin, T. Y D. Finch (eds.). *Ecology and management of neotropical migratory birds. A synthesis and review of critical issues*. Oxford Univ. Press, N. York., EUA.
- RODRÍGUEZ, J. P. 2002. Range contraction in declining North American bird populations. *Ecological Applications* 12 (1):238-248.
- RUIZ-GUTIERREZ, V., E.F. ZIPKIN Y A.A. DHONDT. 2010. Occupancy dynamics in a tropical bird community: an expected high forest use by birds classified as non-forest species. *J. Applied Ecology* 47(3): 621-630.
- SAUER, J.R., G.W. PENDLETON Y B.G. PETERJOHN. 1996. Evaluating mechanisms of population change in North American Insectivorous songbirds. *Conservation Biology* 10(29):465-478.
- SCHLOSSER, I Y L.W. KALLEMEYN. 2000. Spatial variation in fish assemblages across a beaver-influenced successional landscape. *Ecology* 81 (6): 1371-1382.
- SHERRY, T.W. Y R.T. HOLMES. 1996. Winter habitat limitation in Neotropical-Nearctic migrant birds: implications for population dynamics and conservation. *Ecology*, 77:36-48.
- SHERRY, T.W., M.D. JOHNSON Y D. M.S. STRONG. 2005. Winter food limit populations of migratory birds? En: *Birds of two worlds: ecology life history and evolution of long distance migratory birds*. Greenberg, R.G. y P.P. Marra (Eds.). 414-425. John Hopkins Univ. Press, Maryland, EUA.
- SODHI, N., M.R. CF. POSA, T. MING LEE Y I.G. WARJENTIN. 2008. Effects of disturbance or loss of tropical rainforest on birds. *Auk* 125(3):511-519.
- TEJEDA-CRUZ, C. Y W.J. SUTHERLAND. 2004. Bird responses to shade coffee production. *Animal Conservation* 7(2):169-179.
- TELLERÍA, J.L. Y T. SANTOS. 1997. Seasonal and interannual occupation of a forest archipelago by insectivorous passerines. *Oikos* 78: 239-248.
- TERBORGH, J. 1977. Bird species diversity on an Andean elevational gradient. *Ecology* 58: 1007-1019.
- TERBORGH, J., S. ROBINSON, T.A. PARKER, C.A. MUNN Y N. PIERPOINT. 1990. Structure and organization of an Amazonian forest bird assemblage. *Ecology Monograph* 60: 213-238.
- THIOLLAY, J.M. 1999. Responses of an avian community to rain forest degradation. *Biodiversity and Conservation* 8: 513-534.
- THOGMARTIN, W.E., B.R. GRAY, M. GALLAGHER, N. YOUNG, J.J. ROHWEDER Y M.G. KNUTSON. 2007. Power to detect trend in short-term time series of bird abundance. *The Condor* 109 (4):943-948.
- VANDERWEL, M.C., J.R. MALCOLM Y S.C. MILLS. 2007. A meta-analysis of bird response to uniform partial harvesting across North America. *Bird conservation* 21(5):1523-1739.
- WARKENTIN, I.G. 2008. Effects of disturbance or loss of tropical forest on birds. *Auk* 125(3):511-519.
- WHITE, E.P. Y A.H. HURLBERT. 2010. The combined influence of the local environment and regional enrichment on bird species richness. *The American Naturalist* 175(2): 356-43.
- WRIGHT, S.J. Y H.C. MULLER-LANDAU. 2006. The Future of Tropical Forest Species. *Biotropica* 38(3): 287-301.
- WUNDERLE, J. M., JR., Y S. C. LATTA. 2000. Winter site fidelity of Nearctic migrants in shade coffee plantations of different sizes in the Dominican Republic. *The Auk* 117:596-614. *Zool. Fennici* 19: 309-317.
- ZUCKERBERG, B., W.F. PORTER Y K. CORWIN. 2009. Consistency and stability of abundance-occupancy relationships in large scale populations dynamics. *J. Animal Ecology* 78:172-181.
- ZAR, J.H. 1999. *Biostatistical analysis*. 4ª Ed. Prentice - Hall. N. Jersey, EUA.

APENDICE I.

Número de años (A) que está presente cada especie en secas y lluvias y distribuciones de las abundancias promedio (Ind.Prom.) y el número de sitios (S. No.9 ocupados por especie; así como las sumas de las diferencias a lo largo de los 6 años en la abundancia (Ind. Dif.) y en el número de sitios ocupados (Dif.=Persistencia) y su proporción (Dpi.).

Parámetro	Secas (n=176)						Lluvias (n=156)					
	A	No. Sitios			Abundancia		A	No. Sitios			Abundancia	
	No.	S. No.	Dif.	Dpi.	Ind.	Ind.Dif.	No.	S. No.	Dif.	Dpi.	Ind.	Ind.Dif.
Especies	n=6	n=48	98-93	93-98	Prom.	1998-93	n=6	n=48	98-93	93-98	Prom.	1998-93
<i>Ortalis wagleri</i>	1	1	-1	0.021	0.500	0	2	2	0	0.042	0.500	5
<i>Ortalis poliocephala</i>	4	6	0	0.125	2.167	-2						
<i>Penelope purpurascens</i>	6	6	0	0.125	5.500	5	4	1	0	0.021	4.167	-3
<i>Callipepla douglassi</i>	3	1	1	0.021	3.667	12	5	4	-1	0.083	6.833	-7
<i>Zenaida asiatica</i>	6	27	1	0.563	112.8	5	6	16	-2	0.333	60.33	-39
<i>Columbina inca</i>	6	26	1	0.542	64.67	-129	6	21	-1	0.438	31.83	-33
<i>Columbina passerine</i>	6	15	-1	0.313	15.17	5	6	14	1	0.292	14.50	-2
<i>Leptotila verreauxi</i>	6	25	-1	0.521	58.00	3	6	20	-1	0.417	28.67	-9
<i>Geotrygon Montana</i>	5	2	0	0.042	4.000	-3	5	6	-2	0.125	5.000	-3
<i>Aratinga canicularis</i>	6	21	-1	0.438	45.17	-80	6	15	-2	0.313	22.67	-46
<i>Forpus cyanopygius</i>	6	5	1	0.104	1.000	0						
<i>Coccyzus minor</i>	3	11	2	0.229	0.667	1	2	5	0	0.104	0.500	5
<i>Piaya cayana</i>	5	12	-3	0.250	3.000	-3	3	3	0	0.063	0.667	5
<i>Geococcyx velox</i>	1	3	1	0.063	0.667	-1						
<i>Caprimulgus ridgwayi</i>	4	10	0	0.208	1.167	2	3	7	-1	0.146	0.500	5
<i>Caprimulgus vociferous</i>	4	21	-1	0.438	1.333	2	6	14	-1	0.292	2.500	4
<i>Phaethornis superciliosus</i>	6	33	0	0.688	20.83	2	6	25	-4	0.521	19.17	-23
<i>Colibri thalassinus</i>	2	7	2	0.146	0.333	0						
<i>Chlorostilbon canivetii</i>	5	11	0	0.229	2.000	2	2	4	0	0.083	1.000	5
<i>Cynanthus latirostris</i>	6	34	3	0.708	14.50	4	6	21	0	0.438	8.833	2
<i>Thalurania ridgw ayi</i>	6	20	-1	0.417	15.17	-8	6	13	1	0.271	10.00	-2
<i>Hylocharis leucotis</i>	6	25	1	0.521	54.67	-4	6	24	-3	0.500	29.33	-31
<i>Amazilia beryllina</i>	6	42	0	0.875	53.00	13	6	38	-4	0.792	26.67	-17
<i>Amazilia rutila</i>	6	15	-2	0.313	4.167	-3	5	8	1	0.167	2.833	5
<i>Amazilia violiceps</i>	6	31	0	0.646	24.17	6	6	20	-2	0.417	7.000	0
<i>Lampornis clemenciae</i>	6	18	-2	0.375	11.67	9	6	12	1	0.250	5.500	2
<i>Eugenes fulgens</i>	6	17	-2	0.354	5.500	-3	6	11	-1	0.229	6.833	-3
<i>Heliomaster constantii</i>	2	6	1	0.125	0.833	3	3	8	0	0.167	1.500	5
<i>Archilochus colubris</i>	2	5	0	0.104	0.500	0	1	1	-1	0.021	0.167	5
<i>Archilochus alexandri</i>	2	5	-1	0.104	0.833	0	1	2	0	0.042	0.167	5
<i>Stellula calliope</i>	5	17	-2	0.354	6.500	0	4	2	-1	0.042	3.000	-3
<i>Atthis heloisa</i>	6	3	-1	0.063	4.167	-2	5	3	0	0.063	1.500	4
<i>Selasphorus platycercus</i>	5	15	-1	0.313	2.000	3	1	7	-1	0.146	0.167	5
<i>Trogon elegans</i>	6	33	-1	0.688	21.00	-9	6	20	-2	0.417	13.83	-10
<i>Trogon mexicanus</i>	3	7	-1	0.146	0.667	0	3	4	-1	0.083	1.167	2
<i>Momotus mexicanus</i>	6	23	-2	0.479	11.33	-5	6	18	-2	0.375	10.00	-4
<i>Melanerpes formicivorus</i>	6	29	-1	0.604	51.33	-18	6	27	-3	0.563	39.67	-38
<i>Melanerpes chrysogenys</i>	6	30	0	0.625	27.17	-9	6	26	-3	0.542	25.67	-20
<i>Sphyrapicus nuchalis</i>	6	11	0	0.229	4.167	4	3	5	0	0.104	0.500	5
<i>Melanerpes aurifrons</i>	6	14	-1	0.292	3.000	-4	5	8	-1	0.167	1.833	2
<i>Sphyrapicus thyroideus</i>							2	1	-1	0.021	0.333	4
<i>Picoides scalaris</i>	6	17	1	0.354	3.667	0	2	12	-3	0.250	0.333	5
<i>Picoides arizonae</i>	5	9	-1	0.188	2.500	1	4	5	-1	0.104	1.333	3
<i>Veniliornis fumigatus</i>	1	3	-2	0.063	0.167	0	4	10	-1	0.208	1.000	5
<i>Piculus auricularis</i>	6	22	1	0.458	5.333	0	5	12	-3	0.250	3.167	-2
<i>Colaptes auratus cafer</i>	6	2	-1	0.042	3.167	1	6	4	-1	0.083	1.333	4
<i>Dryocopus lineatus</i>	1	4	0	0.083	0.333	2	5	7	-1	0.146	2.000	4
<i>Campephilus guatemalensis</i>	6	19	-1	0.396	11.33	-2	6	11	-2	0.229	4.333	-1
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	6	24	-3	0.479	3.833	-1	6	10	-1	0.208	1.833	4
<i>Xiphorhynchus flavigaster</i>	6	17	0	0.354	3.667	2	6	10	-2	0.208	3.333	3
<i>Lepidocolaptes leucogaster</i>	6	19	1	0.396	9.333	-2	5	17	-4	0.354	5.333	-6
<i>Camptostoma imberbe</i>	6	23	-3	0.479	9.667	-8	6	16	-1	0.333	6.833	-2
<i>Deltarhynchus flammulatus</i>	6	16	-1	0.333	4.333	2	6	16	-1	0.333	4.333	0
<i>Mitrephanes phaeocercus</i>	6	28	0	0.583	17.16	4	6	15	-1	0.313	15.67	-9
<i>Contopus pertinax</i>	6	23	1	0.479	10.66	9	6	18	1	0.375	12.83	-8
<i>Contopus sordidulus</i>	3	16	1	0.333	0.667	1						
<i>Empidonax albigularis</i>	2	8	2	0.167	0.500	0	2	6	-2	0.125	0.500	4
<i>Empidonax minimus</i>	3	3	-1	0.063	1.333	-2	2	1	0	0.021	0.333	5

Parámetro	Secas (n=176)						Lluvias (n=156)					
	A	No. Sitios			Abundancia		A	No. Sitios			Abundancia	
	No.	S. No.	Dif.	Dpi.	Ind.	Ind.Dif.	No.	S. No.	Dif.	Dpi.	Ind.	Ind.Dif.
	n=6	n=48	98-93	93-98	Prom.	1998-93	n=6	n=48	98-93	93-98	Prom.	1998-93
Especies												
<i>Empidonax wrightii</i>	2	1	-1	0.021	0.500	-1	1	1	0	0.021	0.333	5
<i>Empidonax oberholseri</i>	5	1	-1	0.021	2.000	5	5	1	0	0.021	1.167	3
<i>Empidonax affinis</i>	6	9	-2	0.188	8.333	5	6	10	1	0.208	4.000	0
<i>Empidonax difficilis</i>	5	13	1	0.271	2.000	1	4	6	-2	0.125	1.000	5
<i>Empidonax fulvifrons</i>	1	2	0	0.042	0.167	0						
<i>Sayornis nigricans</i>	2	1	-1	0.021	0.500	-3						
<i>Sayornis phoebe</i>	5	8	-1	0.167	1.833	3						
<i>Pyrocephalus rubinus</i>	6	7	-2	0.146	4.000	1	5	3	0	0.063	1.167	5
<i>Attila spadiceus</i>	1	1	-1	0.021	0.167	-1						
<i>Myiarchus tuberculifer</i>	6	20	3	0.417	11.50	6	6	17	0	0.354	10.17	-1
<i>Myiarchus cinerascens</i>	4	21	1	0.438	1.500	2	3	17	-1	0.354	0.833	5
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	6	27	-2	0.563	24.00	-28	6	26	-4	0.542	15.00	-23
<i>Pitangus sulphuratus</i>	6	19	-1	0.396	5.667	-1	5	14	-1	0.292	3.000	3
<i>Megarynchus pitangua</i>	6	38	1	0.792	7.833	4	6	29	-3	0.604	6.000	1
<i>Myiozetetes similis</i>	6	23	-2	0.479	16.83	-16	6	22	-2	0.458	7.333	-3
<i>Myiodinastes luteiventris</i>	6	23	0	0.479	18.83	-6	5	12	-1	0.250	7.667	3
<i>Tyrannus melancholicus</i>	3	7	1	0.146	0.833	0	1	3	0	0.063	0.833	5
<i>Tyrannus vociferans</i>	6	5	-1	0.104	3.333	0	4	1	0	0.021	1.333	5
<i>Tyrannus verticalis</i>							2	16	-2	0.333	0.333	5
<i>Pachyrampus aglaiae</i>	6	14	-2	0.292	4.333	-2	4	4	0	0.083	1.333	5
<i>Pachyrampus major</i>	2	3	0	0.063	0.833	0						
<i>Tityra semifasciata</i>	6	31	0	0.646	21.17	-9	5	28	-3	0.583	11.67	-12
<i>Vireo bellii</i>	4	4	-1	0.083	1.833	-2						
<i>Vireo vicinior</i>	4	8	-2	0.167	1.000	-2	5	8	-1	0.167	1.500	3
<i>Vireo huttoni</i>	3	2	0	0.042	1.167	3	1	2	0	0.042	0.500	2
<i>Vireo gilvus</i>	6	14	0	0.292	7.167	4	5	13	-1	0.271	5.333	1
<i>Vireo plumbeus</i>	2	6	-1	0.125	0.667	2						
<i>Vireo flavoviridis</i>	2	2	0	0.042	0.333	0						
<i>Calocitta colliei</i>	6	22	-2	0.458	30.67	-20	5	12	-2	0.250	9.667	-7
<i>Calocitta Formosa</i>	6	20	1	0.417	13.17	8	6	5	-1	0.104	9.667	-20
<i>Cyanocorax yncas</i>	6	14	-2	0.292	18.83	-12	6	14	0	0.292	13.33	-14
<i>Certhia Americana</i>	6	3	0	0.063	3.333	0	4	3	-1	0.063	1.000	3
<i>Campylorhynchus gularis</i>	6	16	1	0.333	29.17	-9	6	11	0	0.229	28.83	-18
<i>Thryothorus sinaloa</i>	6	33	-1	0.688	18.67	3	6	22	-4	0.458	14.50	-13
<i>Thryothorus felix</i>	6	17	0	0.354	5.500	3	6	15	-2	0.313	5.000	1
<i>Troglodytes aedon</i>	6	6	1	0.125	6.833	3	6	6	0	0.165	4.500	1
<i>Regulus calendula</i>	6	10	0	0.208	5.833	1	6	7	0	0.146	3.333	3
<i>Polioptila caerulea</i>	6	24	-3	0.500	28.17	-16	6	16	-2	0.333	8.333	-2
<i>Sialia sialis</i>	6	14	0	0.292	54.17	-2	6	4	0	0.083	23.67	-19
<i>Sialia mexicana</i>	6	11	-1	0.229	27.67	-6	3	4	0	0.083	3.500	-4
<i>Myadestes occidentalis</i>	6	48	0	1.000	37.50	-12	6	38	-3	0.792	26.83	-23
<i>Catharus aurantirostris</i>	3	1	0	0.021	2.000	1	1	2	0	0.042	2.167	5
<i>Catharus occidentalis</i>	6	19	2	0.396	5.667	1	6	15	0	0.313	6.833	2
<i>Catharus frantzii</i>	1	6	-1	0.125	0.500	-3	1	5	-1	0.104	0.167	5
<i>Catharus ustulatus</i>	6	9	-3	0.188	2.833	-2						
<i>Catharus guttatus</i>	6	16	-3	0.333	1.500	0	2	8	1	0.167	2.167	5
<i>Turdus assimilis</i>	6	44	-1	0.917	152.0	-90	6	42	-4	0.875	72.17	-97
+ <i>Turdus rufopalliatu</i>	5	20	0	0.417	2.500	1	2	16	-2	0.333	0.667	5
<i>Turdus migratorius</i>	6	10	-1	0.208	10.00	-5	6	5	0	0.104	3.833	3
<i>Ridgwayia pinicola</i>	4	10	1	0.208	1.333	3	2	6	-1	0.125	0.333	5
<i>Dumetella carolinensis</i>	3	7	0	0.146	1.667	0						
<i>Mimus polyglottos</i>	6	11	0	0.229	11.16	0	6	10	-1	0.208	14.33	-15
<i>Melanotis caerulescens</i>	6	47	0	0.979	64.67	-47	6	41	-4	0.854	32.33	-47
<i>Bombycilla cedrorum</i>	6	10	0	0.208	3.667	0	1	4	-1	0.083	0.333	5
<i>Ptilogonys cinereus</i>	6	10	-1	0.208	24.00	-2	6	8	-1	0.167	20.00	-19
<i>Vermivora celata</i>	6	28	-2	0.583	40.50	-20	5	14	1	0.292	9.000	5
<i>Vermivora ruficapilla</i>	6	29	0	0.604	29.67	8	6	8	0	0.167	11.50	-11
<i>Parula superciliosa</i>	6	2	-1	0.042	3.000	2	1	1	0	0.021	0.333	5
<i>Dendroica petechia</i>	6	16	-1	0.333	10.00	0	3	5	0	0.104	6.667	5
<i>Dendroica magnolia</i>	5	13	-1	0.271	6.167	2	3	7	0	0.146	1.667	5
<i>Dendroica coronata</i>	6	27	-2	0.563	38.83	-20	6	12	-1	0.250	12.83	-17
<i>Dendroica nigrescens</i>	6	18	-3	0.375	25.50	-24	6	11	-3	0.229	8.000	-6
<i>Dendroica townsendi</i>	6	25	-3	0.521	37.83	-15	6	13	-3	0.271	8.500	-5
<i>Dendroica occidentalis</i>	1	8	-1	0.167	1.667	0						
<i>Dendroica graciae</i>	2	3	-1	0.063	4.500	4						
<i>Mniotilta varia</i>	6	34	-5	0.708	15.00	-12	6	24	-6	0.500	7.500	-7
<i>Setophaga ruticilla</i>	6	12	-1	0.000	2.000	0	2	6	0	0.125	0.333	5
<i>Helminthos vermivorus</i>	3	1	1	0.021	1.000	1	3	4	-1	0.083	1.167	5

Parámetro	Secas (n=176)						Lluvias (n=156)					
	A	No. Sitios			Abundancia		A	No. Sitios			Abundancia	
	No.	S. No.	Dif.	Dpi.	Ind.	Ind.Dif.	No.	S. No.	Dif.	Dpi.	Ind.	Ind.Dif.
	n=6	n=48	98-93	93-98	Prom.	1998-93	n=6	n=48	98-93	93-98	Prom.	1998-93
Especies												
<i>Seiurus aurocapilla</i>	5	2	1	0.042	1.667	3	2	3	0	0.063	0.667	5
<i>Seiurus noveboracensis</i>	6	7	1	0.146	4.667	-5	6	5	-1	0.104	2.667	1
<i>Oporornis formosus</i>	1	5	-1	0.104	0.667	0						
<i>Oporornis philadelphia</i>	1	1	0	0.021	0.333	5						
<i>Oporornis tolmiei</i>	2	1	1	0.021	0.333	5						
<i>Wilsonia pusilla</i>	6	28	-2	0.583	69.67	-79	6	19	-3	0.396	32.17	-60
<i>Cardellina rubrifrons</i>	6	5	0	0.104	7.167	8	5	8	0	0.167	5.333	2
<i>Ergaticus ruber</i>	5	5	0	0.104	3.500	2	6	6	0	0.125	3.500	2
<i>Myioborus pictus</i>	6	26	-1	0.542	19.00	5	6	23	-4	0.479	13.33	-12
<i>Myioborus miniatus</i>	6	10	-1	0.208	14.67	-3	6	6	0	0.125	12.33	-10
<i>Euthlypis lachrymosa</i>	3	10	1	0.208	1.167	0	2	6	0	0.125	0.500	5
<i>Basileuterus culicivorus</i>	6	9	1	0.188	1.833	0	5	7	-1	0.146	1.500	4
<i>Basileuterus rufifrons</i>	6	7	0	0.146	11.67	-5	6	8	-1	0.167	14.83	-2
<i>Rhodinocichla rosea</i>	3	1	0	0.000	1.333	4	3	1	0	0.000	1.000	5
<i>Habia rubica</i>	4	4	1	0.083	2.167	3	5	3	-1	0.063	3.667	-5
<i>Piranga flava</i>	6	11	-1	0.229	7.500	2	5	7	0	0.146	2.333	4
<i>Piranga rubra</i>	6	18	-2	0.375	9.333	-3	5	3	0	0.063	2.500	4
<i>Piranga olivacea</i>	2	10	1	0.208	1.167	1						
<i>Piranga ludoviciana</i>	6	20	2	0.417	9.833	5	4	8	-2	0.167	3.000	-3
<i>Piranga bidentata</i>	6	19	-2	0.396	15.83	-4	5	7	-1	0.146	2.833	4
<i>Piranga erythrocephala</i>	1	5	0	0.104	0.167	1	1	3	0	0.063	0.167	5
<i>Sporophila torqueola</i>	6	11	1	0.229	114.1	-80	6	13	-1	0.271	68.33	-63
<i>Atlapetes pileatus</i>	4	5	-1	0.104	1.333	0	4	6	-1	0.125	1.333	4
<i>Melospiza kieneri</i>	6	21	1	0.438	17.17	2	6	18	-4	0.375	11.67	-17
<i>Pipilo erythrophthalmus</i>	1	1	-1	0.021	0.170	0	2	1	-1	0.021	0.833	-1
<i>Pipilo fuscus</i>	5	6	0	0.125	12.00	15	6	5	0	0.104	16.17	-21
<i>Aimophila ruficauda</i>	4	4	1	0.083	2.833	6	6	6	0	0.125	3.667	2
<i>Aimophila ruficeps</i>	6	8	-1	0.167	29.50	-11	5	7	-1	0.146	8.333	-9
<i>Aimophila rufescens</i>	4	4	0	0.083	2.833	-8	2	2	0	0.042	1.000	5
<i>Spizella passerine</i>	6	1	0	0.021	18.17	10	5	5	0	0.104	2.667	2
<i>Spizella pallida</i>	4	1	-1	0.021	0.333	1						
<i>Melospiza lincolni</i>	5	18	0	0.375	0.333	0						
<i>Junco phaeonotus</i>	6	6	0	0.125	16.83	-2	6	6	0	0.125	13.33	-3
<i>Saltator coerulescens</i>	6	26	-1	0.542	18.83	-5	6	19	-5	0.396	11.00	-11
<i>Cardinalis cardinalis</i>	3	5	-2	0.104	0.833	0	1	1	0	0.021	0.167	5
<i>Pheucticus chrysopleus</i>	6	12	-2	0.250	9.500	-6	6	7	-1	0.146	6.333	-3
<i>Passerina caerulea</i>	5	1	0	0.000	3.167	-1	1	1	0	0.000	0.167	5
<i>Passerina ciris</i>	4	9	-1	0.188	2.333	0	1	4	1	0.083	0.333	5
<i>Passerina versicolor</i>	2	3	0	0.063	1.500	0						
<i>Quiscalus mexicanus</i>	2	26	-1	0.542	1.333	0	2	20	-2	0.417	2.000	5
<i>Molothrus aeneus</i>	5	30	-3	0.625	17.50	-1	5	14	-2	0.292	2.000	4
<i>Molothrus ater</i>	1	12	0	0.250	0.167	0	3	7	0	0.146	0.833	5
<i>Icterus wagleri</i>	6	32	0	0.667	5.333	4	6	33	-4	0.688	6.833	-1
<i>Icterus spurious</i>	6	18	-3	0.375	6.167	-6	5	9	-2	0.188	2.667	0
<i>Icterus cucullatus</i>	6	26	1	0.542	41.00	-36	6	22	-1	0.458	15.67	-17
<i>Icterus pustulatus</i>	6	18	-2	0.375	7.833	0	6	12	0	0.250	4.833	0
<i>Icterus bullockii</i>	6	34	-1	0.708	22.00	-21	6	18	0	0.375	9.000	3
<i>Icterus galbula</i>	3	2	1	0.042	2.333	4	2	1	1	0.021	1.500	5
<i>Euphonia affinis</i>	2	2	1	0.042	0.333	0						
<i>Euphonia elegantissima</i>	5	10	2	0.208	3.667	3	4	7	-1	0.146	3.167	3
<i>Carpodacus mexicanus</i>	6	16	0	0.333	10.83	5	5	7	0	0.146	5.000	-6
<i>Loxia curvirostra</i>	6	5	-1	0.104	2.667	0	4	4	1	0.083	0.833	4
<i>Carduelis pinus</i>	5	16	0	0.333	2.000	3	3	11	-1	0.229	0.500	5
<i>Carduelis notata</i>	6	10	-1	0.208	8.667	-2	3	3	1	0.063	2.333	5
<i>Carduelis spaltria</i>	6	12	0	0.250	12.67	3	5	5	1	0.104	8.833	0

APENDICE II.

Abundancias relativas (Ind/Fo); suma total de las diferencias en abundancias a lo largo de seis años por especie (- D); por cota altitudinal y medio: bosque (B) y plantaciones (P); porcentaje total de cambio (%C) por hábitat, registradas en la Sierra de San Juan, Nayarit.

Especie	Abundancia total y diferencia de 1998-1993 (- D)								Ind. Totales B (+1000)	Ind. Totales P (-1000)	% C			
	Area boscosa				Plantaciones						B	P	B	P
	C +1600	R 1400	E 1200	M 1100	S 1000	B 950	A 900	T 750						
<i>Coragyps atratus</i>	9.250	38		2.583	8.083	10.88	12.5	4.666	49.833	36.133				
- D	3.000	-1.2		0.5	-1.333	-0.666	-4.666	-0.5	2.300	-7.167	4.62	-19.83		
<i>Cathartes aura</i>	11.00	10.45		1.333	6.416	17.83	5.25	6.75	22.783	36.250				
- D	-4.000	2.3		0	-2.333	1.333	-2.333	1	-1.700	-2.333	-7.46	-6.44		
<i>Accipiter striatus</i>		0.4	0.333	0.433					1.167					
- D		0	0	-0.2					-0.200		-17.14			
<i>Asturina nitida</i>	0.500		2	0.333					2.833					
- D	0.000		-	0.3					-0.033		-1.18			
<i>Buteogallus anthracinus</i>	1.100	2.11			0.401			0.388	3.210	0.790				
- D	0.000	0.1			-0.166			0	0.100	-0.167	3.12	-21.10		
<i>Buteo lineatus</i>		0.25		0.5			0.25		0.750	0.250				
- D		0		0				-0.166	0.000	-0.167	0.00	-66.67		
<i>Buteo jamaicensis</i>	2.550	1.25		1		1.783	1.25		4.800	3.033				
- D	-1.000	1.5		0		1	0		0.500	1.000	10.42	32.97		
<i>Herpetoteres cachinnans</i>								4.75		4.750				
- D								-2.4		-2.400		-50.53		
<i>Falco sparverius</i>	0.750	1.2			1		1.6		1.950	2.600				
- D	0.000	0			-0.333		-0.333		0.000	-0.667	0.00	-25.64		
<i>Falco columbarius</i>						4.2		0.166		4.367				
- D						0.3		0		0.300		6.87		
<i>Falco peregrinus</i>		4.1			0.166	3.5	2.166		4.100	5.833				
- D		1.9			-0.166	-0.5	-0.5		1.900	-1.167	46.34	-20.00		
<i>Ortalis wagleri</i>					2.4			1		3.400				
- D				0.6			0		0.600		17.65			
<i>Ortalis poliocephala</i>				0.75			1.083	0.333	0.750	1.417				
- D				-0.033			0	-0.166	-0.033	-0.167	-4.44	-11.76		
<i>Penelope purpurascens</i>				15.98	5				15.983	5.000				
- D				3.1	1.166				3.100	1.167	19.40	23.33		
<i>Callipepla douglasii</i>		17.85							17.850	0.000				
- D		3.6							3.600		20.17			
<i>Zenaida asiatica</i>	22.000	71	26	16.66	8		19.16	10.33	135.666	37.500				
- D	0.000	2.666	0	0	-1		-1.666	6	2.666	3.333	1.97	8.89		
<i>Columbina inca</i>	11.250	43.55		5.333	48.16	11.5	7.5	7.25	60.133	74.417				
- D	2.000	12		5	-18.5	4	1.5	3.5	19.000	-9.500	31.60	-12.77		
<i>Columbina passerina</i>		5.75	8.083		1	3.983	11.75	9.5	13.833	26.233				
- D		3	2.333		0	0	2	-0.666	5.333	1.333	38.55	5.08		
<i>Leptotila verreauxi</i>	3.750	2	1.416	2.333	14.5	3.7	15.33	12.58	9.500	46.117				
- D	0.750	0	0.666	0	4.166	-0.666	3.666	4.166	1.417	11.333	14.91	24.58		
<i>Geotrygon montana</i>				1.416	1			3	1.417	4.000				
- D				0	-0.5			-0.333	0.000	-0.833	0.00	-20.83		
<i>Aratinga canicularis</i>		10.6			10.75	20.66	14.82	11	10.600	57.237				
- D		3.4			-1	-10.33	-10.66	1.333	3.400	-20.667	32.08	-36.11		
<i>Forpus cyanopygius</i>		0.043							0.043					
- D		0							0.000		0.00			
<i>Coccyzus minor</i>						0.5		0.333		0.833				
- D						-2		0		-2.000		-		

Especie	Abundancia total y diferenciada 1998-1993 (- D)								Ind. Totales B (+1000)	Ind. Totales P (-1000)	% C	
	Area boscosa				Plantaciones						B	P
	C +1600	R 1400	E 1200	M 1100	S 1000	B 950	A 900	T 750				
<i>Piaya cayana</i>			1.583			1.316	0.5	0.916	1.583	2.733		
- D			0.333			0	-0.333	-0.333	0.333	-0.667	21.05	-24.39
<i>Geoccyx velox</i>		9.8							9.800			
- D		-0.3							-0.300		-3.06	
<i>Glaucidium gnoma</i>				4.15					4.150			
- D				-0.6					-0.600		-14.46	
<i>Glaucidium palmarum</i>								0.333	0.333			
- D								-0.166	-0.167			-50.00
<i>Glaucidium brasilianum</i>					-0.166		-0.333		-0.500			
- D					0.166		0.666		4.150	0.833		
<i>Caprimulgus ridgwayi</i>	0.750	0.9		0.75					2.400			
- D	0.000	-0.02		0					-0.020		-0.83	
<i>Caprimulgus vociferus</i>	3.000	0.8		1.733					5.533			
- D	-0.250	-0.2		-0.4					-0.850		-15.36	
<i>Streptoprocne semicollaris</i>		3.6			1.5		2.25	1.5	3.600	5.250		
- D		-0.4			0.8		0.5	0	-0.400	1.300	-11.11	24.76
<i>Phaethornis superciliosus</i>	13.750	5.2	3.2	5.75	10.33	5.233	12.58	5.75	27.900	33.900		
- D	-0.750	1	0	0	1.333	1	3	2.5	0.250	7.833	0.90	23.11
<i>Colibri thalassinus</i>					1.92					1.920		
- D					-0.05					-0.050		-2.60
<i>Chlorostilbon canivetii</i>	1.000	1.45		1.666	0.333	0.2			4.117	0.533		
- D	0.000	-0.2		0.5	0	0			0.300	0.000	7.29	0.00
<i>Cyananthus latirostris</i>	14.250	5	1.916	4.266	5	1.316	3.5	2.833	25.433	12.650		
- D	1.250	-0.9	0.666	-0.1	2	0	0.5	1.5	0.917	4.000	3.60	31.62
<i>Thalurania ridgwayi</i>	2.333		4.916	6.4	9.083		6.583	3.25	13.650	18.917		
- D	0.000		0.666	0.1	5		0.5	1.333	0.767	6.833	5.62	36.12
<i>Hylocharis leucotis</i>	3.250	1.85	1.25	2	11.33	4.6	4.833	12.5	8.350	33.267		
- D	1.500	-0.4	0	0	2.666	1	0.833	5.666	1.100	10.167	13.17	30.56
<i>Amazilia beryllina</i>	11.250	6.35	5.333	7	7.166	14.65	16.33	11.58	29.933	49.733		
- D	0.500	0.6	-	2	2	2.666	5.666	4.5	2.433	14.833	8.13	29.83
<i>Amazilia rutila</i>					0.166	2	3.833	1	0.000	7.000		
- D					0	0.666	0.333	-0.333		0.667		9.52
<i>Amazilia violiceps</i>		1.7	2.25	3.8	3.666	5.65	10.41	3.683	7.750	23.417		
- D		0.3	-1	0.7	-0.5	4.333	5.5	1	0.000	10.333	0.00	44.13
<i>Lampornis clemenciae</i>	8.750	4.7	4.083	4.766	1	2.283	1.25	2.416	22.300	6.950		
- D	-1.500	0.1	1.333	-0.6	0	-0.333	-0.166	0.5	-0.667	0.000	-2.99	0.00
<i>Eugenes fulgens</i>	0.500	0.5	1.083	0.866	0.083	0.866	1.333	0.833	2.950	3.117		
- D	0.500	0	0	0	-0.333	0	0.333	0.5	0.500	0.500	16.95	16.04
<i>Helionaster constantii</i>	2.850				0.25		1.916	0.583	2.850	2.750		
- D	-1.600				0		1	0	-1.600	1.000	-56.14	36.36
<i>Archilochus colubris</i>			0.666						0.667			
- D			0						0.000		0.00	
<i>Archilochus alexandri</i>				0.750		0.249			0.750	0.250		
- D				0		-0.333			0.000	-0.333	0.00	-33.39
<i>Stellula calliope</i>	2.250	4.25	9.166	8.816		1.366	0.25	2	24.483	3.617		
- D	0.750	0.333	-	1.6		0	0	0.166	1.850	0.167	7.56	4.61
<i>Atthis heloisa</i>	1.500	1.2	2.466	0.5					5.667			
- D	0.000	0	-	0.5					0.333		5.88	
<i>Selasphorus platycercus</i>	0.900	1.25		1.5		0.5			3.650	0.500		
- D	0.000	1		0.5		-0.166			1.500	-0.167	41.10	-33.33
<i>Trogon elegans</i>	27.500	24.75	23.41	20.85	5.75	3.25	3.583	3.75	96.517	16.333		

Especie	Abundancia total y diferenciada 1998-1993 (- D)								Ind. Totales B (+1000)	Ind. Totales P (-1000)	% C	
	Area boscosa				Plantaciones						B	P
	C +1600	R 1400	E 1200	M 1100	S 1000	B 950	A 900	T 750				
- D	1.250	-2.8	-	1.9	1.666	0.666	-1.666	1.5	-0.483	2.167	-0.50	13.27
<i>Trogon mexicanus</i>						0.533		5.416		5.950		
- D						0		-1.166		-1.167		-19.61
<i>Momotus mexicanus</i>	10.750	13.55	9	8.466	2.916	1.033	1.583	0.666	41.767	6.200		
- D	1.500	1.6	0.5	2.2	0.833	-0.333	-0.166	0	5.800	0.333	13.89	5.38
<i>Melanerpes formicivorus</i>	29.500	45.95	5.083	15	9.666	6.716	5.666	13.91	95.533	35.967		
- D	0.750	3.1	-	1.5	1.5	-0.333	-1.166	-2	4.683	-2.000	4.90	-5.56
<i>Melanerpes chrysogenys</i>			19.83	6.45	10.33	13.8	11.91	12.25	26.283	48.300		
- D			1.333	-1.2	-0.5	3.333	-1	3.5	0.133	5.333	0.51	11.04
<i>Melanerpes aurifrons</i>					0.166	1.333		3.083		4.583		
- D					-0.166	-0.333		-0.166		-0.667		-14.55
<i>Sphyrapicus nuchalis</i>	2.750	2.55		1.083					6.383			
- D	0.250	1		0					1.250		19.58	
<i>Sphyrapicus thyroideus</i>					0.166					0.167		
- D					-0.166					-0.167		-
<i>Picoides scalaris</i>			1.616			0.866	0.666	1.916	1.617	3.450		
- D			-0.2			0	0	-0.166	-0.200	-0.167	-12.37	-4.83
<i>Picoides arizonae</i>	3.000	2.05							5.050			
- D	0.000	-0.2							-0.200		-3.96	
<i>Veniliornis fumigatus</i>				3.583		0.333	3.2		3.583	3.533		
- D				0.5		0	-2.4		0.500	-2.400	13.95	-67.92
<i>Piculus auricularis</i>					5.5	1.466	0.5	2.833		10.300		
- D					2.5	0	-0.333	0.666		2.833		27.51
<i>Colaptes auratus r</i>	3.250	3.7							6.950			
- D	-1.000	0							-1.000		-14.39	
<i>Dryocopus lineatus</i>								2.583		2.583		
- D								1		1.000		38.71
<i>Campephilus guatemalensis</i>		4.1		4.9	0.666	3.633	4.5	2.833	9.000	11.633		
- D		1		-0.4	-0.5	0.666	1.5	0.5	0.600	2.167	6.67	18.62
<i>Sittasomus griseicapillus</i>				2.833	0.25				2.833	0.250		
- D				-0.5	0				-0.500	0.000	-17.65	0.00
<i>Xiphorhynchus flavigaster</i>				28.08	1.316	1.666	0.666	7.666	28.083	11.317		
- D				1.333	-0.333	-0.5	0	1	1.333	0.167	4.75	1.47
<i>Lepidocolaptes leucogaster</i>	12.750	35.2	27.91	17.98		1.033		1.333	93.850	2.367		
- D	7.250	4.8	-	3.1		0		-1.166	12.817	-1.167	13.66	-49.30
<i>Camptostoma imberbe</i>	5.250	11		3	2.833	1.783		1.166	19.250	5.783		
- D	-0.500	0.8		0	-0.833	-0.333		-0.166	0.300	-1.333	1.56	-23.05
<i>Mitrephanes phaeocercus</i>	7.500	2.05	5.666	1.533	3	9.516	3.083	4.5	16.750	20.100		
- D	-0.500	0	0.666	-0.2	1.833	0.333	0	0.166	-0.033	2.333	-0.20	11.61
<i>Contopus pertinax</i>	7.250	15.7	1.833	5.566		2.033	0.75	4.166	30.350	6.950		
- D	1.000	-2.2	0.333	0.1		-0.333	0	-1	-0.767	-1.333	-2.53	-19.18
<i>Contopus sordidulus</i>				1.066					1.067			
- D				-0.4					-0.400		-37.50	
<i>Empidonax albigularis</i>			2.916						2.917			
- D			0.166						0.167		5.71	
<i>Empidonax minimus</i>	0.500	0.2							0.700			
- D	0.000	-0.2							-0.200		-28.57	
<i>Empidonax wrightii</i>		0.333							0.333			
- D		-0.2							-0.200		-60.06	
<i>Empidonax oberholseri</i>		0.666							0.667			
- D		-0.2							-0.200		-30.00	

Especie	Abundancia total y diferenciada 1998-1993 (- D)								Ind. Totales B (+1000)	Ind. Totales P (-1000)	% C B	% C P
	Area boscosa				Plantaciones							
	C +1600	R 1400	E 1200	M 1100	S 1000	B 950	A 900	T 750				
<i>Empidonax affinis</i>	9.250	1.45	2.85	2.45		2.616			16.000	2.617		
- D	0.500	-0.2	1.3	1		-0.333			2.600	-0.333	16.25	-12.74
<i>Empidonax difficilis</i>		0.25	1.25						1.500			
- D		0	-0.5						-0.500		-33.33	
<i>Empidonax fulvifrons</i>		0.666							0.667			
- D		-1							-1.000		-	
<i>Sayornis nigricans</i>				3.416					3.417			
- D				1					1.000		29.27	
<i>Sayornis phoebe</i>	1.500	1.75							3.250			
- D	-0.500	1							0.500		15.38	
<i>Pyrocephalus rubinus</i>		1.166			0.5	0.866			1.167	1.367		
- D		-0.666			-0.166	0			-0.667	-0.167	-57.14	-12.20
<i>Attila spadiceus</i>					0.166				0.000	0.167		
- D					-0.166				0.000	-0.167		-
<i>Myiarchus tuberculifer</i>	0.750	2.75	2.333	3.583	3.583	5.583	5.333	8.333	9.417	22.833		
- D	0.000	0.5	0.333	1.333	0.666	1.333	1.5	-1.833	2.167	1.667	23.01	7.30
<i>Myiarchus cinerascens</i>	4.000	5.3							9.300			
- D	-1.000	0.9							-0.100		-1.08	
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	3.250	9.083	4.916		6.083	9.8	7.666	4.25	17.250	27.800		
- D	0.000	0.833	-		-0.833	0	-2.833	2	-0.500	-1.667	-2.90	-6.00
<i>Pitangus sulphuratus</i>					8.25	4.15		11.96		24.360		
- D					0.5	1.666		2.5		4.667		19.16
<i>Deltarhynchus falmulatus</i>		14.08		6.566	2.916	5.366	1	14.08	20.650	23.367		
- D		3.666		2.1	0	1.333	-0.5	-3.666	5.767	-2.833	27.93	-12.13
<i>Megarynchus pitangua</i>	2.583		2.583		4.583	2.633	1.833	7.583	5.167	16.633		
- D	1.000		0.833		1.833	0.666	-0.166	2	1.833	4.333	35.48	26.05
<i>Myiozetetes similis</i>		7.45		4.65	10.66	9.166	3	6	12.100	28.833		
- D		0.1		-0.4	2.333	0	-0.833	1.333	-0.300	2.833	-2.48	9.83
<i>Myiodinastes luteiventris</i>			6.75	6.333	7.833	9.45	12.5	9.5	13.083	39.283		
- D			1	3	3.833	2	0	-2.166	4.000	3.667	30.57	9.33
<i>Tyrannus melancholicus</i>								0		0.000		0.00
- D								1.5		1.500		
<i>Tyrannus vociferans</i>	1.500	1	3.333				0.833		5.833	0.833		
- D	-0.250	-0.6	-		0	0	0		-1.517	0.000	-26.00	0.00
<i>Tyrannus verticalis</i>				1.083					1.083			
- D				0					0.000		0.00	
<i>Pachyramphus aglaiae</i>		2.05		1.916	0.333	1.766	1.333	0.75	3.967	4.183		
- D		0.5		0.666	-0.333	0	0	0.5	1.167	0.167	29.41	3.98
<i>Pachyramphus major</i>							0.613	0.333		0.947		
- D							-0.166			-0.167		-17.61
<i>Tityra semifasciata</i>				2.366	11.5	5.616	6.75	3.833	2.367	27.700		
- D				0.3	1.333	1.333	0	0.333	0.300	3.000	12.68	10.83
<i>Vireo bellii</i>	1.500	1					0.5		2.500	0.500		
- D	0.000	0					0		0.000	0.000	0.00	0.00
<i>Vireo vicinior</i>					1.416	1.316	0.166			2.900		
- D					-0.333	-0.333	-0.166			-0.833		-28.74
<i>Vireo huttoni</i>	0.500	1							1.500			
- D	0.000	-0.666							-0.667		-44.44	
<i>Vireo gilvus</i>		1.8	9	10.13	1	2.9	2.083	2.5	20.933	8.483		
- D		-2	0	-2.3	0	-0.666	0	0	-4.300	-0.667	-20.54	-7.86
<i>Vireo plumbeus</i>		0.4							0.400			

Especie	Abundancia total y diferenciada 1998-1993 (- D)								Ind. Totales B (+1000)	Ind. Totales P (-1000)	% C	
	Area boscosa				Plantaciones						B	P
	C +1600	R 1400	E 1200	M 1100	S 1000	B 950	A 900	T 750				
- D		-0.4							-0.400		-	
<i>Vireo flavoviridis</i>		0.5							0.500			
- D		0							0.000		0.00	
<i>Calocitta colliei</i>				14.53	5.416	9.35	14.58	4	14.533	33.350		
- D				0.3	-1	2	-2.666	1	0.300	-0.667	2.06	-2.00
<i>Calocitta formosa</i>		2.9			12.33	1.066		6.833	2.900	20.233		
- D		0.6			2.5	0		0	0.600	2.500	20.69	12.36
<i>Cyanocorax yncas</i>	6.250	5.8	11.58	17.83	2.833	1.2	2.083	1.583	41.467	7.700		
- D	1.250	-0.8	1.333	3	-1.333	0	0	0	4.783	-1.333	11.54	-17.32
<i>Corvus sinaloae</i>		0.4							0.400		-47.06	
- D		-0.4							-0.400		-	
<i>Corvus corax</i>	4.750	5.75							10.500			
- D	-0.250	-0.6							-0.850		-8.10	
<i>Progne chalybea</i>	17.500	26.05						4.833	43.550	4.833		
- D	-0.250	-3.2			0	0	0	-1	-3.450	-1.000	-7.92	-20.69
<i>Stelgidopteryx serripennis</i>	1.500	4		0.166					5.667			
- D	0.000	-2.8		-0.166					-2.967		-52.35	
<i>Hirundo rustica</i>		25.4				29.6	12.5	2	25.400	44.100		
- D		-2.6				12	1.666	0.333	-2.600	14.000	-10.24	31.75
<i>Certhia americana</i>	3.500	3.4							6.900			
- D	-0.500	1							0.500		7.25	
<i>Campylorhynchus gularis</i>	20.250	36.55	21.83	6.1	6.666	1.2		2.416	84.733	10.283		
- D	1.000	2.1	1.833	-0.6	4.333	1		1	4.333	6.333	5.11	61.59
<i>Thryothorus sinaloa</i>			6.666	3.933	11.16	12.46	3.666	5.25	10.600	32.550		
- D			-	-0.1	3.333	-1.666	-0.666	0.333	-1.433	1.333	-13.52	4.10
<i>Thryothorus felix</i>			1.1	7.583	3.833	1.9		2.833	8.683	8.567		
- D			0	2	2	0		-1	2.000	1.000	23.03	11.67
<i>Troglodytes aedon</i>	2.500	1		2.333				9.75	5.833	9.750		
- D	0.250	0.6		0				-2	0.850	-2.000	14.57	-20.51
<i>Regulus calendula</i>	3.583	0.45	0.666						4.700			
- D	1.000	0	0						1.000		21.28	
<i>Polioptila caerulea</i>	1.000	4	2		6.916	5.85	3.666	3.75	7.000	20.183		
- D	-1.000	1.5	0		-1.5	-1	-1.5	-0.166	0.500	-4.167	7.14	-20.64
<i>Sialia sialis</i>	5.250	8.683			0.333			0.416	13.933	0.750		
- D	0.000	1.9			-0.333			0	1.900	-0.333	13.64	-44.44
<i>Sialia mexicana</i>	8.750	117.0				0.666			125.800	0.667		
- D	-1.500	18.5				0			17.000	0.000	13.51	0.00
<i>Myadestes occidentalis</i>	4.000	2.5	6.416	1.7	13.08	14.81	7.416	8.416	14.617	43.733		
- D	0.500	0.5	0.166	-0.2	1	1.666	0.666	2.666	0.967	6.000	6.61	13.72
<i>Catharus aurantirostris</i>	0.250	2.6	1.166	2.233					6.250			
- D	0.000	0	0.666	-0.4					0.267		4.27	
<i>Catharus occidentalis</i>	4.250	1	7.916	4.75	1.166	4.25	2.25	1.416	17.917	9.083		
- D	0.250	0.5	-	2	0	2.333	1	1	2.417	4.333	13.49	47.71
<i>Catharus frantzii</i>				0.2				0.166	0.200	0.167		
- D				-0.2				-0.033	-0.200	-0.033	-	-19.98
<i>Catharus ustulatus</i>		0.75			0.666	1.766		0.583	0.750	3.017		
- D		0			-0.166	0		0	0.000	-0.167	0.00	-5.52
<i>Catharus guttatus</i>	1.750	0.25				0.666		0.833	2.000	1.500		
- D	-0.250	0				0		-0.333	-0.250	-0.333	-12.50	-22.22
<i>Turdus assimilis</i>	15.750	4.25	2.25	11.25	36.25	46.43	82.16	22.41	33.500	187.267		
- D	-1.500	0.6	0.6	3.5	5.333	4.333	6.333	7.5	3.200	23.500	9.55	12.55

Especie	Abundancia total y diferenciada 1998-1993 (- D)								Ind. Totales B (+1000)	Ind. Totales P (-1000)	% C	
	Area boscosa				Plantaciones						B	P
	C +1600	R 1400	E 1200	M 1100	S 1000	B 950	A 900	T 750				
<i>Turdus rufopalliatu</i>	3.333					1.1			3.333	1.100		
- D	0.750					0			0.750	0.000	22.50	0.00
<i>Turdus migratorius</i>	23.167	4							27.167			
- D	-	0							-13.500		-49.69	
<i>Ridgwayia pinicola</i>	6.750							0.25	6.750	0.250		
- D	-1.500							-1.333	-1.500	-1.333	-0.15	-0.013
<i>Dumetella carolinensis</i>					7.183				1.166			
- D					1.9				-0.166			20.76
<i>Mimus polyglottos</i>	13.000	3.45	9.416	4.9				4.333	30.767	4.333		
- D	2.750	-0.6	0.666	0.6	0	0	0	0.166	3.417	0.167	11.11	3.85
<i>Melanotis caerulescens</i>	0.333	1.2	2.1	0.5	36.58	15.25	12.41	6.333	4.133	70.583		
- D	0.000	0.5	0.833	0	-2.666	1	-1.166	3	1.333	0.167	32.26	0.24
<i>Bombycilla cedrorum</i>	4.000								4.000			
- D	0.000								0.000		0.00	
<i>Ptilogonys cinereus</i>	6.550	3.033	1.033	2.083				1.166	12.700	1.167		
- D	1.100	0.2	0.255	0.333				0	1.888	0.000	14.87	0.00
<i>Vermivora celata</i>	20.000	6.4	9.166	16.55	5.666	9.45	5.666	7.5	52.117	28.283		
- D	-0.500	-2	2.666	0.2	-0.833	2.333	-1.333	3	0.367	3.167	0.70	11.20
<i>Vermivora ruficapilla</i>	2.333	1.15	3.333	0.8	3.333	4.15		12.41	7.617	19.900		
- D	1.000	-0.4	0.333	-0.8	-0.833	-0.666		-1.5	0.133	-3.000	1.75	-15.08
<i>Parula superciliosa</i>	0.900	5.233	3.2						9.333			
- D	0.000	1	0						1.000		10.71	
<i>Dendroica petechia</i>	6.750	1	1.75		0.5	5.033	2.25	1.666	9.500	9.450		
- D	-0.250	0	-0.5		0	0	0	0	-0.750	0.000	-7.89	0.00
<i>Dendroica magnolia</i>	3.500	2.75			0.75	1.5	0.5	3.5	6.250	6.250		
- D	0.250	0			0	0	0	-1.333	0.250	-1.333	4.00	-21.33
<i>Dendroica coronata</i>	14.500	19.7	9.916	9	5.916	6.583	4.666	3.666	53.117	20.833		
- D	2.250	3.8	0.666	1.5	0.833	-1.666	-1.833	0.166	8.217	-2.500	15.47	-12.00
<i>Dendroica nigrescens</i>	4.500	5.4	0.5	13.66	5	6.75	3.666	1.583	24.067	17.000		
- D	0.000	-1.4	0	2	-1.666	-1	-0.333	0	0.600	-3.000	2.49	-17.65
<i>Dendroica townsendi</i>	14.250	13.05	9.083	6.016	4.75	6.65	3.083	2.416	42.400	16.900		
- D	-0.250	-3.6	0.833	-0.1	-0.833	-2.666	-1.666	1	-3.117	-4.167	-7.35	-24.65
<i>Dendroica occidentalis</i>	1.750								1.750			
- D	-0.500								-0.500		-28.57	
<i>Dendroica graciae</i>	2.250	2.4		1.416					6.067			
- D	-0.500	0		0					-0.500		-8.24	
<i>Mniotilta varia</i>	4.000	1	1.2	0.5	0.666	7.75	2.333	3.083	6.700	13.833		
- D	0.500	0	0	0	-0.333	-3	-0.666	-0.666	0.500	-4.667	7.46	-33.73
<i>Setophaga ruticilla</i>		14.5	35.1						49.600			
- D		3.5	6.9						10.400		20.97	
<i>Helminthos vermivorus</i>				0.166					0.167			
- D				-0.125					-0.125		-75.00	
<i>Seiurus aurocapilla</i>				1.5				0.833	1.500	0.833		
- D	0.000			-0.25	0	0	0	0	-0.250	0.000	-16.67	0.00
<i>Seiurus noveboracensis</i>		0.2	0.4	0.4	0.833			0.5	1.000	1.333		
- D		-0.2	0	-0.4	-0.166	0	0	0.5	-0.600	0.333	-60.00	25.00
<i>Oporornis formosus</i>						1				1.000		
- D						0				0.000		0.00
<i>Oporornis philadelphia</i>		0.666							0.667			
- D	0.000	-0.333	0	0	0	0	0	0	-0.333		-50.00	
<i>Oporornis tolmiei</i>				0.5			1		0.500	1.000		

Especie	Abundancia total y diferenciada 1998-1993 (- D)								Ind. Totales B (+1000)	Ind. Totales P (-1000)	% C B	% C P	
	Area boscosa				Plantaciones								
	C +1600	R 1400	E 1200	M 1100	S 1000	B 950	A 900	T 750					
- D				0.126				1		0.126	1.000	25.20	100.0
<i>Wilsonia pusilla</i>	14.083	12.55	3	2.333	21	32	10.41	4.416		31.967	67.833		
- D	3.667	2.9	0	1	-2.833	-12.66	-2.5	1.5		7.567	-16.500	23.67	-24.32
<i>Cardellina rubrifrons</i>	7.130	5.15	5.083	3.933						21.297			
- D	-0.750	0.4	-	-0.1						-1.117		-5.24	
<i>Ergaticus ruber</i>	1.733	2.5								4.233			
- D	1.333	0								1.333		31.50	
<i>Myioborus pictus</i>	7.750	0.5	2.666	3	10.5	7.05	1.25	2.083		13.917	20.883		
- D	-0.750	0	-1.5	0	6.333	-3.666	-0.666	1		-2.250	3.000	-16.17	14.37
<i>Myioborus miniatus</i>	21.750	3.7	5.5	8.566	1.5					39.517	1.500		
- D	-2.000	-0.5	0.5	-0.4	-0.666	0	0			-2.400	-0.667	-6.07	-44.44
<i>Euthlypis lachrymosa</i>				1.216						1.217			
- D				-0.5						-0.500		-41.09	
<i>Basileuterus culicivorus</i>				3.333						3.333			
- D				2						2.000		60.00	
<i>Basileuterus rufifrons</i>	4.500	14.68	5	1.65	0.666					25.833	0.667		
- D	0.750	0	1	-0.4	-0.166					1.350	-0.167	5.23	-25.00
<i>Rhodinocichla rosea</i>		2		0.333						2.333			
- D		-0.233	0	-0.433						-0.667		-28.57	
<i>Piranga flava</i>	1.500	4.05	2.083	3.033					0.333	10.667	0.333		
- D	-0.333	-0.4	0.333	-0.2					0	-0.600	0.000	-5.63	0.00
<i>Habia rubica</i>	0.750	7.91			1.333					8.660	1.333		
- D	0.000	-0.166	0	0	-1					-0.167	-1.000	-1.92	-75.00
<i>Piranga rubra</i>	1.250	3.05	1.083	2.867			0.75			8.250	0.750		
- D	0.000	0	0	0			1.333			0.000	1.333		0.013
<i>Piranga olivacea</i>	4.000					1				4.000	1.000		
- D	0.250					0				0.250	0.000	6.25	0.00
<i>Piranga ludoviciana</i>	3.000	10.45			6.25					13.450	6.250		
- D	-1.000	0.7			4					-0.300	4.000	-2.23	64.00
<i>Piranga bidentata</i>	1.250	0.2	0.333	1.8	3.083	2.483	3	0.5		3.583	9.067		
- D	9.250	4.55	2.666	0.75	2	0	-0.666	0		17.217	1.333	480.4	14.71
<i>Piranga erythrocephala</i>											0.500		
- D										0.333	0.333		66.68
<i>Euphonia affinis</i>	0.667									0.667			
- D	-0.333									-0.333		-50.00	
<i>Euphonia elegantissima</i>	1.500	3.35		4.483						9.333			
- D	0.000	1.5		2.6						4.100		43.93	
<i>Sporophila torqueola</i>		18.5					2.5	161.4		18.500	164.000		
- D		-3.1					1.5	38		-3.100	39.500	-16.76	24.09
<i>Atlapetes pileatus</i>		1			0.333				1.333	1.000	1.667		
- D		-0.4			-0.333				0	-0.400	-0.333	-40.00	-20.00
<i>Melospiza kieneri</i>				8.5	9.166	3.55	2.866	4.75		8.500	20.333		
- D				-1.666	1.333	-2	0.833	1.5		-1.666	1.667	-19.60	8.20
<i>Pipilo erythrophthalmus</i>				0.333						0.333			
- D				-0.483						-0.483		-	
<i>Pipilo fuscus</i>	12.916	15.25								28.166		-	
- D	-0.023	-0.143								-0.167		-0.59	
<i>Aimophila ruficauda</i>		6.5								6.500			
- D		2.5								2.500		38.46	
<i>Aimophila ruficeps</i>	4.250	32.33		1.25						37.833			
- D	-3.000	6.7		0						3.700		9.78	

Especie	Abundancia total y diferenciada 1998-1993 (- D)								Ind. Totales B (+1000)	Ind. Totales P (-1000)	% C	
	Area boscosa				Plantaciones						B	P
	C +1600	R 1400	E 1200	M 1100	S 1000	B 950	A 900	T 750				
<i>Aimophila rufescens</i>					3.83					3.830		
- D					0.333					0.333		8.70
<i>Spizella passerina</i>	2.600	18.23								20.833		
- D	-0.800	0								-0.800	-3.84	
<i>Spizella pallida</i>	33.450									33.450		
- D	2.650									2.650	7.92	
<i>Melospiza lincolnii</i>				0.333						0.333		
- D				0.36						0.360	108.0	
<i>Junco phaeonotus</i>	6.000	24.16								30.167		
- D	-0.400	-1.333								-1.733	-5.75	
<i>Saltator coerulescens</i>	4.751			0.6	9.25	4.633	3.916	6.583	5.351	24.383		
- D	0.000			-0.6	3.333	1.333	0	3.5	-0.600	8.167	-11.21	33.49
<i>Cardinalis cardinalis</i>		1.5								1.500		
- D		0								0.000	0.00	
<i>Pheucticus chrysopleus</i>	10.410	2		0.25	2.833			1.583	12.660	4.417		
- D	0.000	0		0	-1.333			-0.833	0.000	-2.167	0.00	-49.06
<i>Passerina caerulea</i>		3.333								3.333		
- D		1.33								1.330	39.90	
<i>Passerina ciris</i>						0.9	1.26	0.5		2.660		
- D						-0.05	-0.25	-0.1		-0.400	-15.04	
<i>Passerina versicolor</i>							1.55			1.550		
- D							1.7			1.700	109.6	
<i>Quiscalus mexicanus</i>					0.75	0.833		1.75		3.333		
- D					0.75	-0.4		1		1.350	40.50	
<i>Molothrus aeneus</i>		1.425			2.916	9.5	5.666	1.166	1.425	19.250		
- D		0.26			-1.666	0.333	2.166	-0.166	0.260	0.667	18.25	3.46
<i>Molothrus ater</i>							0.999			1.000		
- D							5.333			5.333	533.3	
<i>Icterus wagleri</i>	3.000	9.45	3.916		2.166	2.2	1.416	5.333	16.367	11.117		
- D	1.000	-0.6	0.666		-0.666	-0.666	0	-0.666	1.067	-2.000	6.52	-17.99
<i>Icterus spurius</i>					1	1.933	2.5	3.5		8.933		
- D					-0.5	0	-0.333	0.666		-0.167	-1.87	
<i>Icterus cucullatus</i>	2.250	9.8	0.5		16.08	10.71	11.58	8.833	12.550	47.217		
- D	-1.500	4.7	0		-0.333	0.666	-1	2.833	3.200	2.167	25.50	4.59
<i>Icterus pustulatus</i>					9.416	2.133	2.25	1.833		15.633		
- D					5.166	0	0.166	0		5.333	34.12	
<i>Icterus bullockii</i>	1.250	5.75	2.65		4.916	3	5.333	8.166	9.650	21.417		
- D	0.250	0.75	1.25		4.666	-0.666	-0.666	-1.333	2.250	2.000	23.32	9.34
<i>Icterus galbula</i>	5.333									5.333		
- D	-1.333									-1.333	-25.00	
<i>Carpodacus mexicanus</i>	9.250	4.2						4.833	13.450	4.833		
- D	0.000	0						2	0.000	2.000	0.00	41.38
<i>Loxia curvirostra</i>	1.000		2.5						3.500	2.500		
- D	0.500		-						-0.333	-0.833	-23.53	-7.35
<i>Carduelis pinus</i>	4.500	1.7							6.200			
- D	0.000	1							1.000		16.13	
<i>Carduelis notata</i>	8.000	2.65	2.166	3.316	1.333				16.133	1.333		
- D	0.250	1	0.666	0.1	-1				2.017	-1.000	12.50	-75.00
<i>Carduelis spaltria</i>	8.750	17.95				2.333			26.700	2.333		
- D	0.750	-0.2				-1			0.550	-1.000	2.06	-42.86

CUANTIFICACIÓN DEL USO DE RECURSOS ALIMENTICIOS POR LAS AVES EN LAS PLANTACIONES DE CAFÉ

INTRODUCCIÓN

La alteración de los patrones espaciales del bosque por la fragmentación ocurre de manera natural a través del fuego, vientos, huracanes y otros. Hoy en día, la principal causa de la fragmentación es la expansión e intensificación del uso del suelo para diferentes actividades humanas, lo que afecta la calidad del medio y la vida silvestre (Andrén 1994; Mardsen et al. 2001) y este efecto adverso es causa de gran preocupación, particularmente en los bosques tropicales (Wade et al. 2003; Wrigth y Muller-Landau 2006). Sin embargo, recientemente se ha visto que en determinadas situaciones de perturbación antrópica, como los cultivos tradicionales de café con árboles de sombra o de cítricos, en ellos, se puede mantener una gran riqueza y abundancia de recursos faunísticos (Greenberg et al. 2000^a; Pinkus 2006). Cuando se ha destruído la cubierta boscosa original, las plantaciones tradicionales pueden mantener la diversidad del área, particularmente para ciertas especies de bosque (Aguilar-Ortíz, 1982; Greenberg 1994; Graham y Blake 2001; Philpott et al. 2008).

Diversos autores han sugerido que estas áreas pueden funcionar como amortiguadoras en algunas zonas de reservas tropicales, ya que incrementan el área cubierta por vegetación de dosel y por debajo de éste (Greenberg et al. 1997^{a, b}; Thiollay 2002); situación que no sucedería en el caso de plantaciones de café sin árboles de sombra (Wunderle y Latta 1996, 1998). El valor de estas plantaciones en aquellas áreas donde aún hay áreas boscosas cercanas, se relaciona principalmente con aquellas aves de hábitos migratorios insectívoros, que usan la vegetación por debajo del dosel para alimentarse (Perfecto et al. 1996; Dietsch et al. 2007; Kellermann et al. 2008); especies que en su mayoría, tienden a tener una alta especificidad al medio, son más sedentarias y por lo general, están más confinadas al interior del bosque (Stouffer y Bierregaard 1995^{ab}; Johnston y Hoberton 2009).

En determinados casos, las poblaciones de estas especies, tienden a disminuir o a desaparecer, algunas por un empobrecimiento de presas a consumir (Greenberg 2000^b; Philpott et al. 2008) y otras, es su poca capacidad de desplazarse y usar más el área circundante deforestada (Sekercioglu et al. 2002; Shahabuddin y Komar 2006).

Las plantaciones de café de sombra representan un medio variado para las aves dependiendo del sistema de cultivo y en ellos se ha visto que pueden contener una gran

diversidad de aves, debido a la gran disponibilidad de recursos alimentarios que en estos medios se presentan (artrópodos, frutos, flores, epífitas), como se ha demostrado para las aves de cafetales tropicales mexicanos (Greenberg 1996; Graham et al. 2002; Tejeda-Cruz y Sutherland 2004; Cruz-Aragón^a et al. 2009). El comportamiento de las aves, las tasas de búsqueda y captura de alimento, son distintas en las plantaciones de café, comparadas con los ecosistemas naturales. A diferencia de los bosques, en cafetales, se tiende a registrar una mayor presencia de especies cuya conducta de buscar alimento, es solitaria, ya que esto ayuda a reducir el riesgo de depredación (Johnson 2000; Johnson et al. 2006).

Aún falta mucho por conocer sobre el uso espacio-temporal, que hacen las aves de los recursos en las plantaciones tradicionales y sobre qué es lo que las atrae. El entender el uso de los recursos por las aves en las plantaciones tradicionales cercanas a reservas forestales, nos permitirá analizar la importancia de la presencia de cobertura original en estos sistemas agrícolas como áreas de atracción para las aves y sobretodo, evaluar la importancia de estos agrosistemas en la conservación de la diversidad (Wunderle y Latta 1998; Komar 2006).

En la Sierra de San Juan, se encuentran cultivos de café de sombra, algunos ya muy viejos, entremezclados con cultivos de aguacate y plátano, en donde hay algunos remanentes de la vegetación natural, principalmente del bosque mesófilo y del encinar. En estos cultivos, se registra una gran diversidad de aves, cuyo dinámica y uso espacio-temporal de este medio, falta de conocer. Por lo que el objetivo del presente estudio es el describir dónde y las alturas a las cuales las aves buscan y capturan su alimento en las plantaciones, para determinar los recursos que usan y sus variaciones por época climática y en diferentes años; así como comparar su uso del cafetal con el del área boscosa y protegida de la sierra y así ir sentando las bases para establecer criterios de manejo y conservación de las aves presentes en los diversos medios de esta sierra.

MÉTODOS

El área de estudio, se localiza el Estado de Nayarit, en los municipios de Tepic y Xalisco; entre los 21°20' y 21°32' de latitud Norte y los meridianos 104°53' y 105°03' de longitud Oeste. En las porciones elevadas de la sierra (2240 msnm a los 980 msnm) hay bosques mesófilos de montaña, pinares, encinares y encinar-pino; estos dos últimos predominan entre los 900 y 2,200 msnm; siendo el encino más característico, *Quercus planipocula* y en menor medida, *Quercus glaucescens*, *Q. laeta*, y *Q. obtusata* y por lo

general se encuentran asociados con: *Cornus disciflora*, *Saurauia serrata*, *Styrax argenteus* y *Symplocos prinophylla*. Históricamente en esta sierra se cultivan: el maíz, como cultivo anual y los perennes como la caña de azúcar, plátano, aguacate y el café de sombra. Por su extensión superficial las coberturas de vegetación primaria son las relevantes, seguidas por cultivos y parcelas (Bojórquez et al. 2002). Estos cultivos se presentan en forma aislada o asociados a vegetación secundaria, a bosques de pino, de encino, mesófilo o bien entre ellos mismos. Los cultivos de plátano (*Musa paradisiaca*) se localizan principalmente en terrazas, laderas y piedemontes, en la porción oeste. El aguacate, principalmente la variedad Hass, se presenta en forma aislada y en algunos casos forma una barrera natural entre las áreas de cultivo y los bosques de pino y encino y en otras, se asocia con cultivos anuales.

El área cultivada con *Coffea arabica* L. (variedades *Typica* o criollo, Mundo Novo, Borbón, Caturral y la más reciente Garnica) se ubica en la parte sur y suroeste de la sierra, en ocho ejidos, entre ellos: La Yerba, Cofradía de Chicolón, Malinal, Xalisco y El Cuarenteño, este último, es el de mayor importancia, tanto por su superficie cultivada, (700 parcelas de 180 campesinos) como por contar con tres productores que se ubican en los primeros lugares en rendimientos por hectárea a nivel estatal. El promedio de producción es de 16.08 quintales por hectárea. Algunas huertas tienen más de 100 años y presentan densidades de 1,000 a 2,000 plantas/ha, con árboles de copas densas entre los 3 a 4.5 m de altura. Se utilizan fertilizantes y es poco frecuente el uso de agroquímicos para la eliminación de plagas, como la broca. Como árboles de sombra, destacan los del género *Inga* (guazamayeta y juaquiniquil); algunos tepehuates (Lauraceae: *Nectandra* sp.); los panocheros (*Cytarexylon* sp.) y la oreja de ratón (*Ilex* sp.); especies que originalmente formaban parte del bosque mesófilo (Blanco 1994). Se consideran como malos árboles de sombra al venadillo (*Carpinus* sp.), la levadura (*Styrax* sp.) y el tamalero (*Oreopanax* sp.).

Se muestreó en las plantaciones de café de sombra, que están entremezcladas con cultivos de aguacate y plátano en los alrededores del poblado El Cuarenteño. Las altitudes variaron entre los 1,000 msnm (límite inferior de la Reserva estatal de la Sierra de San Juan) a los 600 msnm durante dos períodos: de mayo, 1994 a abril de 1995 y de mayo, 1996 a abril de 1997 (para obtener datos suficientes por año y época: lluvias versus secas). Así como en el período 1996-1997, también se realizaron observaciones de forrajeo en el área boscosa de encinares, entre los 1,400 a los 1,800 msnm, para su comparación.

Siguiendo las recomendaciones de Petit *et al.*(1995), las observaciones se efectuaron principalmente durante la mañana (6:00-10:00 hrs.) y algunas durante la tarde (16:00-18:00 hrs.), caminando lentamente y una vez que se detectaba un ave alimentándose, se registraba: la especie, el sustrato en el que se encontraba: suelo, hierba, arbusto, árbol (y de ser posible: el género de la planta: encino (*Quercus spp.*), pino (*Pinus spp.*), guazamayta (*Inga spp.*), plátano (*Musa paradisiaca*), café (*Coffea arabica*) y aguacate (*Persea americana*); así como la altura a la cual se encontraba alimentándose el ave (por medio de un distanciómetro). Únicamente se consideró la primera instancia en que se observó al ave comer y de ser posible, se anotaba el tipo de alimento que consumía (semilla, fruta, insecto, néctar).

Para el análisis de los registros de alturas de forrajeo de las aves, se dividieron estas en intervalos de: 0-1.5; 1.6-3; 3-5; 5-7; 7.1-10; 10.1-15; 15-20 y de más de 20 m. Todos los datos de alturas, se analizaron para determinar su normalidad y homogeneidad de varianzas, detectándose en la mayoría de los casos, la ausencia de normalidad, por lo que se efectuaron análisis no-paramétricos con ellos (Zar 1999). Se presentan los datos del uso de alturas por especie, entre años y épocas (lluvias versus secas) en las plantaciones y en el bosque, anual. Se presenta la mediana y promedio de altura, para la descripción de su tendencia. Se realizó la prueba de Mann-Whitney, para probar si hay diferencias entre la media en la altura empleada en las plantaciones entre épocas y años; así como entre la media en plantaciones con la registrada para bosque.

Se agruparon a las especies de acuerdo a su dieta (frugívoro/granívoro, insectívoro, néctarívoro, nectarívoro/insectívoro y omnívoro) basándose en las observaciones registradas en campo; como por lo registrado en el tubo digestivo en algunos ejemplares que fueron capturados en redes ornitológicas y sacrificados; y consultando lo registrado por (Ehrlich et al. 1988 y Peterson y Chalif 1989).

Con los datos de forrajeo en las plantaciones y en el bosque, de cada especie (proporciones en el uso de sustratos, alturas y dieta) y como un método cuantitativo para visualizar las disimilitudes en los patrones de forrajeo de las especies por medio (plantaciones versus bosque), se realizó un análisis de escala multidimensional (MSD). Para lo cual se obtuvieron primero las matrices de disimilitud Ecuclidiana, las cuales se estandarizaron basadas en el método de Kruskal y con regresión monotómica (NTSYS ver 2.1).

RESULTADOS

Se registraron un total de 74 especies alimentándose en las plantaciones, pero el presente análisis incluye únicamente a 33, ya que estas contaban con registros de forrajeo de 10 o más individuos, por época y año. Las especies analizadas son: 13 residentes (12 endémicas); 5 residentes con aporte de individuos migratorios y 3 migratorias.

Uso de sustratos

Los árboles son el sustrato que todas las especies utilizan en un momento dado (Cuadro 1). Los árboles de sombra del café (otros árboles) como *Inga* spp. y los encinares, son donde se concentra entre el 57 al 63% de los individuos; de especies como: *Mniotilta varia*, *Icterus wagleri*, *Myioborus pictus*, *Aratinga canicularis* y *Pachyramphus aglaiae*. Dentro de los cafetales, es el aguacate, en ambos años y épocas, el menos usado, tanto por el número de especies, como de individuos. Las plantas de plátano, aún cuando son visitadas por el 57% de las especies, el número de individuos no sobrepasa al 12%.

Cuadro 1. Número total de especies (Sp. No.), porcentaje de individuos (Ind. %) registrados en los distintos sustratos y alturas; por época y período de estudio en las plantaciones de la Sierra de San Juan.

Año	1994-1995				1996-1997			
	Lluvias		Secas		Lluvias		Secas	
Epoca	Sp.No.	Ind %	Sp.No.	Ind %	Sp.No.	Ind %	Sp.No.	Ind %
Sustrato	Sp.No.	Ind %	Sp.No.	Ind %	Sp.No.	Ind %	Sp.No.	Ind %
Suelo-hierba	15	7.43	14	10.28	10	5.50	12	8.86
Arbusto	29	7.63	20	10.14	19	13.95	18	10.02
Café	12	6.02	13	8.83	18	6.48	16	5.78
Encino	29	26.91	25	27.14	27	19.25	29	21.58
Plátano	19	11.25	24	8.83	19	8.64	22	11.37
Aguacate	6	4.42	5	4.87	11	6.09	9	6.94
Otros árboles	33	36.35	30	29.91	30	40.08	31	35.45
Altura (m)	Sp.No.	Ind. %	Sp.No.	Ind. %	Sp.	Ind. %	Sp.No.	Ind. %
0-1.5	13	9.11	15	13.04	11	8.05	10	7.62
1.5-3	22	12.43	21	12.26	21	13.53	21	15.79
3-5	27	13.66	26	14.27	25	17.29	24	16.52
5-7	28	22.24	25	12.93	23	18.66	27	17.97
7-10	24	17.16	25	13.15	22	14.55	25	14.16
10-15	23	15.24	24	16.28	18	11.47	19	10.89
15-20	13	7.88	17	8.92	14	10.45	17	10.89
+ 20	5	1.93	10	6.13	8	4.28	7	5.63

Una de las especies que fue común observarla alimentándose en el aguacate o en el platanar, es el colibrí, *Amazilia beryllina*. Son 18 especies que hacen uso de las plantas de café para buscar su alimento; especies, cuyas abundancias registradas por época en cafetos, no sobrepasan el 10%; siendo estas: diez de hábitos insectívoros,

cuatro granívoros/frugívoros, dos insectívoros/nectarívoros, una nectarívoros y una omnívora. Algunas especies, como la primavera (*Turdus assimilis*) hacen un amplio uso de sustratos; tanto en café y aguacates, como en los platanares. Se le observó comiendo frutos de capulín, picoteando el fruto del aguacate, gusanos, coleópteros y otros insectos, así como de diversas semillas, principalmente de plantas arvenses de la Familia Amaranthaceae.

Destaca la presencia dominante de especies insectívoras en todos los sustratos y épocas; las frugívoras tienden a hacer un menor uso de sustratos en lluvias, por lo que se registra una tendencia inversa entre el número de especies frugívoras por sustrato, con el uso que hacen las dos especies omnívoras ($Cc = -0.554$ lluvias y $Cc = -0.699$ secas, $n=6$, $P < 0,05$) (Figura 1).

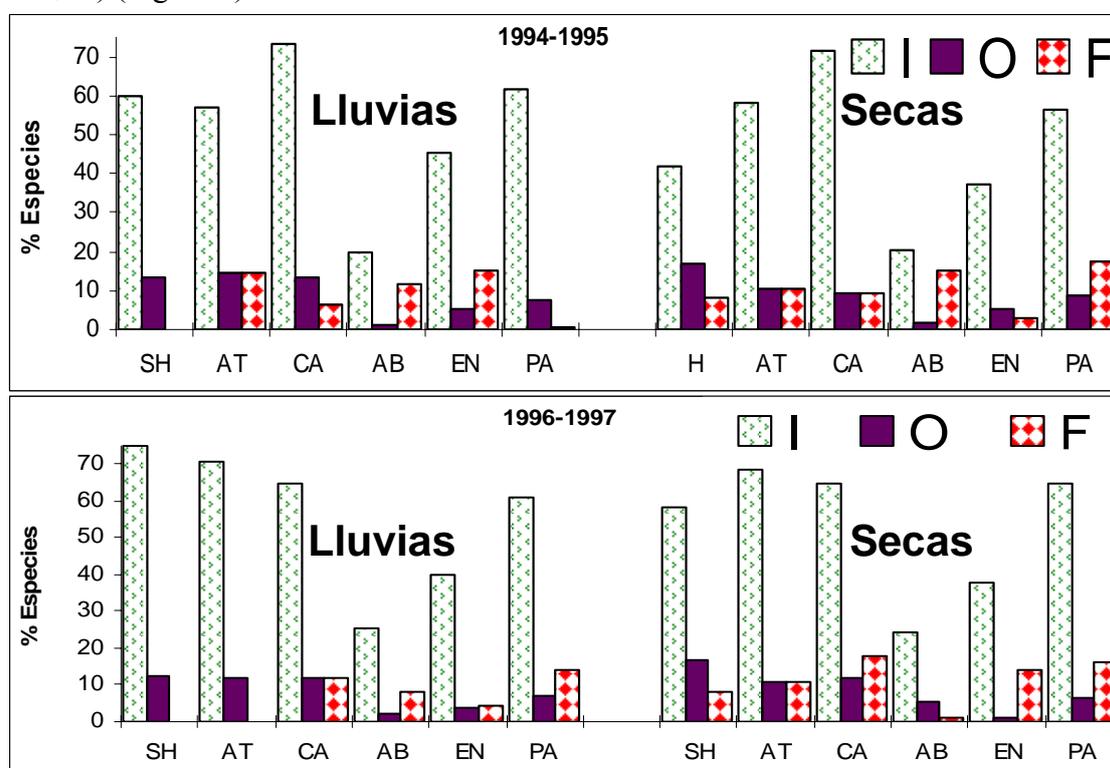


Figura 1. Proporción de especies por grupo alimentario (I=insectívoros; omnívoros=O; frugívoros/granívoros (F), presentes en los sustratos en cafetales, por época y año. (SH=suelo; hierba; AT=arbusto; CA=café; PA=plátano y aguacate; AB= otros árboles).

Uso de alturas

La media de la altura de búsqueda de alimento varió dependiendo del sitio muestreado, de la vegetación predominante en él y entre años. En aguacate, se detectó una media de altura de forrajeo de las aves de 7m (1994-95) y 5 m (1996-1997). En plantaciones de café de sombra, de 6.5 a 6 m y (promedio total 6.20 ± 0.16 m); en los platanares y en el aguacate, la altura promedio de las aves fue de 4.2 m. Considerando en su conjunto a todos los sitios de plantaciones, la media de altura de forrajeo por época y año, fluctuó entre los 6.5 y de 7m. de altura (Figura 2). Es en la época de secas,

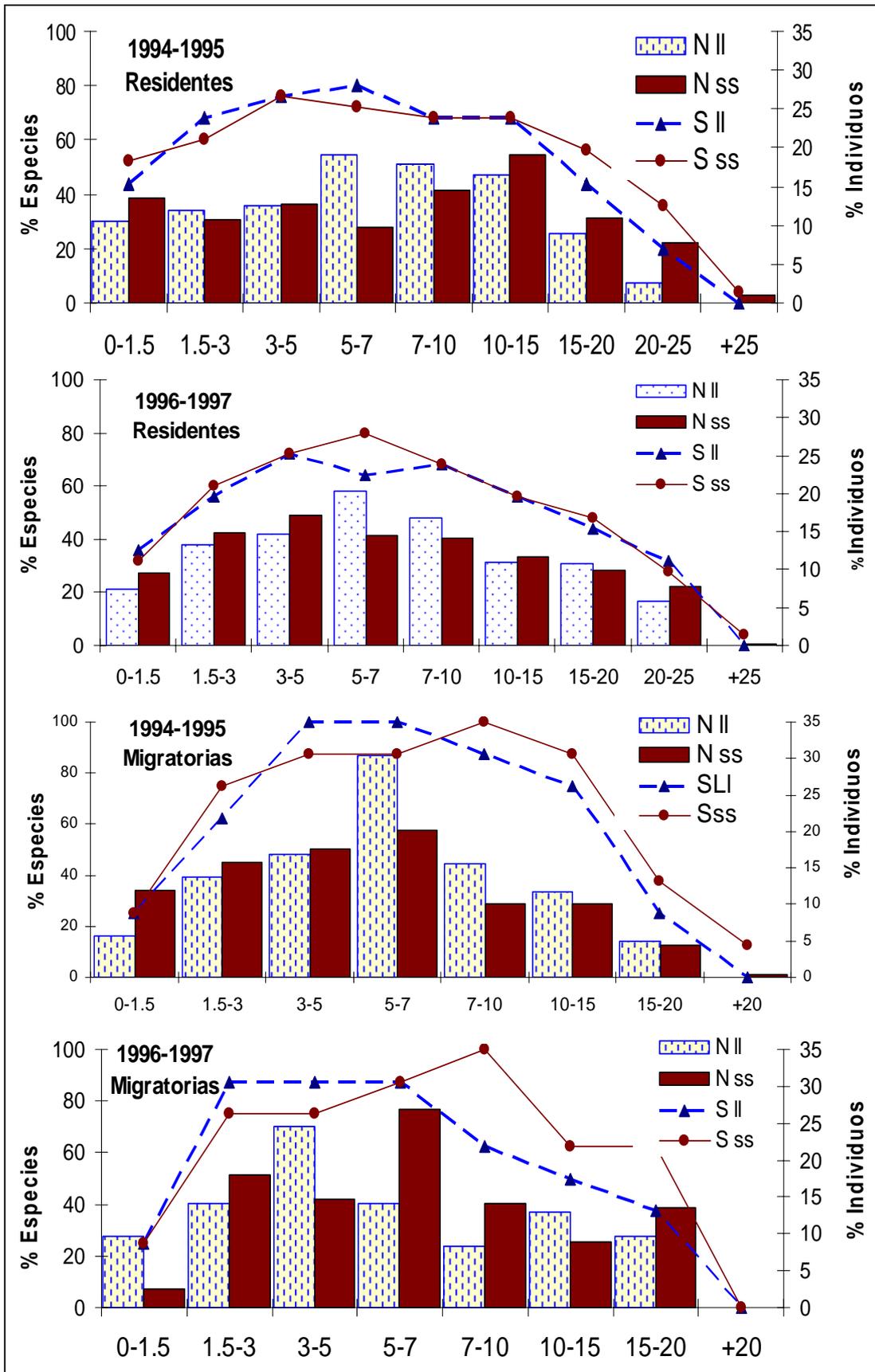


Figura 2. Porcentaje de especies (S=líneas) e individuos (N=barras) residentes y migratorias por las distintas alturas de forrajeo (en metros) en las plantaciones, por año y época: lluvias (II) y secas (ss).

1994-1995, cuando el 46% de los individuos estuvieron forrajeando por arriba de los 7m. Las especies migratorias, registraron una altura de forrajeo menor (promedio 5.84 ± 0.20 m) que las residentes (promedio 6 ± 0.25 m). En la época de secas (1994-1995), más del 50% de los individuos residentes, hacen uso de alturas mayores a los 10 m. El 70% de los individuos migratorios durante 1996-1997 en lluvias, se concentran a alturas entre los 3 a 5 m y en secas entre los 5 y los 7 m.

En general, en las plantaciones, la mayor concentración de individuos, se registra entre los 5 y 7 m y por especie, el uso de cada uno de los rangos de alturas, tiende a ser diverso, de tal forma que el 23% de las especies se encuentran entre 0 y 3 m de altura y el 35% hacen uso de alturas entre los 7 y 10 m. Entre el 45.55% (1994-1995) y el 36.36% (1996-1997) de las especies tienden a hacer un uso amplio de alturas (de 6 a 8 de los rangos). Son cuatro especies que presentan rangos restringidos de altura, en los que se concentran más del 40% de los individuos, tal es el caso de: *Amazilia violiceps*, *Aratinga canicularis*, *Tityra semifasciata* y la migratoria, *Polioptila caerulea*.

De las 33 especies analizadas, el 62.2% presentaron diferencias significativas en el uso de las alturas entre años, con alturas medias mayores a los 4.5m (Prueba deMann-Whitney, a P, 0.10) de las cuales, 11 especies son insectívoras (Cuadro 2). Por época y año, entre el 42% y el 60% de las especies presentaron alturas medias superiores a la media total respectiva, siendo esto más marcado durante las épocas de lluvias, cuando el 60% de las especies presentaron las alturas medias más altas que en secas para ambos años. Solamente cinco especies no presentaron variaciones significativas en el uso de alturas, ni entre años, ni por épocas, aún cuando su altura de forrajeo fué distinta, siendo estas: *Dendroica coronata*, *D. towsendi*, *Myodinaestes luteiventris*, *Vireo gilvus* e *Icterus cucullatus*.

Once especies presentaron siempre alturas medias por debajo de los 5 metros, entre ellas: *Melospiza kieneri*, *Phaethornis superciliosus*, *Thryothorus felix* y *T. sinaloa*, especies que presentaron diferencias significativas entre épocas y años. *Campephilus guatemalensis*, *Myadestes occidentalis* y *Vermivora celata*, presentaron una altura media superior a los 6 m y no presentaron diferencias significativas entre épocas, pero si varió su uso entre años.

Comparación de usos de alturas entre las plantaciones y el bosque de encino-pino.

De las 33 especies analizadas en las plantaciones, se tienen datos de forrajeo en el bosque de 32 (excepción de *Piculus auricularis*) de las cuales se obtuvo una altura media forrajera en el bosque, de 6.94 ± 0.42 m. El 34.38% de las especies y el 70.30% de los individuos presentan alturas medias superiores a los 10 m, principalmente en árboles

(*Quercus* spp., *Pinus* spp. y otros). En el bosque de encinares, el 9.09 % de las especies se registraron en 6 de los 8 rangos de altura (Figura 3); el 60.60% de las especies hacen uso de 3 o 4 de las categorías de altura; nueve de las cuales presentaron una proporción superior a los 45% de los individuos en alguno de sus rangos, siendo estas: *Aratinga canicularis*, *Calocitta collei*, *Campephilus guatemalensis*, *Icterus cucullatus*, *Melospiza kieneri*, *Myadestes obscurus*, *Thryothorus felix*, *T. sinaloa* y *Trogon elegans*.

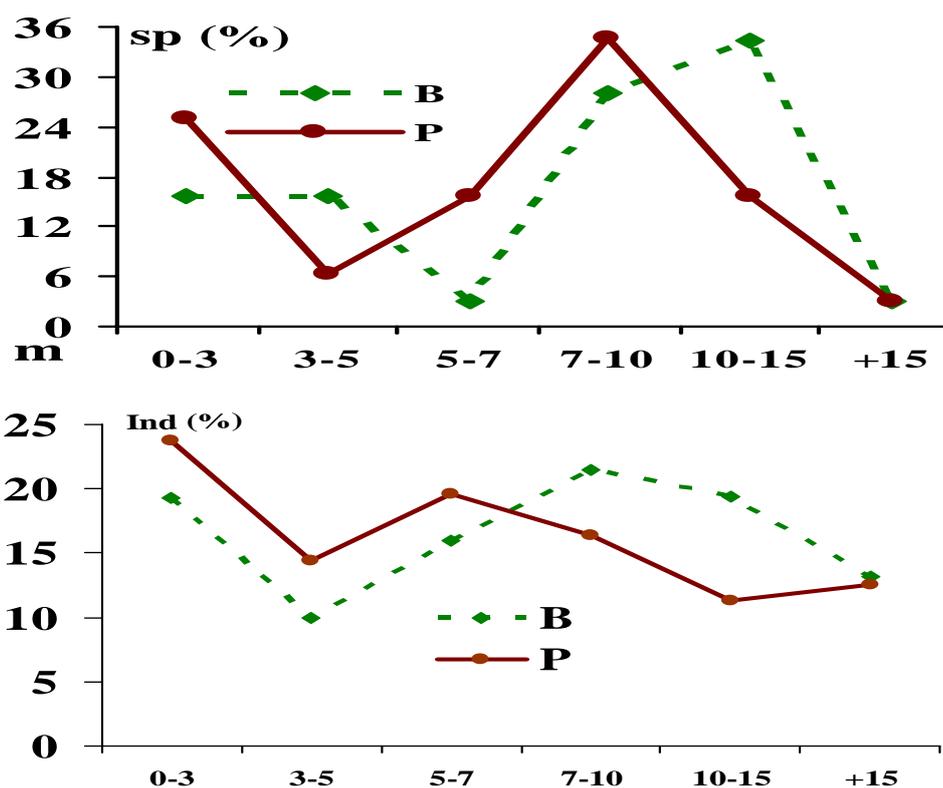


Figura 3. Porcentaje total de especies (sp) e individuos (Ind) por rangos de altura de forrajeo (metros), en las plantaciones (P) y en el área boscosa (B) de la Sierra de San Juan, Nayarit.

En el bosque, la proporción de especies e individuos por rangos de altura, bosque tiende a ser mayor a de 10 m, a diferencia de cafetales. La riqueza y abundancia de las especies forrajeando por debajo de los 3 metros en el bosque constituyó sólo 21.21% de las especies y entre el 15% al 29% de los individuos por época.

La altura media de forrajeo entre las especies migratorias y las residentes, es siempre mayor en el área boscosa que en las plantaciones (Figura 4). Existen diferencias significativas por especie, entre el uso de las alturas de forrajeo en bosque comparadas con las de plantaciones (Prueba de Mann-Whitney, a $P < 0,05$, $H' = 8.027$); en el uso de alturas entre las migratorias por medio ($H' = 7.61$); entre las residentes por medio ($H' = 2.421$) y entre las residentes y migratorias en bosque ($H' = 3.95$) y en las plantaciones ($H' = 5.84$).

Para el bosque, las alturas medias de forrajeo fueron más elevadas que en plantaciones, en el 75% de las especies analizadas (25). Y solamente 10 especies (siete de ellas, de hábitos insectívoros) registraron alturas medias más elevadas en las plantaciones, que en el bosque. Como es el caso de algunos parúlidos, como: *Dendroica coronata*, en la que el 50% de los individuos en el bosque, se registraron a más de 5 metros, a diferencia de las plantaciones; (40% de los individuos entre los 1.6 a los 3m); situación similar se registra para *Dendroica nigrescens* (Cuadro 2 y Figura 5). Especies que tienden a hacer un uso amplio de alturas y más generalistas en su dieta, como *Turdus assimilis*, no presentaron diferencias entre el bosque y las plantaciones, aún cuando en ambos medios, alrededor del 50% de los individuos se registraron forrajeando a alturas por debajo de los 5 m.

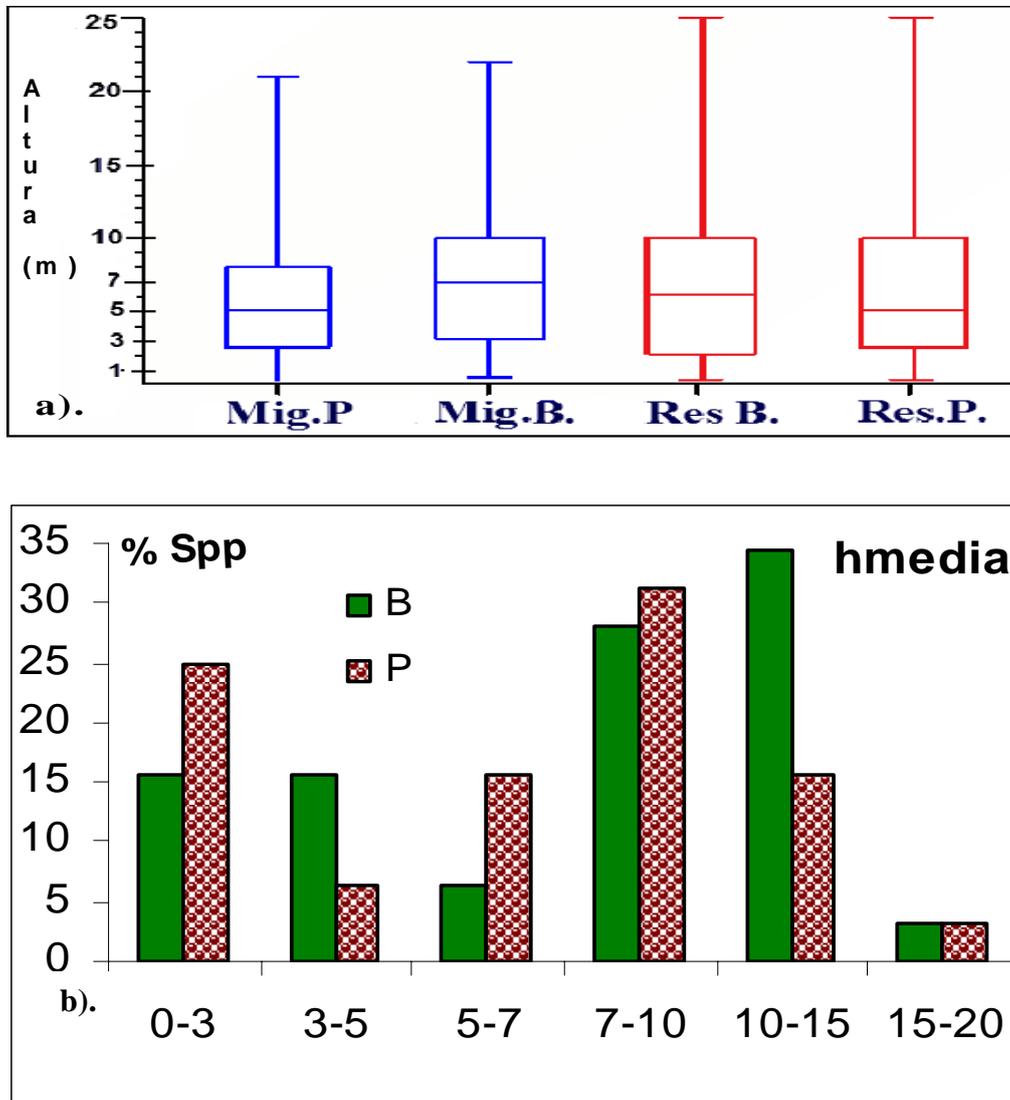


Figura 4. a). Diagrama de caja de altura media de forrajeo (metros) por grado de permanencia: (Mig.= migratorias y Res.= residentes.); por medio: plantaciones (P) y bosque (B). **b).** Porcentaje de especies (%Spp) cuya media se registró en las distintas alturas de forrajeo, por medio.

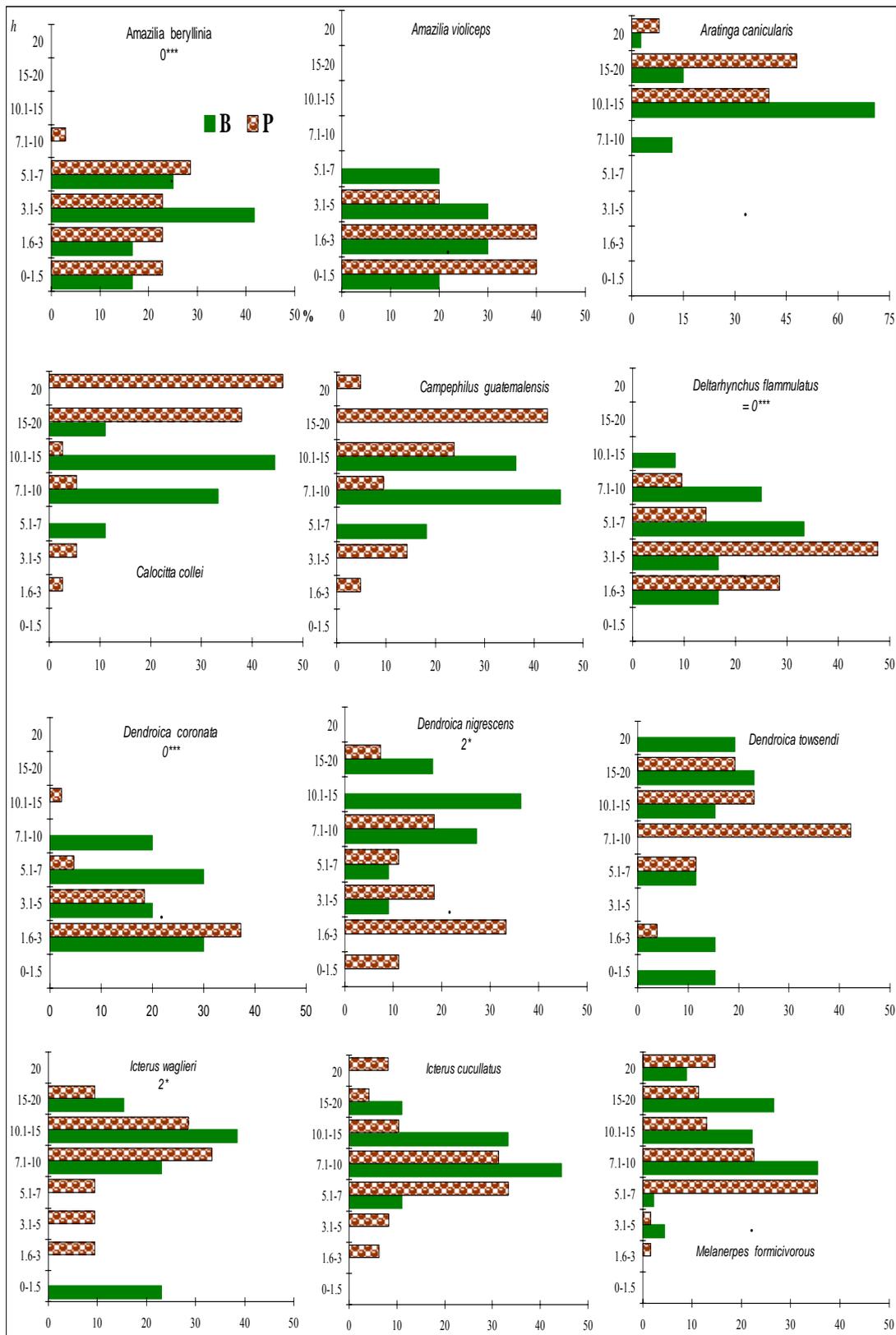


Figura 5. Proporción de individuos por especie y rangos de altura de forrajeo en el área boscosa (B) y en las plantaciones (P) durante 1996-1997. Prueba de Mann-Whitney ($H' = ns =$ no significativo, $*$ = $P < 0,10$, $** = P < 0,05$ y $*** = P < 0,01$).

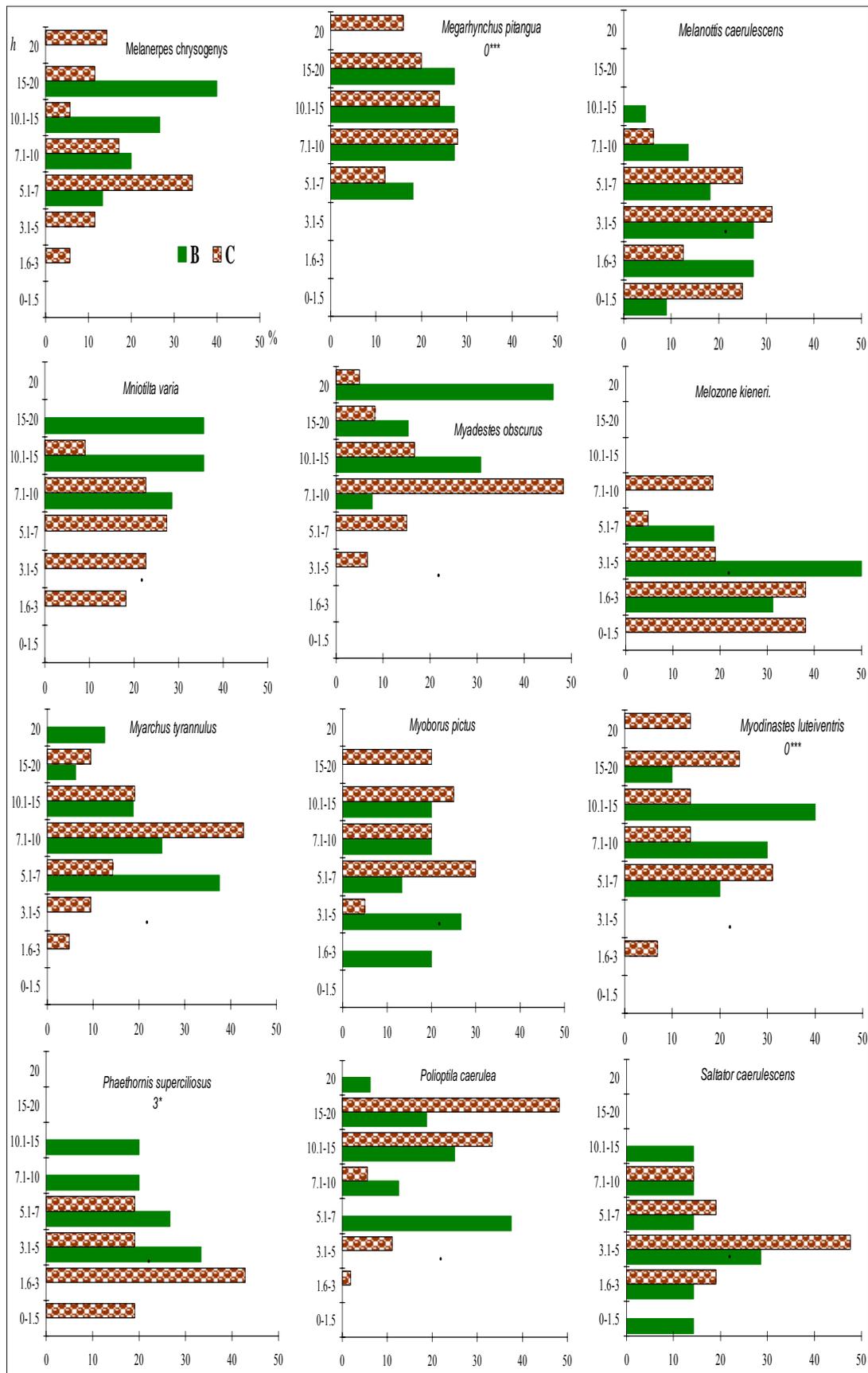


Figura 5. Proporción de individuos por especie y rangos de altura de forrajeo en el área boscosa (B) y en las plantaciones (P) durante 1996-1997. Prueba de Mann-Whitney ($H' = ns =$ no significativo, $*$ = P 0,10, $** =$ P 0,05 y $*** =$ P 0,01).

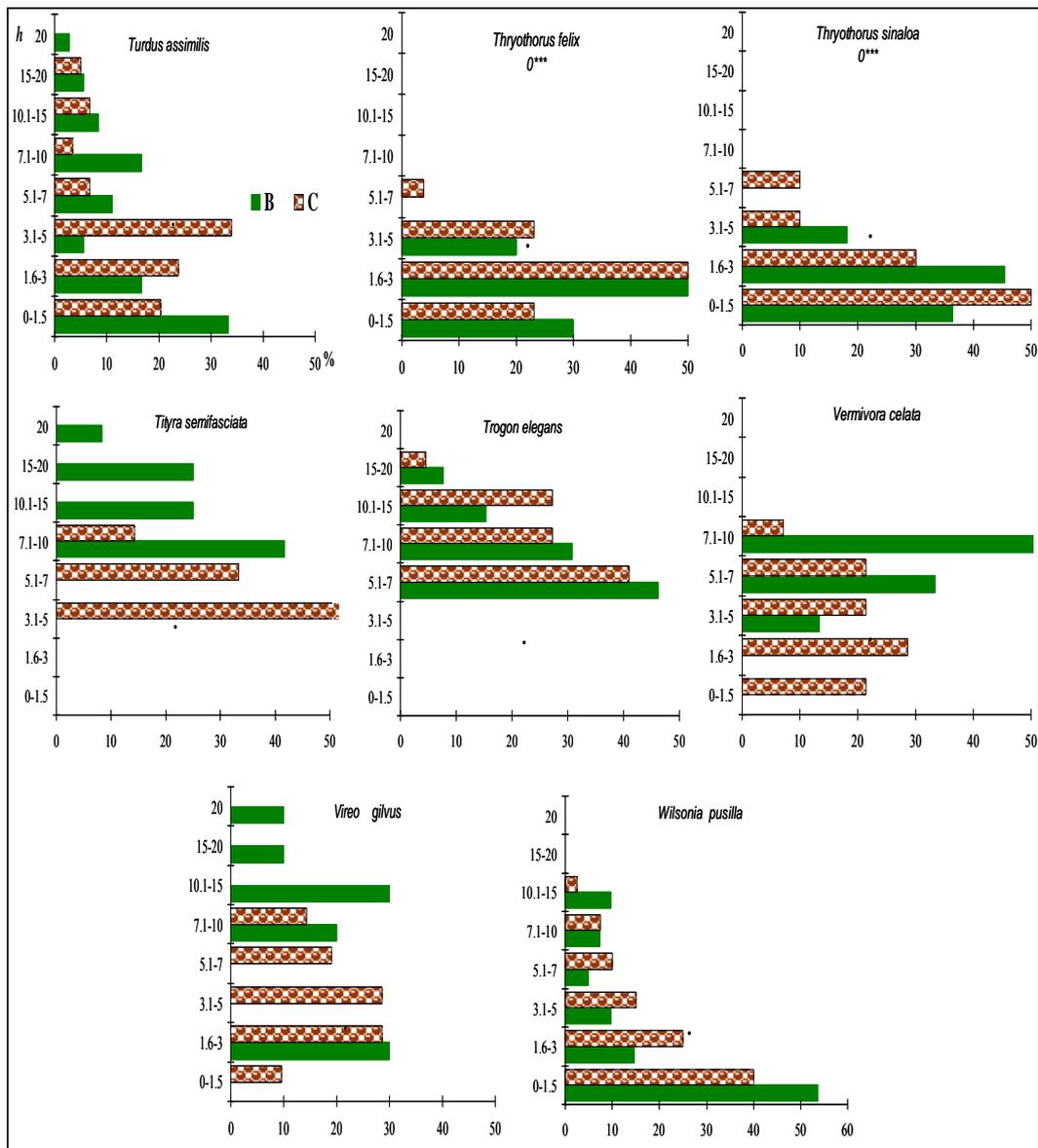


Figura 5. Proporción de individuos por especie y rangos de altura de forrajeo en el área boscosa (B) y en las plantaciones (P) durante 1996-1997. Prueba de Mann-Whitney (H' = ns= no significativo, * = P 0.10, ** = P 0.05 y *** = P 0,01)

Ordenación de las especies

El análisis multivariado (MSD) basado en la proporción de uso de suelo/hierba, árbol, de alturas de forrajeo y dieta de cada una de las especies, permite visualizar las diferencias en el uso de las plantaciones y del bosque para forrajear (Figura 6). Para ambos medios, el primer eje separa a las especies por el lugar de forrajeo y el segundo eje, principalmente por su dieta y altura de forrajeo. Se observa un agrupamiento de las especies frugívoras/granívoras, en un extremo del eje y las nectarívoras en el otro; marcando estas últimas, una diferencia entre su uso del bosque con el de las plantaciones.

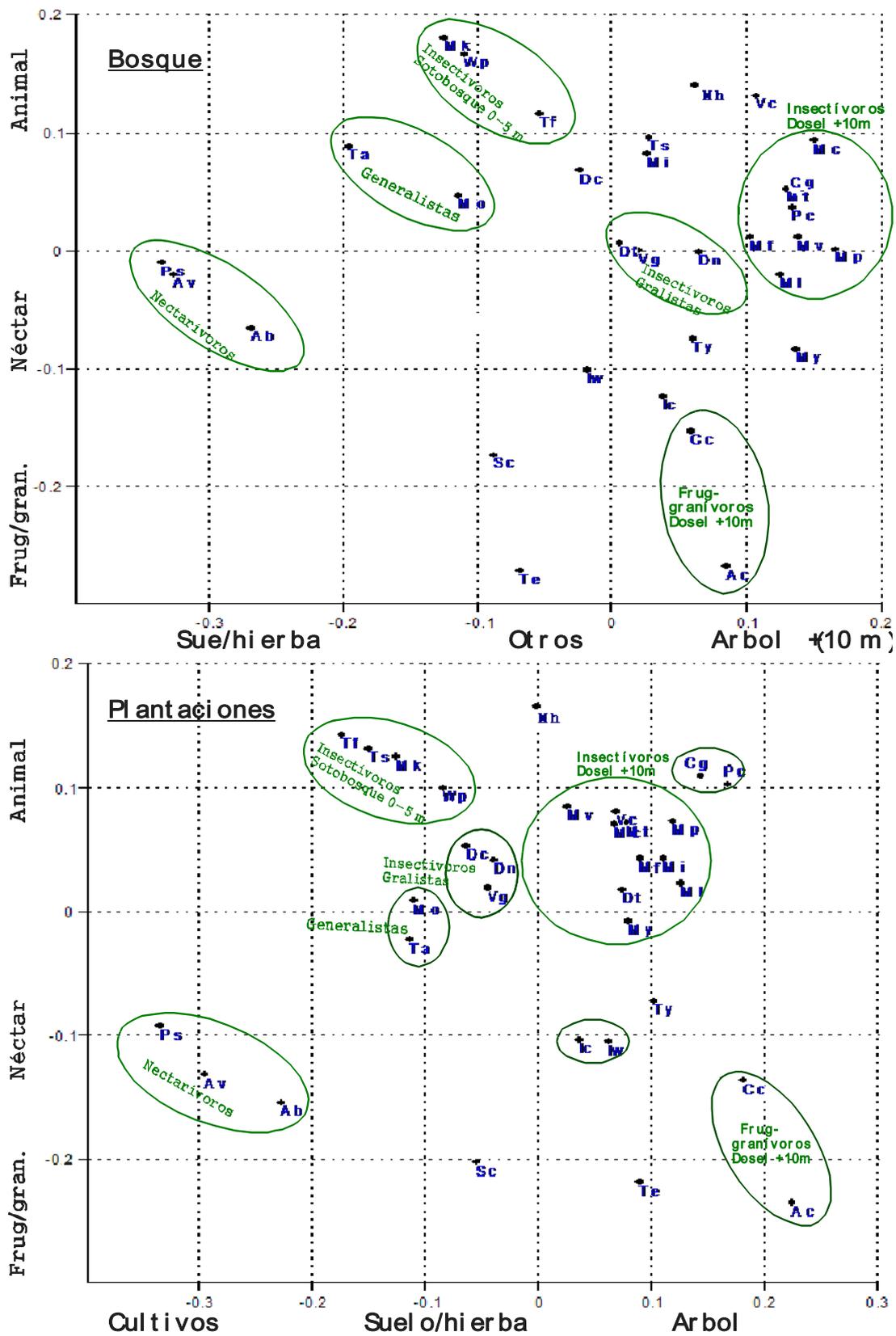


Figura 6. Arreglo multidimensional (MSD) de las especies por época y estrato, dieta y grupo de forrajeo en las plantaciones de café de la Sierra de San Juan, Nayarit. Claves de las especies en Cuadro 2.

En ambos medios se aprecia la presencia de grupos de forrajeo: de dosel, de suelo-hierba y generalistas, pero su composición puede variar: las insectívoras de sotobosque en plantaciones lo conforman 4 especies (*Thryothorus felix*, *T. sinaloa*, *Melozone kieneri* y *Wilsonia pusilla*). En el bosque, *T. sinaloa*, se separa por su uso de árboles y a mayores alturas. Las insectívoras, que hacen un uso más generalista del hábitat, suelen hacer un mayor uso del recurso árbol y de alturas mayores de 7m para forrajear en el bosque. *Turdus assimilis* y *Melanotis caerulescens*, que en ambos medios se presentan con mayor frecuencia en suelo y hierba; a diferencia de los insectívoros de dosel y frugívoros que en su mayoría se encuentran por arriba de los 7m. Las frugívoras/granívoras, resaltan sus diferencias en el uso de alturas, siendo *Calocitta collei* y *Aratinga canicularis*, las que en ambos medios hacen un uso predominante de alturas mayores de 10 m, en encinares; a diferencia de *Trogon elegans*, que en ambos medios, suele forrajear con mayor frecuencia a alturas entre los 5 y 10 m y en plantaciones, se le registra forrajeando en las plantas cultivadas.

Las insectívoras de dosel en plantaciones (11 especies), incluye a dos carpinteros, que se separan del resto y en el bosque su forrajeo, es similar al de las otras 5 especies insectívoras. Tanto en bosque, como en plantaciones, la altura de forrajeo (por arriba de los 10 m) y la dieta, son lo que separan a las dos especies de calandrias (*Icterus* spp.) de las otras nectarívoras y *Amazilia beryllina*, se separa del resto, por su mayor uso de árboles y alturas hasta los 10 m.

Cuadro 2. Altura media de forrajeo por especie, promedio (Prom.); desviación estandar (Dst.) Por época (L= lluvias y S= Secas) y años (1994-1995 y 1996-1997) en las plantaciones (P) y la obtenida en bosque (B) durante 1996-1997. Diferencias en el uso de alturas, Prueba de Mann-Whitney (H' ns= no significativo, *= P 0,10, **= P 0.05, *** = P 0,01) entre épocas del año (L v S); entre época y año (Lluvias 1994-95 vs 1996-97 y Secas) y entre bosque (B) y plantaciones (P) durante 1996-1997. En paréntesis la clave de la especie.

ESPECIE	E	1994-1995			LvS 94/95	1996-1997			LvS 96/97	Epoca/ Año		
		Ind	Media	Prom.		Dst.	Ind	Media			Prom.	Dst.
<i>Amazilia beryllina</i> (Ab)	L	12	4.50	5.00	2.99	1*	12	4.00	3.33	2.16	ns	Ns 0***
	S	10	3.00	3.02	1.50		10	2.50	2.60	1.18		
	B						12	4.00	4.18	2.03	0***	<u>BP</u>
	C	22	2.00	2.20	0.400		22	3.50	3.41	1.918		
<i>Amazilia violiceps</i> (Av)	L	10	1.50	2.40	4.30	1*	10	2.00	1.91	0.62	1*	Ns 1*
	S	10	1.5	1.85	1.12		10	1.50	2.08	0.88		
	B						10	2.50	2.75	1.49	ns	<u>BP</u>
	C	20	3.50	3.700	2.40		20	2.00	1.917	0.932		
<i>Aratinga canicularis</i> (Ac)	L	46	9.5	10.89	5.2	Ns	27	15.00	14.14	1.35	1*	Ns 1*
	S	59	12.00	14.46	6.96		23	13.00	15.26	3.59		
	B						17	13.00	13.11	3.52	ns	<u>BP</u>
	C	104	12.00	13.73 3	7.122		52	15.00	16.12 5	3.219		
<i>Calocitta collei</i>	L	27	12.00	12.48	6.93	Ns	17	16.50	16.11	4.59	ns	Ns

ESPECIE	E	1994-1995				LvS	1996-1997				LvS	Epoca/
		Ind	Media	Prom.	Dst.	94/95	Ind	Media	Prom.	Dst.	96/97	Año
<i>(Cc)</i>	S	29	18.00	15.74	5.21		20	20.00	20.25	5.03		3*
	B						18	8.00	9.50	4.36	ns	<u>BP</u>
	C	55	11.00	14.708	8.795		38	15.00	15.250	7.644		
<i>Campephilus guatemalensis</i> (Cg)	L	11	8.00	9.04	4.18	1*	11	6.00	7.20	3.31	1*	Ns
	S	11	10.00	10.27	6.06		10	15.00	12.33	4.23		Ns
	B						11	8.50	9.90	4.20	ns	<u>BP</u>
<i>Dendroica coronata</i> (Dc)	C	22	10.00	8.250	5.062		22	12.00	10.00	5.497		
	L	11	3.5	3.91	1.768	Ns	23	3.00	3.63	1.68	ns	Ns
	S	11	6	7.18	2.97		20	4.00	6.23	1.46		Ns
<i>Dendroica nigrescens</i> (Dn)	B						16	7.50	9.00	5.14	0***	<u>BP</u>
	C	13	5.00	5.955	2.848		44	4.50	6.500	5.346		
	L	10	3.25	3.50	2.14	1*	14	2.50	2.48	0.97	ns	0***
<i>Dendroica townsendi</i> (Dt)	S	10	4.50	4.65	1.92		13	3.00	3.64	1.65		Ns
	B						10	10.50	12.10	4.78	2* <u>BP</u>	
	C	15	5.00	4.955	2.281		27	4.00	5.586	4.666	15	
<i>Icterus cucullatus</i> (Ic)	L	10	8.50	10.10	5.32	2*	11	12	10.59	5.33	ns	Ns
	S	20	7.50	7.92	5.10		14	8	8.27	1.911		Ns
	B						14	15	16.07	4.88	ns	<u>BP</u>
<i>Icterus wagleri</i> (Iw)	C	30	7.50	7.729	4.328		26	5.00	5.156	3.761		
	L	18	7.50	7.62	4.3	Ns	30	7	9.09	5.22	ns	Ns
	S	47	10.00	9.65	5.15		18	10	9.763	5.611		Ns
<i>Melanerpes chrysogenys</i> (Mc)	B						27	11.5	12	3.75		
	C	68	9.00	7.444	4.697		48	10.00	7.852	4.597		
	L	10	9.50	9.60	3.14	1*	11	10	9.5	5.63	2*	Ns
<i>Melanerpes formicivorus</i> (Mf)	S	10	10.00	11.00	4.14		10	11.00	12.50	5.00		1*
	B						13	10.50	10.14	5.85	2* <u>BP</u>	
	C	20	8.00	8.833	1.213		22	13.50	13.33	3.145		
<i>Melanerpes formicivorus</i> (Mf)	L	16	7.50	10.20	2.64	2*	21	7.00	9.43	4.18	3*	2*
	S	22	10.00	9.94	3.84		14	8.00	8.13	6.71		Ns
	B						15	14.00	13.13	4.66		
<i>Megarynchus pitangua</i> (Mp)	C	38	10.00	9.091	3.528		36	7.00	8.226	6.464		
	L	11	9.50	7.46	3.17	2*	43	9.5	11.33	5.43	ns	3*
	S	10	7.50	8.00	4.55		19	7	7.964	4.11		Ns
<i>Melanotis caerulescens</i> (Mo)	B						45	16.00	16.05	4.08		
	C	22	10.00	10.89	3.323		63	9.00	10.09	3.288		
	L	11	10.00	12.00	3.70	Ns	12	14.50	14.08	5.42	ns	Ns
<i>Melozone kieneri</i> (Mk)	S	11	10.00	9.94	3.84		13	14.00	13.76	5.32		2*
	B						11	13.00	12.82	4.95	0***	<u>BP</u>
	C	23	8.00	9.182	2.328		26	8.50	8.833	2.230		
<i>Melospiza caerulescens</i> (Ml)	L	32	3.75	4	2.79	Ns	15	3.5	3.53	1.65	1*	Ns
	S	54	2.5	3.82	3.46		17	3	3.826	2.57		3*
	B						22	3.5	3.656	1.486		
<i>Melospiza cinerea</i> (Mn)	C	88	3.00	3.739	2.904		38	2.00	2.186	1.378		
	L	32	3.75	4	2.79	2*	11	2	2.09	1.289	2*	0***
	S	58	2.5	3.82	3.46		10	2.25	2.7	1.72		2***
<i>Mitrophanes phaeocercus</i> (Mh)	B						16	3	3.093	1.954		
	C	100	2.00	2.300	1.145		22	3.00	2.950	1.507		
	L	10	3.00	3.87	2.55	Ns	11	3.5	4	1.5	0*	2*
<i>Mitrophanes phaeocercus</i> (Mh)	S	10	3.00	3.11	1.84		10	2	3.375	1.65		0*
	B						12	5	5.375	2.558	0***	<u>BP</u>

ESPECIE	E	1994-1995				LvS	1996-1997				LvS	Epoca/
		Ind	Media	Prom.	Dst.	94/95	Ind	Media	Prom.	Dst.	96/97	Año
	C	20	4.50	5.250	2.676		21	4.00	4.100	1.700		
<i>Myoborus pictus</i> (Mi)	L	15	5.25	7.79	4.72	Ns	10	10	11.87	5.64	1*	0***
	S	14	11.00	10.66	3.45		10	12	12.7	4.17		3*
	B						15	9.00	8.47	4.67		
	C	31	10.00	10.26	4.312		21	8.00	8.909	3.147		
<i>Myarchus tyrannulus</i> (Mt)	L	18	8.00	7.27	2.70	Ns	11	8	9.59	3.45	ns	3*
	S	37	10.00	10.08	4.92		10	7	8.65	3.76		3*
	B						16	9.50	10.56	4.94		
	C	56	8.00	9.043	4.972		33	6.00	6.667	3.327		
<i>Mniotilta varia</i> (Mv)	L	16	10.00	9.15	4.88	3*	10	7.5	8.05	3.39	0***	3*
	S	19	9.00	8.92	3.45		12	8.5	8.791	3.56		Ns
	B						14	10	11.33	3.379		
	C	41	8.00	8.364	4.885		24	6.00	7.941	4.345		
<i>Myadestes obscurus</i> (My)	L	11	7.50	8.77	3.30	0***	39	10	4.2	3.59	ns	Ns
	S	16	10.00	11.31	4.37		21	10	7.47	3.73		Ns
	B						13	11	13.38	5.554		
	C	32	10.00	11.04	4.537		63	10.00	10.58	4.878		
<i>Myiodinastes luteiventris</i> (Ml)	L	13	12.00	12.30	6.87	1*	19	6	6.75	4.45	ns	Ns
	S	12	12.75	12.70	5.92		10	15	13	5.13		Ns
	B						10	12.5	13.43	6.02	0***BP	
	C	24	13.50	12.29	6.118		30	5.00	6.000	3.510		
<i>Piculus auricularis</i> (Pa)	L	11	7	7.63	3.08	Ns	11	6	6	1.15	2*	1*
	S	11	7.5	8.86	3.16		10	8	9.77	2.48		Ns
	C	23	10.00	9.091	3.528		21	7.00	8.226	6.464		
<i>Polioptila caerulea</i> (Pc)	L	12	9.75	8.37	2.85	0***	28	10	10.87	3.8	ns	Ns
	S	28	8.00	7.25	3.12		26	12	11.18	4.3		1*
	B						16	10.5	11.5	5.82		
	C	41	7.00	6.705	3.143		55	7.00	7.133	4.287		
<i>Phaethornis superciliosus</i> (Ps)	L	11	2.12	2.38	1.20	2*	10	2.5	2.77	1.057	0***	0***
	S	10	3.00	2.93	1.68		11	3	3	0.87		0***
	B						15	5.5	6.714	3.325	3*BP	
	C	21	3.20	2.130	0.991		22	3.00	2.900	1.136		
<i>Saltator coerulescens</i> (Sc)	L	10	5	4.81	2.94	0	10	6.5	7.7	3.37	2*	Ns
	S	11	5.25	6.12	2.56		13	7	8.64	4.09		1*
	B						14	5	7.2	4.6		
	C	21	3.50	4.500	2.646		23	4.25	5.970	4.042		
<i>Turdus assimilis</i> (Ta)	L	51	5.50	6.38	4.63	Ns	21	3.5	4.91	4.8	3*	Ns
	S	147	6.50	6.51	4.54		38	5	5.57	3.658		0***
	B						36	3.2	6.405	6.08		
	C	210	5.00	6.381	5.123		70	4.00	5.321	4.852		
<i>Throthorus felix</i> (Tf)	L	10	2.50	3.31	1.80	0**	15	2	2.283	1.739	3*	2*
	S	11	3.50	3.56	1.57		11	2.2	2.87	1.318		1*
	B						10	2.25	2.35	1.628	0***BP	
	C	13	2.00	2.414	1.757		26	2.00	2.533	1.776		
<i>Throthorus sinaloa</i> (Ts)	L	12	1.50	1.57	1.52	0**	15	1.5	2.11	1.66	0***	Ns
	S	10	1.50	1.59	1.09		19	1	1.725	1.51		0***
	B						11	1.625	1.687	1.343	0***BP	
	C	22	1.00	2.048	2.315		35	1.00	1.423	1.397		
<i>Tityra semifasciata</i> (Ty)	L	15	6.00	5.54	3.42	Ns	10	6.5	6.59	2.26	2*	2*
	S	30	8.00	4.18	2.88		11	7	9.136	4.28		Ns
	B						12	10.5	10.58	4.17		

ESPECIE	E	1994-1995				LvS	1996-1997				LvS	Epoca/
		Ind	Media	Prom.	Dst.	94/95	Ind	Media	Prom.	Dst.	96/97	Año
	C	45	7.50	7.857	3.880		26	8.00	8.885	5.827		
<i>Trogon elegans</i> (Te)	L	11	9.00	8.58	1.71	Ns	11	9	9.545	3.63	ns	Ns
	S	15	7.00	7.25	3.21		11	7	9.54	4.18		1*
	B						13	9	10	4.038	0***	<u>BP</u>
	C	26	7.50	7.938	4.697		22	12.00	11.308	4.697		
<i>Vermivora celata</i> (Vc)	L	46	6.00	6.84	2.42	Ns	35	5.5	6.14	2.66	2*	Ns
	S	72	7.50	7.34	3.04		40	7	2.93	7.25		Ns
	B						30	7.50	7.46	2.02		
	C	120	5.50	6.833	2.721		75	5.00	6.190	3.141		
<i>Vireo gilvus</i> (Vg)	L	10	3.50	3.30	1.38	Ns	10	3	3.00	1.54	ns	Ns
	S	10	3.50	4.00	1.89		11	4.00	4.54	2.05		Ns
	B						10	8.00	8.44	5.36		
	C	20	2.00	4.143	3.720		21	3.00	5.750	6.240		
<i>Wilsonia pusilla</i> (Ws)	L	31	2.00	2.66	2.06	0***	23	2	2.723	1.94	ns	2*
	S	104	2.75	1.34	2.21		17	3	4.84	2.75		0***
	B						37	2	4.25	4.61		
	C	136	10.00	9.812	4.949		44	7.50	8.188	5.511		

DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos destacan por tratarse de un estudio que por su ubicación geográfica y biogeográfica del área (cafetales más norteños, algunos de ellos, muy viejos y en el límite de la región Neotropical); por las especies que se analizaron y sobre todo por el hecho de que se comparó el uso de cafetales para forrajear entre épocas y años; situación que no se tiene reportada en la literatura, ya que la mayoría de los estudios sobre aves en general y de forrajeo de aves en cafetales, abarcan solamente unos meses e incluso, en varios trabajos sólo se registran datos sólo para algunas especies (Jedlicka et al. 2006; Komar 2006).

Las estrategias de forrajeo observadas en las 33 especies, varían a lo largo del año (épocas y entre años). En cafetales, *Quercus* spp. e *Inga* spp. son los árboles de sombra más importantes para buscar alimento. Lo anterior, se debe en gran medida, a la abundancia y predominio de encinos dentro y alrededor del área de estudio, ya que el uso por especie de planta variara dependiendo de la abundancia y fenología de cada especie de árbol, proveyendo a las aves de muy diversos recursos alimentarios y otros (invertebrados, arañas, flores, frutos, lugares para anidar y perchar (Calvo y Blake 1998). En otros cafetales, se ha registrado que las especies de *Inga* spp., mantienen mayores densidades de artrópodos que otros árboles de sombra (Greenberg et al. 1997^{ab}; Wunderle y Latta 1998; Johnson 2000) y de que en general las especies residentes, como *Turdus assimilis* y *Catharus* spp., dependen mucho de los remanentes de árboles de la vegetación original que proveen en secas, condiciones microclimáticas más

húmedas (Sekerciöglu et al. 2007; Nájera y Simmonetti 2009).

En la sierra, el uso de las plantas de café para que las aves busquen su alimento, es ocasional y las especies que se asocian a esta planta, son de hábitos insectívoros, nectarívoros y ocasionalmente, algunas frugívoras; situación similar reportada para otros cafetales más sureños en México y en Centroamérica (Greenberg et al.1997^a; Wunderle y Latta 1998); en los cuales se registran densidades muy bajas de invertebrados (Greenberg et al.1997^b; Dietsch et al. 2007), por lo que la presencia de aves consumiendo insectos en ellas, tendería a una reducción de las poblaciones de invertebrados, incluyendo a algunas plagas de café (Sekerciöglu *et al.* 2002).

El recurso plantas de plátano y aguacate, es poco usado por las aves posiblemente se deba en parte, a su baja densidad en el área. Se observó la presencia de colibríes visitando las flores del plátano, y ocasionalmente, algunas insectívoras, picoteando las hojas de plátano y aguacate y a *Turdus assimilis*, el fruto del aguacate.

La presencia de otras plantas cultivadas como limones y de epífitas (que contribuyen a la riqueza y abundancia de insectos del dosel), hacen que estas plantaciones de café con capas adicionales de follaje sean más atractivas para las aves, proveyéndolas de una mayor diversidad de recursos alimentarios (Wunderle y Latta 1998; Philpott et al. 2005; Cruz-Aragón et al. 2009^b

La diversidad de estratos, de alturas de follaje en los plantíos y las respuestas que tienen las aves a las condiciones de sequía y de lluvia, modifican las presas a consumir e incluso, la propia conducta forrajera (Jedlicka et al. 2006); lo que en parte refleja, la diversidad y variación significativa entre épocas y años, en el uso de alturas para forrajear que se registró en los cafetales, donde alrededor del 51% de las especies estudiadas, presentaron alturas medias superiores a la media de la altura de los cafetales (4.68 m), lo que coincide con lo reportado para cafetales en Veracruz y en Chiapas (Ortiz Aguilar 1982; Greenberg et al.1997^a).

Los cambios en el uso de alturas para forrajear registrados entre años y épocas en los cafetales, son más notorios en especies residentes, las cuales en secas, suelen hacer uso de alturas de forrajeo más bajas que en lluvias. Estos cambios, son respuestas tanto a las diferencias en la productividad en general, en la cobertura de follaje, en la disponibilidad de artrópodos de distintos tamaños y a la presencia de otras especies de aves, entre otros. Para especies de aves residentes más pequeñas que consumen artrópodos, estas tienden a reducir su altura de forrajeo, con el arribo de las insectívoras migratorias (Waide, 1981; Jedlicka et al. 2006).

Las especies cuya dieta, usos de sustratos y altura media de forrajeo en plantaciones es muy diversa, que hacen un uso diferente y significativo de alturas para forrajear en plantaciones, tanto por época, como por año son: *Amazilia violiceps*, *Phaethornis superciliosus*, *Campephilus guatemalensis*, *Melozone kienerii*, *Thryothorus felix*, *T. sinaloa*, y *Myoborus pictus*. Los parúlidos: *Wilsonia pusilla* y *Mniotilta varia*, presentaron diferencias significativas en su uso de alturas, por época y año en las plantaciones pero no entre épocas en bosque, situación similar a la reportada por Pomara et al. (2003), quienes no encontraron diferencias en el esfuerzo de forrajeo de estas dos especies en el bosque y en plantaciones de café en Panamá, pero sí registran una reducción en la tendencia a formar bandadas en las plantaciones de café en comparación al bosque, situación que faltaría por comprobarse en la Sierra de San Juan.

En las tres especies frugívoras analizadas en este estudio, se registraron diferencias en el uso de árboles y de alturas entre épocas y años en cafetales, siendo *Trogon elegans*, la especie que tiende a hacer un uso de alturas distinto al de las otras dos especies frugívoras y entre el bosque y las plantaciones. Estas variaciones en el uso espacio temporal de los recursos para forrajear de las especies frugívoras, se ve fuertemente afectado por su especialización o no en la selección de frutos, por la presencia, tipo, abundancia y fenología de frutos, por lo que suelen desplazarse continuamente hacia otros lados.

Más de la mitad de las especies estudiadas en el área boscosa, registran alturas mayores que las usadas en plantaciones, entre ellas: *Phaethornis superciliosus*, *Melozone kieneri* y *Mniotilta varia*; caso contrario lo son: *Campephilus guatemalensis*, *Myoborus pictus* y las dos especies de *Thryothorus spp.*

En ambos medios las especies analizadas conforman algunos grupos distintivos de forrajeo, cuya separación por alturas tiende a ser un poco evidente en las especies que forrajean cerca del suelo, que en las del dosel y esto es más común en aves insectívoras acechadoras del follaje, situación similar a lo registrado por Cody (1985); siendo esta separación más marcada en el área boscosa de encinar. Esto se debe en gran medida, a las disimilitudes entre estos dos hábitats adyacentes, como lo son: el área que abarcan, la composición y estructura horizontal y vertical de la vegetación, los períodos de floración, de fructificación, de disponibilidad del recurso flor, fruto maduro e invertebrados, entre otras variables que determinan la presencia y uso de estos recursos por los distintos grupos de aves presentes en ellos (Poulin et al. 1994; Sekercioglu et al. 2002; Philpott et al. 2004; Johnson et al. 2006).

Aún cuando en este estudio se analizaron únicamente 33 especies, en las plantaciones de la sierra, se observó comiendo en los cafetales, al 74 % del total de las especies (141). Algunos de los factores que determinan la riqueza de especies y de estrategias de alimentación en la sierra, son: la presencia de un área boscosa y protegida junto a los cafetales; la diversidad de sustratos y de capas de follaje debajo del dosel; el área de cada plantación y de la vegetación primaria cercana, la abundancia y disponibilidad de alimento en los plantíos, en especial de artrópodos (Perfecto et al. 1996; Greenberg et al. 1997^a; Jedlicka et al. 2006) e incluso el tipo de matriz paisajística que circunda al área de estudio (Wunderle y Latta 2000). Se requiere de investigaciones adicionales que documenten, la conducta de forrajeo tanto en las plantaciones como en los distintos tipos de vegetación natural que rodean a estos cultivos, para poder identificar el valor específico de las especies de plantas relevantes para la persistencia de las aves en ambientes naturales y alterados de esta serranía.

Lo anterior, refuerza la importancia de mantener un manejo adecuado de los cultivos de café con árboles de sombra que involucre el identificar y el usar aquellas especies de árboles del área boscosa (por ejemplo; las distintas especies de encinos), que provean recursos biológicos adicionales a las aves residentes y migratorias, en especial a aquellas especies endémicas y las migratorias especialistas o sensibles a perturbación, como lo proponen Petit et al. (1993), Tejeda Cruz y Sutherland (2004) y Nájera y Simonetti (2009).

LITERATURA CITADA

- AGUILAR-ORTÍZ, F. 1982. Estudio ecológico de las aves de cafetal. En: *Estudios de ecología en el agrosistema cafetal*. Avila, J. (ed.). Instituto Nacional de Investigaciones sobre Recursos Bióticos. Xalapa, Veracruz, México. 103-128.
- ANDRÉN, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat; a review. *Oikos* 71: 355-366.
- BLANCO, C.M. 1994. *La Vegetación de la Sierra de San Juan, Nayarit, México*. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, UNAM. México, D.F. 87 pp.
- BOJÓRQUEZ, S.I., MARCELEÑO, F.S., NÁJERA, G.O., FLORES, V.F., GONZÁLEZ, F.R., ZAMORANO, J.J. Y K. S. BABB. 2002. *Ordenamiento Ecológico del Territorio de la Reserva ecológica Sierra de San Juan, Nayarit, México* Univ. Dirección de Investigación Científica, Aut. Edo. Nayarit, México. 161 pp+ anexos.
- CALVO, L., Y D. J. BLAKE. 1998. Bird diversity and abundance on two different shade coffee plantations in Guatemala. *Bird Conserv. Int.* 8: 297-308.
- CODY, M. 1985. An introduction to habitat selection in Birds. Pp. 4-46. En: *Habitat Selection in Birds*. Cody, M. (Ed.) Academic Press, California, EUA.
- CRUZ-ARAGÓN^a, A. T.S. SILLET Y R. GREENBERG. 2009. An experimental study of habitat selection by birds in coffee plantations. *Ecology* 89(4):921-927.
- CRUZ-ARAGÓN^b A. M.L. BAERNA Y R. GREENBERG. 2009. The contribution of epiphytes to the abundance and species richness of canopy insects in a Mexican coffee plantation. *J. of Topical Ecology* 25:453-463.
- DIETSCH, T.V., PERFECTO, I. Y R.

- GREENBERG. 2007. Avian Foraging Behavior in Two Different Types of Coffee Agroecosystem in Chiapas, Mexico. *Biotropica* 39(2): 232–240.
- EHRlich, P.R., D.S. DOBKIN Y D. WHEYE. 1988. *The birders' handbook: a field guide to the natural history of North American birds*. Simon & Schuster, Inc. N.York, EUA. 785 pp.
- GRAHAM, C, Y J.G.BLAKE. 2001. Influence of patch-landscape level factors on bird assemblages in a fragmented tropical landscape. *Ecological Applications* 11(6):1709-1728.
- GRAHAM, C, MARTÍNEZ-LEYVA, E. Y L. CRUZ-PAREDES. 2002. Use of fruiting trees by birds in continuous forest and riparian forest remnants in Los Tuxtlas, Veracruz, México. *Biotropica* 34(4): 589-597.
- GREENBERG, R. 1994. Coffee and birds. *Smithsonian Mag.*, 25 (11):24-27.
- GREENBERG, R. P. 1996. Manage forest patches and diversity of birds in southern Mexico, Pp.59-90. En: Schelhas, J & Greenberg, R (Eds). *Forest patches in Tropical Landscapes*. Washington, D.C. EUA.
- GREENBERG, R. P. BICHIR, A: CRUZ-ARAGÓN N Y R. REITSMA. STERLING 1997^a. Bird populations in rustic and planted coffee plantations of Chiapas, Mexico. *Biotropica* 29:501-514.
- GREENBERG, R. P. BICHIR y J. STERLING 1997^b. Bird populations in shade and sun coffee plantations in Central Guatemala.. *Conservation Biology* 11:448-459.
- GREENBERG, R., P. BICHIR, A. CRUZ, C. MACVEAN, R. PÉREZ y E. CANO. 2000^a. The impact of avian insectivory on arthropod and leaf damage in some Guatemalan coffee plantations. *Ecology*, 81:1750-1755.
- GREENBERG, R., P. BICHIR, Y CRUZ,-ARAGÓN, A. 2000^b. The conservation value for birds of cacao plantations with diverse planted shade in Tabasco, Mexico. *Animal Conservation* 3(12):105-112.
- JOHNSON, M.H. 2000. Effects of shade trees species and crop structure on the winter arthropod and bird communities in a Jamaican shade coffee plantation. *Biotropica* 37: 133-145.
- JOHNSON, M.D., T.W. SHERRY, R.T.HOMES Y P.P.MARRAS.2006. Assessing habitat for a migratory songbird wintering in natural and agricultural habitats: *Conservation Biology* 20(5):1433-1444.
- JOHNSTON, J.C. Y R.L. HOBERTON. 2009. Forest management and temporal effects on food abundance for a ground foraging bird (*Catharus guttatus*). *Forest Ecology and management* 258:1516-1527.
- JEDLICKA, J.A, J.A, GREENBERG, R., PERFECTO, I. PHILPOTT, S, Y DIETSCH, T. 2006. Seasonal shift in the foraging niche of a tropical avian resident: resource competition at work?. *Journal of Tropical Ecology* 22:385–395.
- KELLERMANN, J.L., M.D.JOHNSON, A.M. STERCHO Y S.C. HACKETT. 2008. Ecological and economic services provided by birds on Jamaican coffee farms. *Conservation Biology* 22(5):1177-1185.
- KOMAR, O. 2006. Ecology and conservation of birds in coffee plantations: a critical review. *Bird Conservation International* 16: 1-23.
- MARSDEN, S.J., WHIFFIN, M. Y M. GALETTI. 2001. Bird diversity and abundance in forest fragments and Eucalyptus plantations around an Atlantic forest reserve, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 10: 737-751.
- NÁJERA, A. Y J.A. SIMONETTI. 2009. Enhancing avifauna in commercial plantations. *Conservation Biology* 24(1): 319-324.
- PERFECTO, I.R. R. RICE, R. GREENBERG Y M.E. VAN DER VOORT. 1996. Shade coffee: A disappearing refuge for biodiversity. *BioScience* 46: 598-608.
- PETERSON, R. Y E. CHALIF. 1989. *Aves de México*. Editorial Diana, México.
- PETIT, D.R., J.F. LYNCH, R. L. HUTTO, J.G. BLAKE Y R. B. WAIDE. 1995. Habitat use and conservation in the Neotropics. Pp. 145-197. En: *Ecology and Management of Neotropical Migratory Birds. A synthesis and review of critical issues*. Martin, E. and D.M. Finch. (Eds). Oxford University Press, N.York, E.U.A.
- PHILPOTT, S.M., GREENBERG, R, BICHIR, P. Y I.PERFECTO. 2004. Impacts of major predators on tropical agroforest arthropods: comparisons within and across taxa. *Oecologia* 140:140-149.
- PHILPOTT, S. M., R., GREENBERG Y P. BICHIER. 2005. The influence of ants on the foraging behavior of birds in an agroforest. *Biotropica* 37:468–471.
- PHILPOTT, S.M., ARENDT, W.J. I., ARMBRECHT I., BICHIR P., DIETSCH, T., GORDON, C., GREENBERG, R., P., PERFECTO I., REYNOSO R., SOTO PINTO L., TEJEDA-CCRUZ G., WILLIAMS G., VALENZUELA J. Y J.M. ZOLOTOFF. 2008. Biodiversity loss in Latin American coffee landscapes: review of the evidence on ants, birds and trees. *Conservation Biology* 22(5):1093-1105.
- PINKUS, R.M., NÚ, G., V.PARRA-CUADRO Y Y. HÉNAULT. 2006. Spider diversity in coffee plantations with different management in south east Mexico. *Journal of Arachnology* 34(1): 104-112..
- POMARA, L. Y., R.J. COOPER Y L. J. PETIT 2003. Mixed-species flocking and

foraging behavior of four neotropical warblers in Panamanian shade coffee fields and forests. *The Auk* **120**(4):1000–1012.

POULIN, B.G., G. LEFEBRE, R. Y MCNEIL. 1994. Characteristics of feeding guilds and variation in diets of bird species of three adjacent sites. *Biotropica* **26** (2):187-197.

SEKERCIOGLU, C.H., EHRLICH, P.R., DAILY, G.C., AYGEN, D., GOEHRING, D. Y R.F. SANDI. 2002. Disappearance of insectivorous birds from tropical forest fragments. *Proc. Natl. Acad. Sci.* **99**(1):263-267.

SEKERCIOGLU, C.H., S.R. LOARIE Y F. OVIEDO. 2007. Persistence of forest birds in the Costa Rican agricultural countryside. *Conservation Biology* **21**(2):482-494.

STOUFFER, P.C. Y R.O. BIERREGAARD. 1995a. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecology* **76**: 2429-2445.

STOUFFER, P.C. Y R.O. BIERREGAARD. 1995b. Effects of forest fragmentation on understory hummingbirds in Amazonian Brazil. *Conservation Biology* **9**: 1085-1094.

TEJEDA-CRUZ, C. AND W.J. SUTHERLAND. 2004. Bird responses to shade coffee production. *Animal Conservation* **7**(2): 169-179.

THIOLLAY, J.M. 2002. Forest ecosystems: threats, sustainable use and biodiversity conservation. *Biodiversity and Conservation* **11**: 943-946.

WADE, T.G., K. H. RITTERS, J. D. WICKHAM Y K. B. JONES. 2003. Distribution and causes of global forest fragmentation. *Conservation Biology* **7** (2): 7

WAIDE,, R. B. 1981. Interactions between resident and migrant birds in Campeche, Mexico. *Tropical Ecology* **22**:134–154.

WRIGHT, J.S. Y H.C. MULLER-LANDAU. 2006. The future of tropical forest species. *Biotropica* **38**(3):287-301.

WUNDERLE, J.M. Y S.C. LATTA. 1996. Avian abundance in sun and shade coffee plantations and remnant pine forest in the Cordillera Central, Dominican Republic. *Ornithology Neotropical* **7**:19-34.

WUNDERLE, J.M. Y S.C. LATTA. 1998. Avian resource use in Dominican shade coffee plantations. *Wilson Bull.* **110**(2):271-281.

WUNDERLE, J. M., JR., Y S. C. LATTA. 2000. Winter site fidelity of Nearctic migrants in shade coffee plantations of different sizes in the Dominican Republic *Auk* **117**:596–614.

ZAR, J.H. 1999. *Biostatistical analysis*. 4a. Ed. Prentice Hall. Upper Saddle River, N. Jersey, EUA.



LA CONSERVACIÓN DE LA AVIFAUNA Y LOS HÁBITATS DE LA SIERRA: UN ENFOQUE EN LA ASIGNACIÓN DE CRITERIOS DE PRIORIZACIÓN.

INTRODUCCIÓN

La pérdida de hábitat produce un fuerte impacto en la biodiversidad de los remanentes del medio y puede precipitar una crisis de extinción de especies (Wright y Muller-Landau 2006; Jetz et al. 2007). La magnitud de estos eventos puede incrementarse por la fragmentación. En paisajes donde el proceso de fragmentación y pérdida del hábitat, es cada día más drástico, urge el determinar las especies y los hábitats susceptibles a desaparecer, por lo que han surgido una variedad de métodos para establecer prioridades y realizar de manera más eficiente, el manejo y conservación de los recursos a una escala paisajística fina. Para lograr este fin, se han usado a las aves como un grupo indicador de la calidad del medio, por su conspicuidad, riqueza y por la diversidad de hábitats y nichos que ocupan a lo largo de gradientes (Margules et al. 2002; Lewandowski et al. 2010).

Para la evaluación de ecosistemas y su biodiversidad, tradicionalmente se ha empleado la medida de riqueza o diversidad de especies. Sin embargo, el uso exclusivo de esta medida, ha demostrado presentar diversos problemas: como es el hecho de que en muchos casos, sólo son datos de presencia y ausencia de las especies (Garson et al. 2002) o carecen de información actualizada, e incluso, se emplean datos con poco monitoreo que solamente abarcan algunos de los grupos de aves presentes; así como los problemas inherentes a las características biológicas de las especies involucradas y los estadísticos empleados (Hames et al. 2001; Wade et al. 2003; Hockey y Curtis 2008).

Otros autores, han empleado diversas herramientas, como las asociaciones de los animales al hábitat (Knick y Rottenberry 2000); biogeográficas, particularmente para el país, destacan los trabajos realizados con aves de Alvarez y Morrone (2004) y García y Navarro (2004) y Peterson et al. (2006). Por lo anterior, diversos autores han tratado de desarrollar modelos basados en varios atributos de las poblaciones de aves individualmente o por subgrupos con determinados atributos (i.e.-tipo y localización del nido) para evaluar las prioridades de conservación de los ecosistemas y de la flora y fauna (Canteburry et al. 2001; Petit y Petit 2003).

De los atributos usados más frecuentemente son: la presencia de endemismos y de especies raras, el grado de especialización en el uso del hábitat y su densidad

(Rabinowitz 1981; Rabinowitz y Dillon 1986; Samu et al. 2008). Algunos autores, proponen que para mejorar la eficiencia en la evaluación, se deben considerar varios niveles en los atributos de las poblaciones: aquellos que afectan a nivel local, a nivel regional y los que determinan la rareza de la especie, como son la abundancia, el tipo de selección del hábitat y persistencia a una escala local (Fornasari et al. 1999; Regan et al. 2007), y a escalas diferentes de espacio y tiempo (Wiens et al. 2008).

El estado de Nayarit, forma parte de una de las zonas de endemismo de aves en México, que abarca desde el norte de Sonora hasta el norte de Nayarit y Jalisco (García Trejo y Navarro 2004). En el estado se tiene representado alrededor del 27% del total de especies de vertebrados terrestres en México y para la Sierra de San Juan, el 51.49% de estas especies (Babb et al. 1999). La Sierra de San Juan, es un área que tanto por su localización, cercana a la ciudad de Tepic y 30 km de distancia del mar; por su situación biogeográfica y fisiográfica, como por su complejidad topográfica, diversidad en ecosistemas, en flora y fauna y endemismos, representa un área relevante para la conservación de los ecosistemas y de las aves, de esta serranía y de la porción occidental del estado. Y aún cuando las porciones arriba de los 980 msnm se encuentran protegidas a nivel estatal (desde 1987), se requiere profundizar en la valoración de sus porciones bajas, debido a que cada día existen más presiones para cambiar el uso del suelo para diversas actividades, como la minería y cultivos, entre otros. Por lo anterior, es urgente identificar algunas prioridades de manejo y conservación a lo largo de todo el gradiente que presenta esta serranía, de tal forma que se pueda mantener toda la integridad de la biodiversidad.

Con la finalidad de mejorar la evaluación de la comunidad aviaria y de los hábitats, presentes en la Sierra de San Juan, se pretende aplicar un método por puntajes que incluye varios criterios poblacionales: generales, regionales y locales, para determinar el grado de sensibilidad o de rareza-vulnerabilidad, de cada una de las especies y usar estos valores en la obtención de un índice que refleje el valor de conservación de las aves por hábitat, de tal manera, que este nos permita el análisis y la confrontación de algunas prioridades en la conservación de las aves, por especie y por cada uno de los distintos ecosistemas presentes en la Sierra de San Juan. Con ello se pretende determinar la importancia de la zona como un área prioritaria para la conservación de los ecosistemas y las aves de la porción occidental del estado.

MÉTODOS

La riqueza, abundancia y diversidad de aves en la Sierra de San Juan, se obtuvo a través de censos realizados en transectos lineales (de 800 a 1,000 m x 50 m; de tres a cinco por sitio y salida) realizados de 1993 a 1999 (cubriendo de seis a ocho meses por año/sitio) en un gradiente altitudinal de la Sierra de San Juan, que abarca el área de cafetales de sombra (650-1000 msnm) como el área boscosa y protegida a nivel estatal (1,100-2,000 msnm) que incluye desde el bosque de pino-encino, mesófilo, encinares y vegetación secundaria. Por otra parte, con la finalidad de completar y actualizar el listado para el occidente de Nayarit y para verificar en campo los tipos de vegetación, a lo largo del período de estudio, se realizaron diversas observaciones y algunos censos avifaunísticos en transectos lineales (de cuatro a cinco meses por año/localidad) en otros sitios de los alrededores de la sierra y del occidente de Nayarit (Jalcocotán, Palapita, Las Varas, Platanitos, Punta Estero, San Blas, Tepic, Jalisco y Compostela).

Para la cuantificación del Índice del valor Ornitológico (IVO) por cada una de las 201 especies registradas en la sierra, se consideraron algunos criterios propuestos por (Rabinowitz 1981; Rabinowitz y Dillon 1986; Fornasari *et al.* 1999; Panjabi *et al.* 2005), considerando diversos atributos tanto de rareza-sensibilidad, como poblacionales. A nivel general, se usó la de distribución total de la especie, que se obtuvo por consulta bibliográfica (Peterson y Chalif 1989; Howell y Webb 1995; Escalante 1984 y 1988). A nivel regional, se tomaron en cuenta la concentración de la especie y la selección del hábitat. Siendo la concentración de la especie: el número de localidades (total 42) en las cuales está registrada la especie para el occidente del estado. El otro criterio regional, la selección del hábitat, se refiere al número de tipos de vegetación reportada (total 7) en esas localidades. Para ambos, se tomaron tanto los datos reportados por Escalante (1988) y los recabados en este estudio (Cuadro 1).

Para la Sierra de San Juan, con los datos de los censos realizados, se estimó el atributo de la abundancia y su porcentaje de cambio interanual por especie de acuerdo a (Sauer *et al.* 1996) siendo esta: la abundancia promedio de cada especie por año, entre la suma de las abundancias entre años consecutivos de 1993 a 1999(A1-A2).

La suma de cada uno de estos atributos, corresponde al Índice del valor Ornitológico (IVO) de la especie; de tal forma que el puntaje máximo esperado era de 15 puntos, considerado éste como el de una especie muy rara y altamente sensible u vulnerable (Cuadro 1).

Cuadro 1. Atributos considerados y puntajes para obtener el índice del valor ornitológico de las 201 especies de la Sierra de San Juan, Nay. Y los considerados para el Índice del valor de conservación de las aves por hábitat y cota altitudinal.

ÍNDICE DEL VALOR ORNITOLÓGICO (IVO)		
Nivel General	Valor	Criterios
1.-Distribución	0	Amplia. - su distribución abarca otros países
	1	Cuasiendémico. -Principalmente en el país, pero abarca un poco más.
	2	Endémico. -distribución circunscrita a México
	3	Endémico restringido. -En una región (al oeste o zonas elevadas)
Nivel Regional		
2.- Concentración de la especie	0	Muy común. -Presente en más de 20% de las localidades.
	1	Común. -Se encuentra entre el 11 al 20% de las localidades
	2	Raro. -entre el 6 al 10% de las localidades.
	3	Muy Raro. se registra entre 1 al 5% de las localidades.
3.-Selección del Habitat	0	Generalista, presente en una gran variedad de hábitats.
	2	Semi restringido, presente em 2 hábitats.
	3	Restringido a un solo habitat
Nivel Local		
% de cambio en abundancia inter-Anual en 6 años	0	Positivo, alto. -% de cambio interanual total mayor al 15%
	1	Positivo, medio. -% cambio interanual entre el 3% al 14.99%
	2	Positivo bajo. -% cambio interanual entre el 2.9% al 0.75%
	3	Positivo, sin cambios. -% cambio entre el 0.74% al 0.10%
	4	Negativo, casi sin cambios. -% cambio entre el 0 al -0.75%
	5	Negativo bajo. -% cambio interanual entre -0.76% al -2.5%
6	Negativo,alto. - valores de cambio por debajo del -2.6%	
VRV Máximo	15	Especie endémica restringida; Muy Rara; usa un solo hábitat en Nayarit y con valore de cambio en la abundancia negativo y alto.
ÍNDICE DE VALOR DE CONSERVACIÓN DE LAS AVES POR HÁBITAT (IVCA)		
1.Total de especies Por Sitio	1	Porcentaje del total especies de la Sierra de San Juan, en cada sitio.
	2	La riqueza en el sitio representa menos del 40% del total de especies.
	3	La riqueza en el sitio representa entre el 40% y 50% La riqueza representa más del 50% del total de especies en la sierra.
2. Concentración de individuos por especie y sitio .		Porcentaje de especies con abundancias de más del 75% de los individuos registrados para toda la Sierra de San Juan, Nayarit..
	1	Menor al 5% de las especies.
	2	Entre el 5.1% y 10%
3	Mayor del 10%	
3. Especies exclusivas por Sitio		Porcentaje de especies exclusivas a cada sitio.
	1	Menor al 4% del total de especies en el sitio.
	2	Entre el 4% al 6%
3	Mayor al 6%	
4.Especies muy raras y Vulnerables por Sitio		Porcentaje de especies con VRVde 10 a 13 por sitio.
	1	Menor al 5% del total de especies por sitio.
	2	Entre el 5% y el 7.5%.
	3	Entre el 7.5% al 10%
4	Mayor al 10%.	
% Cambio total en la abundancia interanual por sitio.		Porcentaje de cambio interanual en la abundancia total por sitio.
	1	% Cambio menor al 60%.
	2	% Cambio entre el 60 al 75%
	3	% Cambio mayor al 75%
IVCA máximo	16	Sitio con una elevada representatividad de especies, con un elevado porcentaje de individuos por especies y de especies exclusivas, con cambio interanuales en la abundancia significativos.

Se analiza el índice de valor ornitológico (IVO) con otros atributos, como son el tipo de nido (abierto, en cavidad, localizado en las partes bajas, medias o en el dosel); por estatus de permanencia (residente, migratorio); su relación con la persistencia y cambio interanual en la abundancia; la presencia o no en el área boscosa versus cafetales y a nivel de familia.

Considerando la riqueza de especies y otros atributos que explican las diferencias entre sitios (Sarkar y Margules 2002) y siguiendo las recomendaciones de Thiollay (1997); Fornasari et al. (1999); Canteburry et al. (2000) y Smith et al. (2003); una vez determinado el índice del valor ornitológico por especie y como una medida directa del estatus o distinción de la comunidad aviaria, se realizó la cuantificación por puntajes del Índice del valor de conservación de las aves (IVCA) por hábitat y por cotas altitudinales.

Para la obtención de este índice, se tomaron en cuenta los siguientes atributos por cada uno de las ocho cotas altitudinales analizadas en la sierra: la proporción del total de especies presentes por sitio (valores de 1 a 3); la proporción en el número de aves cuyas abundancias corresponden a más del 75% de los individuos por cota u hábitat (1 a 3), el número de especies exclusivas (1 a 3); el de las especies muy raras y vulnerables (1 a 4) y el porcentaje del cambio total interanual en la abundancia por sitio (1 a 3). La suma de cada uno de estos rubros da un puntaje máximo esperado de 16.

El índice anterior (IVCA), se comparó con el índice de fragilidad en la pérdida de la vegetación (IVF) en la sierra, reportado por Bojórquez et al. (2002), el cual incluye la composición, cobertura de la vegetación y tipo de actividad que en ellos se realiza; siendo este: muy baja (1), baja (2) y moderada (3), alta (4) y muy alta (5). Finalmente ambos índices se sumaron, para obtener el Índice total de conservación del hábitat (IVCH), cuyo puntaje máximo esperado sería de 21, correspondiendo este a un sitio altamente frágil, con un elevado número de especies de aves raras y muy sensibles.

RESULTADOS

El puntaje máximo obtenido en el Índice del Valor Ornitológico (IVO) en las 201 especies fue de 13, por lo que para facilitar su análisis, se dividió a las especies en cuatro grupos: 1). Especies con valores de 10 a 13 consideradas como raras y muy vulnerables; 2) Especies con valores de 6 a 9, raras y moderadamente vulnerables; 3). especies con valores de 5 a 2, no raras y comunes y 4). Especies con valores de 1 a 0, como especies muy comunes.

Cuadro 2. Número de especies por grupo de valores del índice de Valor Ornitológico (IVO), por grado de permanencia; por cota altitudinal y vegetación en la Sierra de San Juan, Nayarit.

Sitio/ msnm		Número de Especies por Índice de Valor Ornitológico (IVO)				% Total de Especies
Altura	Vegetación	13 A 10	9 a 6	5 a 2	1 a 0	
C 2020-1800	Pino	10		52	10	53.73
R 1350-1800	Encino	14	41	63	9	63.18
E 1200-1350	Veg. Secundaria	3	20	40	7	34.82
M 1200-1050	B. Mesófilo	6	26	53	7	45.77
S 1000-980	Plantaciones	7	18	59	13	48.25
B 950-900	Plantaciones	2	16	58	13	44.27
A 900-800	Plantaciones	4	13	53	14	41.78
T 750-650	Plantaciones	12	36	68	14	64.6
Endémicas		7	14	18	3	20.89
Residentes		5	28	51	12	47.77
Migratorias + mig. Parciales		10	26	22	3	31.34
Total especies		22	68	93	18	100
% Cambio interanual en la abundancia		-52.5%	-13.6%	8.7%	9.2%	

Del total de especies, el 44.77% de estas se consideran especies raras y de muy a moderadamente vulnerables (IVO, con valores de 13 a 6) destacando que el 52% de las endémicas registraron valores superiores a los 6 puntos y las migratorias de largas distancias representan el 43.44% del total de este grupo; en el cual el 51% son aves de hábitos insectívoros. En ambas categorías, se registra un porcentaje de cambio interanual en la abundancia negativo en las especies que las conforman, siendo más elevado en aquellas muy raras y vulnerables (Cuadro 2). El 3.22% de las especies migratorias, presentaron valores de 5 a 2 y ninguna con valores de 1 a 0 (Figura 1).

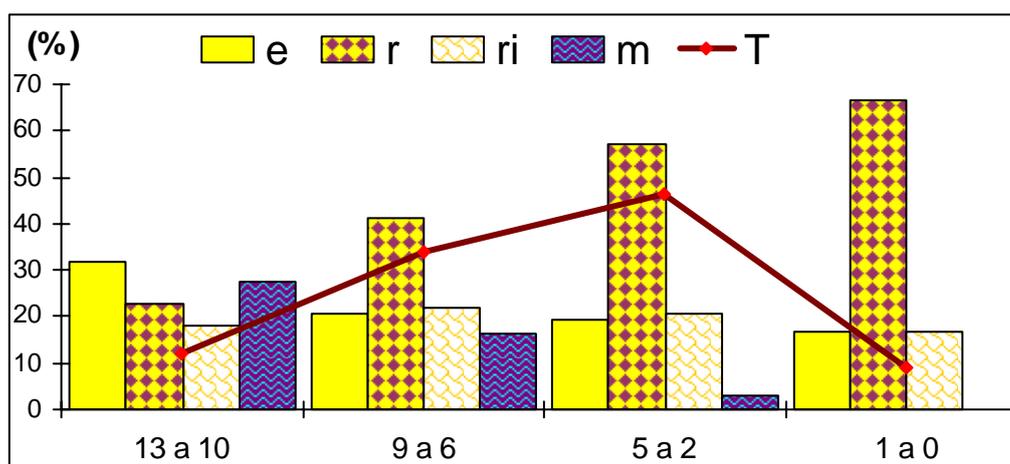


Figura 1. Porcentaje de especies endémicas (e); residentes (r); residentes con individuos migratorios (ri) y migratorias (m), por categoría del Índice de Valor Ornitológico.

Resalta que es en las cotas por arriba de los 1,350 msnm, donde se encuentran más del 45% de las especies con IVO, entre 13 y 10; así como en la cota más baja

correspondiente a plantaciones (T). De las especies con valores de (5 a 0) es en las cotas correspondientes a plantaciones donde se registra un mayor número de ellas.

Se registran correlaciones negativas, entre el valor ornitológico (IVO) y el número de sitios en la cual se registró la especie ($Cr = -0.425$, $n=201$, $P < 0.05$); así como entre el IVO y la abundancia de las especies ($Cr = -0.327$, $n=201$; $P < 0.05$).

De las especies cuyos valores IVO se encuentran en el rango de 10 a 13, destacan las endémicas, como *Lepidoclaptes leucogaster* (13), *Atlapetes pileatus* (11), *Ortalis poliocephala* (11), *Forpus cyanopygius* (10) y *Empidonax fulvifrons* (12). Tendencia opuesta es para las residentes, representando estas, menos del 25% en la categoría de 13 a 10 y más del 60% en la categoría de 1 a 0.

Para toda la comunidad aviaria, el promedio del Índice de valor Ornitológico (IVO) fué de 5.413, al analizar éste con el promedio del valor por familia, resalta que no existe una relación entre el número de especies por familia y su valor IVO promedio, de tal forma que el 46.2% de las familias de aves, presentaron IVO promedios por arriba del promedio total, entre ellas: Accipitridae, Apodidae, Odontophoridae y Vireonidae, con valores de rareza superior a 8 y Momotidae, Ptilonotidae y Cathartidae, como las familias cuyos Índices de valor ornitológico fueron los más bajos (2).

El Índice de valor Ornitológico (IVO) entre cada uno de los géneros y las especies por familia es muy variable. Así, entre los Picidae, se registra que la especie más vulnerable y sensible es *Sphyrapicus thyroideus* (IVO=13), cuyas poblaciones en toda su área de distribución han disminuido; a diferencia de *S. nuchalis* (IVO=9) especie en la cual no ha registrado ni aumentos, ni disminuciones en toda su área de distribución en más de 15 años. *Melanerpes aurifrons*, obtuvo un puntaje de IVO de 9; a diferencia de *M. chrysogenys* (IVO=5).

De los Falconiformes, destaca *Buteo lineatus* (IVO= 12), como la especie más rara y vulnerable; siguiendo en orden de importancia: *Herpetohteres cachinnans* y *Falco columbarius* , (ambos con IVO= 7); *Asturina nitida*, *Buteogallus anthracinu*, *Buteo jamaicensis* (IVO=6) y la rapaz que obtuvo el puntaje más bajo, *Falco peregrinus* (IVO= 2).

Cuadro 3. Puntuación obtenida de los atributos generales y regionales (GR); los locales (%C = porcentaje de cambio interanual en la abundancia) y su suma, para obtener el Índice del Valor Ornitológico (IVO) por especie de ave registrada en la Sierra de San Juan, Nayarit.

Especie	GR	%C	IVO	Especie	GR	%C	IVO
<i>Sphyrapicus thyroideus</i>	7	6	13	<i>Icterus bullockii</i>	7	1	8
<i>Lepidocolaptes leucogaster</i>	8	5	13	<i>Piranga erythrocephala</i>	8	0	8
<i>Myioborus pictus</i>	9	4	13	<i>Herpetoteres cachinnans</i>	1	6	7
<i>Buteo lineatus</i>	6	6	12	<i>Glaucidium palmarum</i>	1	6	7
<i>Empidonax wrightii</i>	6	6	12	<i>Archilochus alexandri</i>	1	6	7
<i>Empidonax fulvifrons</i>	6	6	12	<i>Piranga flava</i>	1	6	7
<i>Vireo philadelphicus</i>	6	6	12	<i>Vireo huttoni</i>	2	5	7
<i>Helminthos vermivorus</i>	6	6	12	<i>Catharus guttatus</i>	2	5	7
<i>Oporornis philadelphia</i>	6	6	12	<i>Dendroica occidentalis</i>	2	5	7
<i>Corvus sinaloae</i>	5	6	11	<i>Pheucticus chrysopleplus</i>	2	5	7
<i>Atlapetes pileatus</i>	5	6	11	<i>Caprimulgus vociferus</i>	3	4	7
<i>Pipilo erythrophthalmus</i>	5	6	11	<i>Trogon mexicanus</i>	3	4	7
<i>Vireo vicinior</i>	6	5	11	<i>Thryothorus Sinaloa</i>	3	4	7
<i>Ortalis poliocephala</i>	7	4	11	<i>Cardellina rubrifrons</i>	3	4	7
<i>Coccyzus minor</i>	4	6	10	<i>Melospiza kieneri</i>	3	4	7
<i>Euphonia affinis</i>	4	6	10	<i>Passerina ciris</i>	3	4	7
<i>Carduelis notata</i>	4	6	10	<i>Icterus spurius</i>	3	4	7
<i>Empidonax oberholseri</i>	5	5	10	<i>Vireo bellii</i>	4	3	7
<i>Progne chalybea</i>	5	5	10	<i>Falco columbarius</i>	5	2	7
<i>Colibrí thalassinus</i>	6	4	10	<i>Empidonax albigularis</i>	5	2	7
<i>Forpus cyanopygius</i>	7	3	10	<i>Sayornis nigricans</i>	6	1	7
<i>Streptoprocne semicollaris</i>	9	1	10	<i>Calocitt colliei</i>	6	1	7
<i>Attila spadiceus</i>	3	6	9	<i>Pyrocephalus rubinus</i>	0	6	6
<i>Ridgwayia pinicola</i>	3	6	9	<i>Stelgidopteryx serripennis</i>	0	6	6
<i>Empidonax minimus</i>	4	5	9	<i>Myioborus miniatus</i>	0	6	6
<i>Rhodinocichla rosea</i>	4	5	9	<i>Tyrannus vociferans</i>	1	5	6
<i>Glaucidium gnoma</i>	5	4	9	<i>Sialia sialis</i>	1	5	6
<i>Melanerpes aurifrons</i>	5	4	9	<i>Turdus migratorius</i>	1	5	6
<i>Picoides arizonae</i>	5	4	9	<i>Seiurus noveboracensis</i>	1	5	6
<i>Pachyramphus major</i>	5	4	9	<i>Euthlypis lachrymosa</i>	1	5	6
<i>Junco phaeonotus</i>	5	4	9	<i>Loxia curvirostra</i>	1	5	6
<i>Sphyrapicus nuchalis</i>	6	3	9	<i>Asturina nitida</i>	2	4	6
<i>Vireo flavoviridis</i>	6	3	9	<i>Buteogallus anthracinus</i>	2	4	6
<i>Oporornis formosus</i>	6	3	9	<i>Caprimulgus ridgwayi</i>	2	4	6
<i>Cardinalis cardinalis</i>	6	3	9	<i>Dendroica magnolia</i>	2	4	6
<i>Callipepla douglasii</i>	7	2	9	<i>Basileuterus rufifrons</i>	2	4	6
<i>Veniliornis fumigatus</i>	2	6	8	<i>Tyrannus melancholicus</i>	3	3	6
<i>Geococcyx velox</i>	4	4	8	<i>Atthis heloisa</i>	4	2	6
<i>Myiarchus cinerascens</i>	4	4	8	<i>Regulus calendula</i>	4	2	6
<i>Pipilo fuscus</i>	4	4	8	<i>Piranga olivacea</i>	4	2	6
<i>Archilochus colubris</i>	5	3	8	<i>Buteo jamaicensis</i>	5	1	6
<i>Tyrannus verticalis</i>	5	3	8	<i>Melospiza lincolni</i>	6	0	6
<i>Catharus frantzii</i>	5	6	8	<i>Falco sparverius</i>	0	5	5
<i>Ortalis wagleri</i>	6	2	8	<i>Contopus sordidulus</i>	0	5	5
<i>Sayornis phoebe</i>	6	2	8	<i>Empidonax difficilis</i>	0	5	5
<i>Dumetella carolinensis</i>	6	2	8	<i>Vireo gilvus</i>	0	5	5
<i>Bombcilla cedrorum</i>	6	2	8	<i>Dendroica townsendi</i>	0	5	5
<i>Carduelis pinus</i>	6	2	8	<i>Mniotilta varia</i>	0	5	5
<i>Icterus galbula</i>	0	5	5	<i>Sialia mexicana</i>	1	2	3

Especie	GR	%C	IVO	Especie	GR	%C	IVO
<i>Accipiter striatus</i>	1	4	5	<i>Myadestes occidentalis</i>	1	2	3
<i>Piaya cayana</i>	1	4	5	<i>Catharus aurantirostris</i>	1	2	3
<i>Helimaster constantii</i>	1	4	5	<i>Turdus assimilis</i>	1	2	3
<i>Colaptes auratus cafer</i>	1	4	5	<i>Mimus polyglottos</i>	1	2	3
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	1	4	5	<i>Setophaga ruticilla</i>	1	2	3
<i>Seiurus aurocapilla</i>	1	4	5	<i>Aimophila ruficeps</i>	1	2	3
<i>Spizella passerina</i>	1	4	5	<i>Aimophila rufescens</i>	1	2	3
<i>Icterus wagleri</i>	1	4	5	<i>Melanotis caerulescens</i>	2	1	3
<i>Phaethornis superciliosus</i>	3	2	5	<i>Euphonia elegantissima</i>	2	1	3
<i>Melanerpes chrysogenys</i>	3	2	5	<i>Campylorhynchus gularis</i>	3	0	3
<i>Deltarhynchus flammulatus</i>	4	1	5	<i>Oporornis tolmiei</i>	3	0	3
<i>Calocitta formosa</i>	3	2	5	<i>Zenaida asiatica</i>	0	2	2
<i>Turdus rufopalliatu</i>	3	2	5	<i>Columbina inca</i>	0	2	2
<i>Carduelis psaltria</i>	3	2	5	<i>Amazilia rutila</i>	0	2	2
<i>Molothrus ater</i>	5	0	5	<i>Trogon elegans</i>	0	2	2
<i>Coragyps atratus</i>	0	4	4	<i>Momotus mexicanus</i>	0	2	2
<i>Cathartes aura</i>	0	4	4	<i>Xiphorhynchus flavigaster</i>	0	2	2
<i>Geotrygon montana</i>	0	4	4	<i>Mitrephanes phaeocercus</i>	0	2	2
<i>Aratinga canicularis</i>	0	4	4	<i>Pitangus sulphuratus</i>	0	2	2
<i>Lampornis clemenciae</i>	0	4	4	<i>Myiozetetes similis</i>	0	2	2
<i>Melanerpes formicivorus</i>	0	4	4	<i>Hirundo rustica</i>	0	2	2
<i>Picoides scalaris</i>	0	4	4	<i>Ptilogonys cinereus</i>	0	2	2
<i>Camptostoma imberbe</i>	0	4	4	<i>Vermivora celata</i>	0	2	2
<i>Contopus pertinax</i>	0	4	4	<i>Dendroica coronata</i>	0	2	2
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	0	4	4	<i>Sporophila torqueola</i>	0	2	2
<i>Cyanocorax yncas</i>	0	4	4	<i>Saltator coerulescens</i>	0	2	2
<i>Corvus corax</i>	0	4	4	<i>Molothrus aeneus</i>	0	2	2
<i>Poliophtila caerulea</i>	0	4	4	<i>Penelope purpurascens</i>	1	1	2
<i>Catharus ustulatus</i>	0	4	4	<i>Falco peregrinus</i>	1	1	2
<i>Vermivora ruficapilla</i>	0	4	4	<i>Amazilia beryllina</i>	1	1	2
<i>Dendroica petechia</i>	0	4	4	<i>Dryocopus lineatus</i>	1	1	2
<i>Dendroica nigrescens</i>	0	4	4	<i>Aimophila ruficauda</i>	1	1	2
<i>Dendroica graciae</i>	0	4	4	<i>Passerina caerulea</i>	1	1	2
<i>Wilsonia pusilla</i>	0	4	4	<i>Carpodacus mexicanus</i>	1	1	2
<i>Empidonax affinis</i>	2	2	4	<i>Columbina passerina</i>	0	1	1
<i>Parula superciliosa</i>	2	2	4	<i>Leptotila verreauxi</i>	0	1	1
<i>Spizella pallida</i>	2	2	4	<i>Cyananthus latirostris</i>	0	1	1
<i>Thalurania ridgw ayi</i>	3	1	4	<i>Hylocharis leucotis</i>	0	1	1
<i>Amazilia violiceps</i>	3	1	4	<i>Eugenes fulgens</i>	0	1	1
<i>Piculus auricularis</i>	3	1	4	<i>Campephilus guatemalensis</i>	0	1	1
<i>Myiodinastes luteiventris</i>	3	1	4	<i>Myiarchus tuberculifer</i>	0	1	1
<i>Thryothorus felix</i>	3	1	4	<i>Pachyramphus aglaiae</i>	0	1	1
<i>Catharus occidentalis</i>	4	0	4	<i>Ergaticus ruber</i>	0	1	1
<i>Troglodytes aedon</i>	4	4	4	<i>Quiscalus mexicanus</i>	0	1	1
<i>Glaucidium brasiliamun</i>	0	3	3	<i>Icterus cucullatus</i>	0	1	1
<i>Habia rubica</i>	0	3	3	<i>Icterus pustulatus</i>	0	1	1
<i>Chlorostilbon canivetii</i>	1	2	3	<i>Basileuterus culicivorus</i>	1	0	1
<i>Stellula calliope</i>	1	2	3	<i>Piranga rubra</i>	1	0	1
<i>Selasphorus platycercus</i>	1	2	3	<i>Piranga ludoviciana</i>	1	0	1
<i>Tityra semifasciata</i>	1	2	3	<i>Megarynchus pitangua</i>	0	0	0
<i>Cerita americana</i>	1	2	3	<i>Piranga bidentata</i>	0	0	0
				<i>Passerina versicolor</i>	0	0	0

Por grupo alimentario, resalta que el 59.09% de las especies frugívoras y el 66.67% de las rapaces diurnas y nocturnas, se registran como especies raras y de muy a moderadamente vulnerables (IVO=13 a 6). Analizando el Índice del valor Ornitológico con el tipo y altura del nido, se registra que más del 54% de las especies con valores de 13 a 6, construyen nidos abiertos y más del 22% de ellas, los colocan en lugares bajos. El 54% de las especies muy raras y sensibles anidan en el dosel y ninguna especie con IVO entre 1 y 0 anida en cavidades. El valor promedio del IVO entre las especies con nido abierto, fue de 8.6; el de aquellas que anidan en cavidades fue de 5.92 y de 5.13 en especies que anidan a alturas medias (Figura 2).

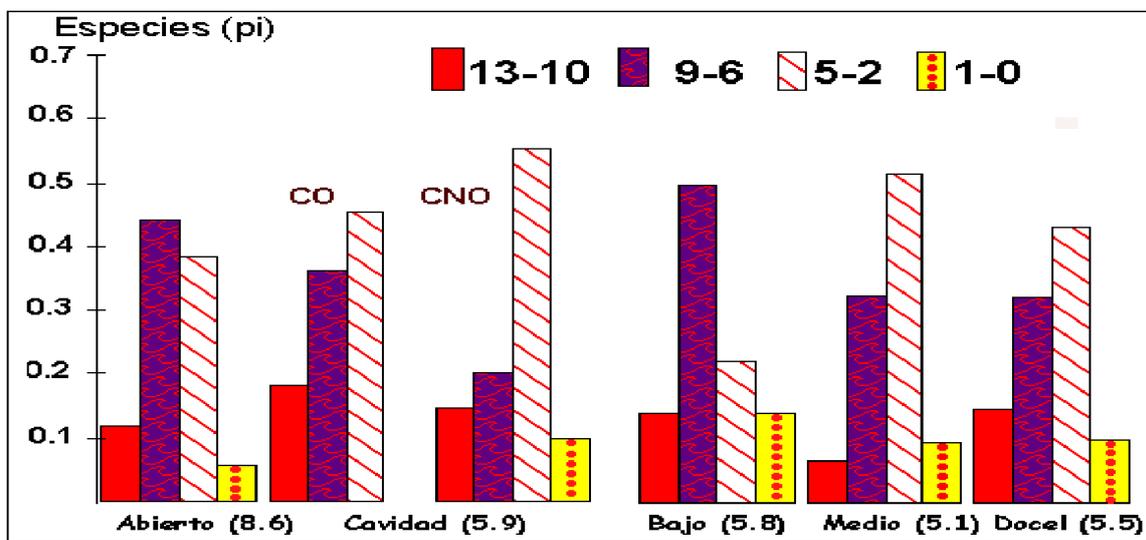


Figura 2. Proporción de especies (pi) por categoría del índice de valor ornitológico (IVO) con nidos abiertos, en cavidades (especies que anidan obligatoriamente en ellas (CO) y otras que pueden anidar o no, en cavidades (CNO) y altura del nido. Entre paréntesis el promedio de IVO por tipo y altura del nido.

El número de especies raras y muy vulnerables, se relaciona positivamente con el total de especies por sitio ($Cr= 0.833$, $P < 0.05$, $n=8$) y con la altitud ($Cr= 0.7048$, $P < 0.05$, $n=8$). La distribución de especies con IVO de 2 a 5, se comporta inversamente a la altitud ($Cr= -0.704$, $n=8$, $P < 0.05$) y con la riqueza por sitio de los otros grupos de rareza: con valores de 6 a 9 ($Cr= -0.94$, $P < 0.05$); con el grupo de 10 a 13 ($Cr= -0.833$, $P < 0.05$) (Figura 3).

Al analizar el comportamiento por categoría del valor ornitológico (IVO) con el porcentaje de cambio interanual en la abundancia y uso de hábitat, destaca que es en el área boscosa y protegida donde se registra que el 40% de las especies con valores del IVO de 13 a 10 y el 29.4% de las especies con IVO de 9 a 6, presentaron cambios interanuales negativos. A diferencia de aquellas que se encuentran en ambos medios, en

donde el 27% de las especies con IVO de 13 a 10 presentaron cambios interanuales positivos y el 22% de las de especies con IVO de 6 a 9, negativos (Figura 4).

Las especies consideradas como no raras y comunes (IVO=5 a 2) en las tres situaciones registraron especies con presentaron porcentajes de cambio en la abundancia negativos, siendo esto más marcado en aquellas especies de amplia distribución; no así en aquellas especies muy comunes (IVO de 1 a 0).

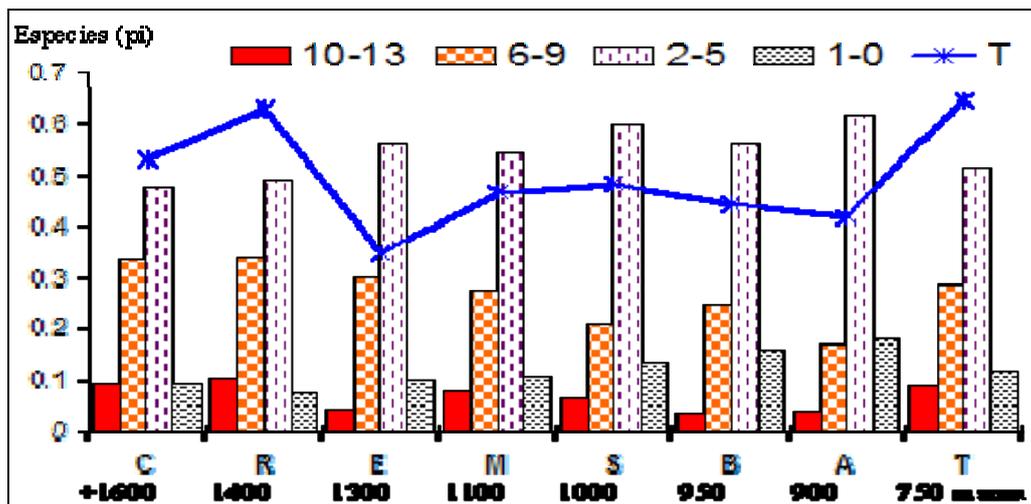


Figura 3. Proporción total de especies (T) y por categoría del valor ornitológico (IVO) por altitud, en la Sierra de San Juan, Nayarit.

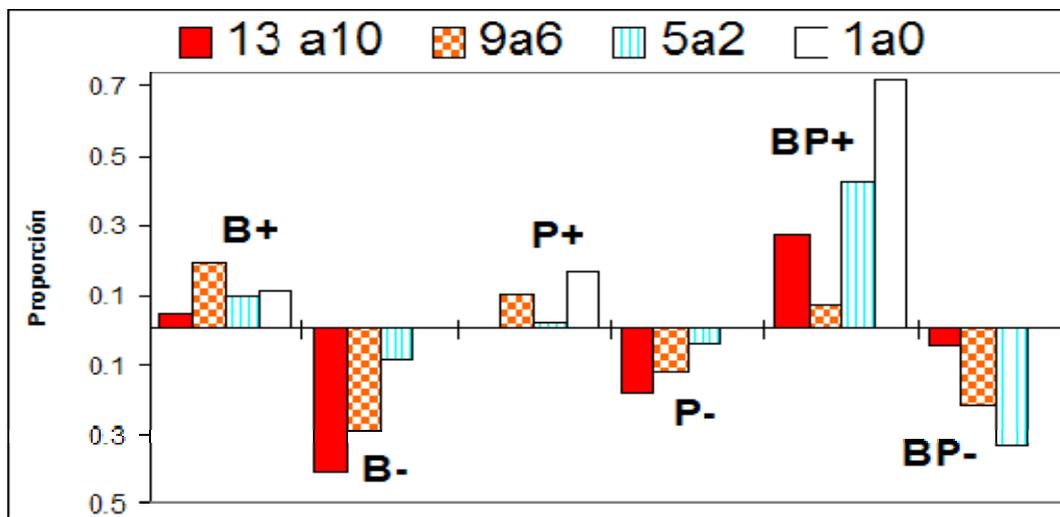


Figura 4. Proporción de especies por categoría del IVO, con porcentajes de cambio en la abundancia interanual positivos (+) o negativos (-); de las exclusivas al bosque (B); exclusivas a las plantaciones (P) y presentes en ambos medios (BP).

Los valores del índice de conservación para las aves (IVCA) por cota altitudinal y hábitat, destaca que el mayor puntaje obtenido fué de 16, en las cotas de encinares (1350 a 1800 msnm) en donde se registró una elevada riqueza avifaunística y en este medio se presentan más del 50% de las especies muy raras y vulnerables (Cuadro 4).

Caso similar es el de las cotas de pinares (IVCA=13); en el mesófilo, aún cuando su riqueza no es tan elevada, en él se encuentra un porcentaje elevado de especies exclusivas, por lo que el porcentaje de especies cuyas abundancias representan en este medio más del 75% de los individuos es elevado, lo opuesto se registra en la cota más baja de plantaciones (650 msnm) pero esta contiene un elevado número de especies, por lo que en estos dos medios, se obtuvo un IVCA de 12.

De las cotas por debajo del área protegida (1,000 msnm) en las plantaciones, a excepción de la más baja (750 a 650 msnm), se obtuvieron valores de conservación avifaunísticos (IVCA) menores de 10 y es en la vegetación secundaria (1,200 a 1,350 msnm) en el área protegida, donde se obtuvo el valor más bajo (IVCA=5).

Cuadro 4. Puntajes obtenidos por altitud y tipo de vegetación e índices del valor de conservación de las aves (IVCA), por vegetación y total. Atributos: 1. Riqueza total (especies sitio/ total de especies); 2. Número de especies por sitio cuya abundancia es más del 75% de los individuos/sp.; 3. Porcentaje de especies exclusivas; 4. Número de especies muy raras y vulnerables (13 a 10) y 5. Porcentaje del cambio interanual en la abundancia total de especies por sitio. Valor de conservación de aves (suma I a 5). Valor de conservación por fragilidad de pérdida de vegetación (IVF) (Tomada de Bojórquez et al. 2002.) y Valor total de conservación (IVC), suma de IVCA e IVF.

Altitud (msnm)	750 a 650	900 a 800	950 a 900	1000 a 980	1050 a 1200	1200 a 1350	1350 a 1800	1800 a 2020	Total
Nombre	T	A	B	S	M	E	R	C	
Tipo de Vegetación	Café/Plátano	Aguacate /café	Café/plátano	Plátano Café	Mesófilo	V. Secundaria	Encinar	Pino y encino	Puntos Máx
1.Total especies	3	2	2	2	2	1	3	3	3
2. No. Sp Abundancia 100-75%	1	2	1	1	3	1	3	3	3
3.Especies. Exclusivas	2	2	1	2	3	1	3	3	3
4.No.Sp. IVO =10-13	3	1	1	2	2	1	4	3	4
5.% Cambio abundancia	3	1	1	2	2	1	3	1	3
IVCA (Aves)	12	8	6	9	12	5	16	13	16
IVF (Vegetación)	5	4	4	3	1	3	2	2	5
IVC TOTAL	17	12	10	12	13	8	18	15	21

Al correlacionar el índice de valor de conservación de las aves (IVCA), con el índice total de conservación por sitio (IVC), se registra una alta correlación positiva, donde el promedio del valor (IVC) total fue de 13.2; para el área boscosa de 15.2 y para las plantaciones de 15.5 (Figura 5). El índice de fragilidad de la vegetación, nos indica que las cotas y tipos de vegetación más conservados, son ellos del área protegida a más

de 1000 msnm y es en ellos, donde se registran valores elevados de conservación de las aves (IVCA) y presentan valores totales de conservación (IVC) elevados.

Situación contraria sucede en la vegetación secundaria del bosque y en las plantaciones, a excepción de la plantación más baja, en la cual se obtuvo un valor de conservación total (IVC) elevado, tanto por la presencia de numerosas especies en la categoría de muy raras y vulnerables, como por ser un sitio con una alta fragilidad tanto por lo extensivo de los cultivos de café, como por la abertura de caminos que aquí se está dando, entre otros (Figura 6).

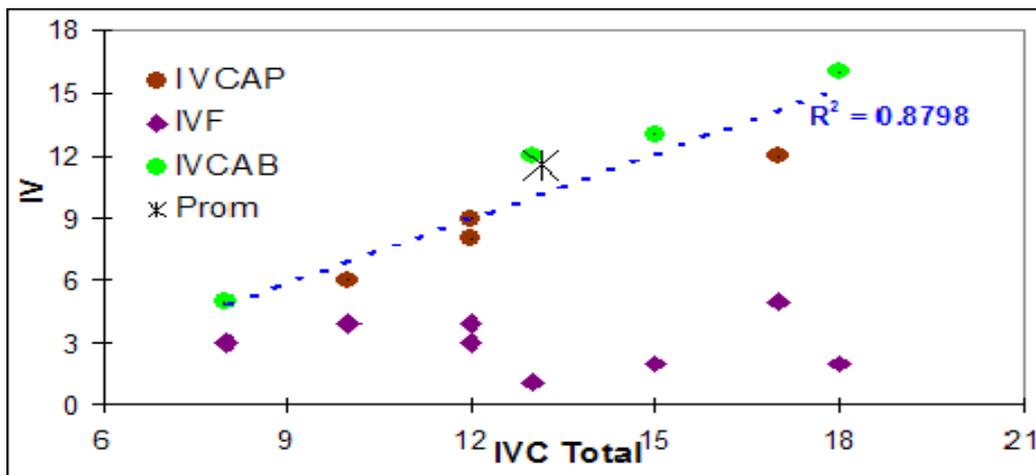


Figura 5. Valor de conservación total por sitio (IVC) versus el valor de conservación de las aves por sitio (IVC); Y * promedio en la Sierra de San Juan, Nayarit.

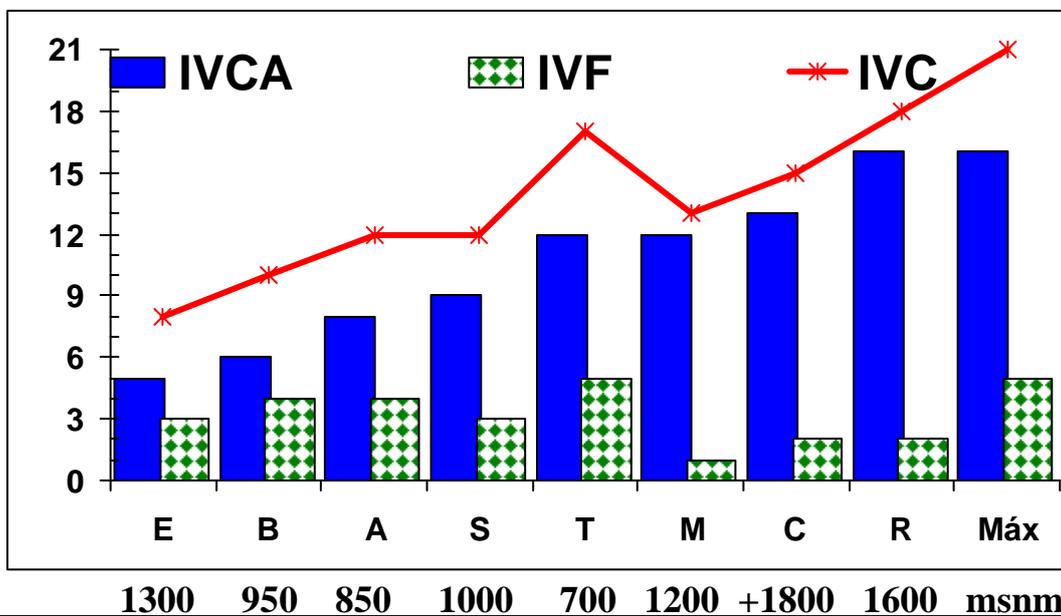


Figura 6. Priorización por cotas altitudinales de acuerdo al Índice total de conservación (IVC); por los valores obtenidos del Índice de Conservación de las aves (IVCA) y de la fragilidad de la vegetación (IVF), así como su puntaje máximo, en la Sierra de San Juan, Nayarit.

DISCUSIÓN

En la Sierra de San Juan, el 44.7% de las especies, se agruparon como especies raras, de muy a moderadamente vulnerables, predominando las endémicas (*Lepidoclaptes leucogaster*, *Atlapetes pileatus*, *Ortalis poliocephala* y *Calocitta collei*) y las migratorias de grandes distancias (*Myoborus pictus*, *Sphyrapicus thyroideus*, *Vireo gilvus*, *Empidonax fulvifrons*, *Vireo philadelphicus* y *Oporornis philadelphia*). De las aves que se distribuyen exclusivamente en Norteamérica, el 11.5% se registraron en este grupo de especies vulnerables. *Forpus cyanopygius*, *Vireo belli*, *Rhodinocicla rosea* y *Athis heloisa*, se consideran como de mayor preocupación a nivel trinacional (Berlanga et al. 2010).

En el Eje Neovolcánico, se reporta (Sánchez et al. 2005; Fuller et al. 2006) que las endémicas, son en general, las más susceptibles a tener drásticas reducciones en su nicho y por ende, las especies endémicas y raras de muy a moderadamente vulnerables registradas en la sierra, serán las que en principio se encuentren en un mayor riesgo en la sierra; así como las migratorias de grandes distancias, cuyas poblaciones a lo largo de su área de distribución, han disminuído drásticamente en las últimas décadas por la rápida desaparición de sus hábitats, como: *Myoborus pictus*, *Sphyrapicus thyroideus*, *Vireo philadelphicus*, y *Oporornis philadelphia* (Panjabi et al. 2005).

Al comparar lo obtenido con trabajos similares en otras regiones del continente (Katan 1992 y Goerk 1997), así como con el realizado en el occidente de Nayarit (Espinoza 1999), el porcentaje obtenido de especie raras y de muy a moderadamente vulnerables es elevado; considerando el área que representa la sierra (el 10% del occidente de Nayarit).

En general, las especies raras y vulnerables, tienden a hacer un uso más restringido del hábitat y altitudinal de esta sierra, presentan cambios interanuales negativos en sus abundancias y son, por ende, más sensibles a cambios producidos en el bosque (Thiollay, 1997), como es el caso de aquellas raras y vulnerables de hábitos insectívoros, situación registrada también por otros autores (Bock 1987; Gillespie 2000).

Se pudo registrar que 16 familias de aves, presentan valores de rareza promedio por arriba de 6, variando en ellas, tanto el número de especies por familia, entre 12 (Picidae), 5 (Corvidae) y 1 (Regulidae), como sus hábitos alimentarios y tamaños (Accipitridae, Psittacidae, Emberizidae). Por grupo alimentario, se registran a las

frugívoras y rapaces, como es especies raras y de muy a moderadamente vulnerables, situación similar a la reportada en otros estudios (Kattan 1992; Wrigth y Muller 2006).

Las causas de la rareza-vulnerabilidad son complejas e intervienen muy diversos factores, los cuales cada especie dependiendo del sitio, responde de manera distinta (Orme et al. 2005; Gillespie 2000), entre ellos: la distribución geográfica de las especies; el uso espacio-temporal del medio, el grado de permanencia, la historia de vida, su abundancia, su área total de distribución; si se trata con una especie cuya población se encuentra en la periferia o es muy norteña; el grado de dependencia a determinados recursos y la talla (Kattan 1992; Fornasari et al. 1999).

Se confirma la tendencia de que las especies que construyen nidos abiertos, tienden a ser más sensibles (Cantebury et al. 2000), al igual que aquellas que los colocan en partes bajas, aún cuando en esto interviene también la cantidad de área boscosa en la matriz paisajística y el número de huevos y nidadas por año, entre otros factores (Lee et al. 2002; Brambilia y Rubolini 2009). La elevada proporción de especies raras y de muy vulnerables a vulnerables, que anidan en el dosel, o de aquellas que requieren cavidades para anidar obligatoriamente o no (15 de 32 especies, siguiendo a Monterrubio y Escalante 2006) indica en gran medida, el grado de perturbación en el área.

La relación directa entre el número total de especies por sitio y la altitud, con el número de especies raras y de muy a moderadamente vulnerables, es en parte, reflejo del área que representa cada tipo de vegetación en la sierra, pero también refleja, el efecto del disturbio en la vegetación original en la sierra y sus alrededores, producida por diversas causas (Rodewald y Yahner 2001). Lo anterior produce entre otras, una pérdida en el área de distribución del hábitat para las especies, como se ha confirmado para los córvidos endémicos en la vertiente de los estados de Sinaloa y Nayarit; así por ejemplo *Calocitta collei*, especie registrada en este estudio como rara y muy vulnerable, se calcula que ha perdido alrededor del 10 % de su área de distribución en el estado (Peterson et al. 2006).

El valor de rareza vulnerabilidad (IVO) que aquí se usó, con sus atributos generales, locales y regionales, permitió considerar éste como uno de los atributos para obtener el índice de conservación para las aves (IVCA), en el cual se incorporó las tendencias poblacionales para la priorización de las especies, ya que la abundancia no se distribuye uniformemente dentro del área total de una especie, por lo que porciones diferentes pueden tener un valor de conservación distinto (Rodríguez 2002). Por lo

anterior este trabajo confirma lo registrado por otros autores, sobre el hecho de que la obtención de valores que consideran la rareza, vulnerabilidad y abundancia de todas las especies es una medida sensible y confiable del estado ecológico y de conservación de las comunidades, lo que permite la toma de decisiones con mejores herramientas científicas (Samu et al. 2008; Trimble y Van Aarde 2010).

El valor total de conservación por cota altitudinal, incluyó el índice de fragilidad de la vegetación, que expresa el tipo de disturbio por vegetación, lo cual afecta la composición, estructura y riqueza, de la comunidad aviaria (Rodewald y Yahner 2001) y es en la cota más baja de plantaciones en donde se registró una elevada fragilidad y el mesófilo con una baja fragilidad; de tal forma que los valores más elevados del valor de conservación total, fueron tanto en los sitios boscosos, protegidos y de mayor altitud, como en la plantación en la cota altitudinal más baja, altitudes donde se registran proporciones relativamente altas de especies raras y una elevada riqueza, situación que coincide con la descripción de sitios amenazados o “hot spots” en los cuales se reconoce que son eficientes en capturar una alta proporción de endémicas, raras y de la riqueza total (Orme et al. 2005).

Los índices de fragilidad en la vegetación secundaria en el área protegida; así como los otros tres sitios de plantaciones, fueron de moderados a altos; sin embargo, presentaron valores de conservación de las aves y totales, bajos. Caracterizándose estos sitios, por la ausencia de especies muy restringidas y la presencia de elementos avifaunísticos, tanto del bosque como de áreas abiertas, resultado reportado por otros autores (Tejeda-Cruz y Sutherland 2004; Komar 2006). Lo anterior indica que estos funcionan como ecotonos o zonas de transición entre el bosque natural y otros tipos de vegetación alterada, por lo que su valor de conservación de aves y total, puede verse influenciado por ello; así como por el tipo y altura de árboles de sombra del café, lo que asegura la presencia de aves forrajeando en ellos (Carlo et al. 2004).

Aún cuando el mesófilo obtuvo un valor de conservación total de 12, se considera que éste deberá dársele prioridad, dado que es un tipo de vegetación con elevados endemismos y relcitos, cuya área en todo México, se ha reducido drásticamente en los últimos años (Cayuela y Rey 2006) y a que se reconoce que las áreas con poco o nada de cambio en el uso del suelo para actividades agrícolas, deben de ser prioritarias en la conservación (Vanderel et al. 2007; Vargas-Rodríguez et al. 2010).

Este enfoque semicuantitativo, basado en la acumulación de datos que permitieron obtener la rareza-vulnerabilidad y sensibilidad de las especies permitió identificar algunos problemas reales en la conservación de las aves y de los hábitats presentes en la Sierra de San Juan; entre ellos, la cota más baja de plantaciones y no protegida; así como el mesófilo y las zonas de pinos y encinares, con sus respectivas asociaciones. En estos sitios es donde se debe dar prioridad a su manejo y conservación en la sierra y más si se considera que esta pequeña reserva forestal no opera aisladamente de la matriz pasajística de los alrededores (occidente de Nayarit) en donde estos tipos de vegetación, además de encontrarse muy fragmentados, principalmente por la agricultura extensiva, representan tan solo el 12.8% de la superficie del área, requiriéndose en ellos de planes de manejo para asegurar la protección a largo plazo de la biodiversidad de la región.

LITERATURA CITADA

- ALVAREZ M. Y J. MORRONE. 2004. Propuesta de áreas para la conservación de aves en México, empleando herramientas panbio-geográficas e índices de complementaridad. *Interciencia* 29(3):112-120.
- BABB, S.K., L. MORA, A.M. CALZADA Y I. ESPINOSA. 1999. La fauna silvestre de la Reserva Ecológica de la Sierra de San Juan, Nayarit y su área de influencia hacia la costa. **Memorias Tercera Reunión de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Nayarit.** CONACYT, México: 30-31 p.
- BERLANGA, H., J.A. KENNEDY, T.D. RICH, M.C. ARIZMENDI, C.J. BEARDMORE, P.J. BLANCHER, G.S. BUTCHER, A.R. COUTURIER, A.A. DAYER, D.W. DEMAREST, W.E. EASTON, M. GUSTAFSON, E. ÑIGO-ELIAS, F.A. KREBS, P. PANJABI, V. RODRÍGUEZ CONTRERAS, K.V. ROSENBERG, J.M. RUTH, E. SANTANA CASTELLÓN, R. M. VIDAL Y T. WILL. 2010. *Conservando a nuestras aves compartidas: La visión trinacional de Compañeros en Vuelo para la conservación de las aves terrestres.* Cornell Lab. Of Ornithology, Ithacs, N. Y. EUA.
- BOCK, C. 1987. Distribution, abundance relationships of some Arizona landbirds: A matter of scale? *Ecology* 68:124-129.
- BOJÓRQUEZ, S.I., MARCELEÑO, F.S., NÁJERA, G.O., FLORES, V.F., GONZÁLEZ, F.R., ZAMORANO, J.J. Y K. BABB. 2002. *Ordenamiento Ecológico del Territorio de la Reserva ecológica Sierra de San Juan, Nayarit, México*. Dirección de Investigación Científica, Univ. Aut. Edo. Nayarit, México. 161 pp+ anexos.
- BRAMBILIA, M. Y D. RUBOLINI. 2009. Intra-seasonal change in distribution and habitat associations, of a multi-broode bird species: implications for conservation planning. *Animal Conservation* 12:71-77.
- CANTEBURY, G. E., T. MARTIN, D.R. PETIT, L. J. PETIT Y D. BRADFORD. 2000. Bird Communities and habitat as ecological indicators of forest condition in regional monitoring. *Conservation Biology* 14(29):544-558.
- CARLO, T.A., COLLAZO, J.A. Y M.J. GROOM. 2004. Influences of fruit diversity and abundance on bird use of two shaded coffee plantations. *Biotropica* 36 (4): 602-614
- CAYUELA, L. Y J.M. REY. 2006. The extent, distribution and fragmentation of vanishing montane cloud forest, in the highlands of Chiapas Mexico. *Biotropica* 38(4): 544-554
- ESCALANTE, P.B. 1984. *Estudio distribucional de la avifauna del Estado de Nayarit*. Tesis Profesional. Facultad de Ciencias, UNAM. México, D.F. 150 pp.
- ESCALANTE, P.B. 1988. *Las Aves de Nayarit*. Universidad Autónoma de Nayarit. Nayarit, México.
- ESPINOSA, H. I. 1999. *Distribución de la riqueza, endemismo y rareza, criterios para la conservación de las aves de la Sierra de San Juan, Nayarit, México*. Tesis de Licenciado en Biología, Fac. Ciencias, UNAM. Méx. 92 pp.
- FORNASARI, L., B. BANI, E. DE CARLI Y E. MASSA. 1999. Species sensitivity concept as an approach for landscape evaluation. *Vogelwelt* 120 (Supl.):35-140.
- FULLER, T., M. MUNGUÍA, M. MAYFIELD, V. SÁNCHEZ-CORDERO Y S. SARKAR. 2006. Incorporating connectivity into conservation planning: A multi-criteria case study from central Mexico. *Biological Conservation* 133: 131-142.

- GARCÍA TREJO, E.A. Y A. NAVARRO S. 2004. Patrones Biogeográficos de la Riqueza de Especies y el endemismo de la Avifauna en el oeste de México. *Acta Zoologica Mexicana (n.s.)* **20(2)**: 167-185
- GARSON J, A. AGGARWAL. Y S. SARKAR. 2002. Birds as surrogates for biodiversity: an analysis of a data set from southern Québec; *J. Biosci.* **27 (Suppl. 2)**:347–360.
- GILLESPIE, T.W. 2000. Rarity and conservation of forest birds in the tropical region of Central America. *Biological Conservation* **96(2)**:161-168.
- GOERK, J. M. 1997. Patterns of rarity in the birds of the Atlantic forest of Brasil. *Conservation Biology* (11): 112-118.
- HAMES, R.S., K.V. ROSENBERG, J. D. LOWE Y A. A. DHONDT. 2001. Site reoccupation in fragmented landscapes: testing predictions of metapopulation theory. *Journal of Animal Ecology* **70**:182-190.
- HOWELL, S.N.G. Y S. WEBB. 1995. *A Guide to the Birds of Mexico and Northern Central America*. Oxford University Press, N. York., EUA. 851 pp.
- HOCKEY, P.A. Y O.E. CURTIS. 2008. Use of basic biological information for rapid prediction of the response of species to habitat loss. *Conservation Biology* **22(6)**: 1523-1739.
- JETZ, W. WILCOVE, D.S. Y A.P. DOBSON. 2007. Projected Impacts of Climate and Land-Use Change on the Global Diversity of Birds. *PLoS Biol.* **5(6)**: 1371.
- KATTAN, G.H.. 1992. Rarity and Vulnerability: The Birds of the Cordillera Central of Colombia. *Conservation Biology* **6(1)**: 64-70.
- KNICK, S. T. Y J. ROTENBERRY. 2000. Ghosts of habitats past: contribution of landscape change to current habitats used by shrubland birds. *Ecology* **81**: 220-227.
- KOMAR, O. 2006. Ecology and conservation of birds in coffee plantations: a critical review. *Bird Conservation International* **16**: 1-23.
- LEE, M., L. FAHRIG, K. FREEMARK Y D. J. CURIE. 2002. Importance of patch scale vs landscape on selected forest birds. *Oikos* **96**: 110-118.
- Lewandowski, A., R.F. Noss y D.R. Parsons. 2010. The effectiveness of surrogate taxa for the representation of biodiversity. *Conservation Biology* **24 (3)**:
- MARGULES, C. R., R.L. PRESSEY. Y P.H., WILLIAMS. 2002. Representing biodiversity: data and procedures for identifying priority areas for conservation; *J. Biosci.* **27 (Suppl. 2)**:309–326],
- MONTERRUBIO, R.T. Y P. ESCALANTE. 2006. Richness, distribution and conservation status of cavity nesting birds in Mexico. *Biological Conservation* **128**: 67–78
- ORME, D., C., R.G. DAVIES, M. BURGESS, F. EIGENBROD, N. PICKUP, V.A. OLSON, A. J. WEBSTER, T.S. DING, P.C. RASMUSSEN, R.S. RIDGELY, A.J. STATTERSFIELD, P.M. BENNET, T.M. BLACBURN, K.J. GASYTON Y I.P.F. OWNES. 2005. Global hotspots of species richness are not congruent with endemism or threat. *Nature* **436**: 1116-1119.
- PANJABI, A., C. BEARDMORE, P. BLANCHER, M.G. BUTCHER, G. CARTER, M., DEMAREST, D., DUNN, E., HUNTER, C. PASHLEY, D., ROSENBERG, K., RICH, T Y T.WILL. 2005. *The Partners In Flight Handbook on Species Assessment and Prioritization. Versión 5*. Partners in Flight Technical Series 3. EUA. 32 pp.
- PETERSON, A.T., SÁNCHEZ CORDERO, V., MARTÍNEZ MEYER, E. Y A. NAVARRO S. 2006. Tracking population extirpations via melding ecological niche modeling with land-cover information. *Ecological Modelling* **195**: 229–236
- PETERSON, E. Y L. CHALIF. 1989. *Aves de México. Guía de Campo*. Ed. Diana, México. 473 pp.
- PETIT, L.J. Y D.R. PETIT. 2003. Evaluating the importance of human-modified lands for neotropical bird conservation. *Conservation Biology* **17(3)**:687-694.
- RABINOWITZ, D. 1981. Seven forms of rarity. En: H. Synge (Ed.). Pp. 205-217. *The biological aspects of rare plant conservation*. Wiley, U.K. pp. 205-217.
- RABINOWITZ, D. Y T. DILLON. 1986. Seven forms of rarity and their frequency in the flora of the British Isles. Pp. 182-204. M.E. Soulé (Ed.). *Conservation Biology :the science of scarcity and diversity*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, EUA.
- RODEWALD, A. Y R. YAHNER. 2001. Influence of landscape composition on avian community structure and associated mechanisms. *Ecology* **82(2)**: 3493-3504.
- RODRÍGUEZ, J.P. 2002. Range contraction in declining North American Bird populations. *Ecological Applications* **12 (1)**:238–248.
- SAMU, F., CSONTOS, P. Y C. SIENTA. 2008. From multi-criteria approach to simple protocol: Assessing habitat patches for conservation value using species rarity. *Biological Conservation* **141**: 1310–1320.
- SÁNCHEZ-CORDERO, V., ILLOLDI-RANGEL, P., LINAJE, M., SARKAR, S., PETERSON, A.T., 2005. Deforestation and extant distributions of endemic Mexican mammals. *Biol. Conserv.* **126**, 464–473.

SARKAR S Y C.R. MARGULES. 2002. Operationalizing biodiversity for conservation planning. *J. Biosci.* **27 (Suppl. 2)**: 299–308.

SAUER, J.R., G.W. PENDLETON Y B.G. PETERJOHN. 1996. Evaluating mcausesm of population change in North American Insectivorous songbirds. *Conservation Biology* **10(29)**:465-478.

SMITH, E.R., L.T. TRAN, R. U. Y O'NEIL. 2003. *Regional Vulnerability assessment for the Mid-Atlantic Region: Evaluation of Integration Methods and assessments results*. EPA/600/R-03/082. E.U.A. 80 pp.

TEJEDA-CRUZ, C. Y W.J. SUTHERLAND. 2004. Bird responses to shade coffee production. *Animal Conservation* **7(2)**: 169-179.

THIOLLAY, J.M. 1997. Disturbance. Selective logging and bird diversity: a Neotropical forest study. *Biodiversity and Conservation* **6**: 1155-1173.

TRIMBLE, M.J. Y R.J. VAN AARDE. 2010. Species inequality in scientific study. *Conservation Biology* **24(3)**:886-890.

VANDERWEL, M.C., J.R. MALCOLM Y S.C. MILLS. 2007. A meta-analysis of bird response to uniform partial harvesting across North America. *Bird conservation* **21(5)**:1523-1739.

VARGAS-RODRÍGUEZ, Y., PLAT W.J., VÁZQUEZ-GARCÍA A. Y G. BOQUIN. 2010. Selecting relict mountane cloud forest for conservation priorities: the case of Western Mexico. *Natural Areas Journal* **30(2)**: 156-173.

WADE, T.G., K:H. RITTERS, J.D. WICKHAM Y K.B. JONES. 2003. Distribution and causes of global forest fragmentation. *Conservation Biology* **7 (2)**: 7

WIENS , J.A., HAYWARD, G.D., HOLTHAUSEN, R.S. Y M.J. WISOM. 2008. Using surrogate species and groups for conservation palanninga and managment. *Bioscience* **58(3)**:241-252.

WRIGHT, S. J. Y H. C. MULLER-LANDAU. 2006. The Future of Tropical Forest Species. *Biotropica* **38(3)**: 287-301



CONCLUSIONES GENERALES

La avifauna de la Sierra de San Juan es rica y diversa en especies, grupos taxonómicos y funcionales, con un elevado porcentaje de endémicas y migratorias de grandes distancias. Esta riqueza de especies representa el 42% de las aves del estado y el 65% del occidente del país, porcentaje elevado si se considera que el área de la sierra, es menos del 1% de la del estado. Se confirma la presencia en el estado de 17 especies.

A lo largo del período de estudio, la riqueza y abundancia, varió, por cota altitudinal, medio y entre lluvias y secas. Es en las cotas de mayor altitud, de pinos y encinos y en la más baja de plantaciones, donde se registra la mayor riqueza y abundancia.

Los valores de diversidad beta y de similitud entre cotas altitudinales, indican poco reemplazamiento altitudinal de especies. En promedio las especies ocupan la mitad de las cotas y en secas, se registran en más sitios que en lluvias. Las familias con un porcentaje alto de especies migratorias, tienden a hacer un uso amplio del gradiente, que aquellas con más especies residentes. Casi la mitad de las especies endémicas y las amenazadas o vulnerables, hacen un uso angosto del gradiente.

El porcentaje de cambio entre años en la abundancia, en todo el gradiente, se mantuvo con valores positivos, excepto 1994-1995, cuando la mayoría de las especies de hábitos migratorios de grandes distancias y las parcialmente migratorias, disminuyeron considerablemente sus abundancias, tanto en el bosque como en las plantaciones.

Cambios interanuales negativos, se presentaron tanto en especies residentes, endémicas, como en algunas migratorias neotropicales, cuyas poblaciones en toda su área de distribución, se han reducido y sus disminuciones en la sierra, son reflejo de ello. En esta diversidad aviaria, destaca la contribución en todo momento de aves insectívoras, siendo las acechadoras del follaje, las que presentaron mayores variaciones en su riqueza, por año y época, así como un porcentaje de cambio interanual negativo en sus abundancias, en las plantaciones y para el bosque, las insectívoras del suelo, registraron disminuciones.

Los cambios en la riqueza, abundancia, ocupación y la persistencia de las especies y de grupos funcionales, entre años, épocas y entre el bosque y las plantaciones, varían y proveen más evidencia sobre la fuerza de las relaciones entre

estos parámetros. Las especies con pocos cambios interanuales en la abundancia, tienden a ser más persistentes

Las diferencias registradas en la riqueza; en la dinámica espacio-temporal entre las especies y por grupos funcionales en la sierra, son relevantes cuando se trata de entender los cambios poblacionales, requisito para establecer implicaciones para su conservación y reflejan en gran medida, la importancia de este gradiente altitudinal y de vegetación. Aún cuando este es un estudio local, no se puede evitar mencionar, que si en un área tan pequeña, se registran disminuciones en las abundancias entre años, en más del 40% de las especies, esto bien podría reflejar la situación de las poblaciones a nivel regional.

El contar con un monitoreo de seis años y la división del área de estudio por cotas altitudinales, tipos de vegetación y por el área boscosa versus plantaciones, proveyeron una base adecuada para las comparaciones, ya que se pudo caracterizar y cuantificar cada cota y hábitat, cada uno de ellos, con una comunidad avifaunística distintiva.

Se considera la importancia de realizar monitoreos cuantitativos de las poblaciones de aves, a largo plazo y a mayor escala, para conocer los factores que intervienen en las dinámicas poblacionales, los efectos de la fragmentación y detectar hábitats y especies prioritarias, en particular, en gradientes marcados como es lo común en nuestras sierras.

Las plantaciones de café con sombra en la sierra, representan un recurso para la búsqueda y captura de alimento para las aves, y su uso por alturas varía entre especies, grupos funcionales, épocas; años y entre las plantaciones y el bosque, donde las alturas de forrajeo tienden a ser mayores. En ambos medios, es el recurso árbol (*Quercus* spp., *Inga* spp.) el sitio más usado para buscar alimento, lo que refuerza la importancia de la presencia de estos, en particular en los cultivos de café con árboles de sombra nativos.

Se requiere para la sierra de estudios más detallados sobre forrajeo: de más especies, comparar las técnicas, tiempos y éxito de forrajeo de las aves y cuantificando la densidad de artrópodos y cobertura de follaje en bosque y en plantaciones.

Los atributos semicuantitativos, (generales, regionales) y cuantitativos (locales, cambio interanual en la abundancia) usados, permitió identificar algunos problemas reales en la conservación de las aves de la Sierra de San Juan; donde casi el 50% de las especies resultaron ser raras y de muy a moderadamente vulnerables, muchas de hábitos insectívoros, y consideradas como especies sensibles a la fragmentación.

En la sierra de San Juan, como en el occidente del estado, urge el estudio detallado de la dinámica y éxito reproductivo, de las especies raras y de muy a moderadamente vulnerables; de las aves de los remanentes de mesófilo y sobre el análisis del valor que tienen las prácticas agroforestales tradicionales y moderna en las aves.

El valor de conservación de las aves por hábitat y el de fragilidad de la vegetación, permitió detectar la relevancia de los sitios de mayor altitud, boscosos, protegidos y conservados (pinos, encinares y mesófilo), como en la plantación en la cota más baja y frágil, pero con una gran diversidad aviaria y de especies raras y vulnerables.

Cabe resaltar la importancia del mesófilo, por ser el tipo de vegetación que cubre la menor área en la sierra, en el estado y en México, pero con un elevado porcentaje de especies de aves endémicas y exclusivas, cuyas poblaciones e historias de vida falta mucho por conocer.

Los índices de rareza-vulnerabilidad, del valor de conservación de las aves, y del valor total, usados en este estudio, son relativamente sencillos y aplicables en cualquier situación, permitiendo contar con mayores bases científicas para la aplicación de medidas flexibles, a mediano y largo plazo de manejo y conservación de las aves y de la biodiversidad.

En la sierra, los planes de manejo deben contemplar todo el gradiente altitudinal y de vegetación, ya que si se considera el hecho de que esta pequeña sierra y reserva forestal, no opera aisladamente de la matriz paisajística de los alrededores (occidente de Nayarit), en donde se tiene una fuerte presión de cambio de uso de suelo, por la urbanización, la minería, la tala clandestina, la conversión del bosque en agrosistemas y el turismo local, factores que reducen y fragmentan las áreas boscosas originales y que de continuar, amenazan la presencia y persistencia de las especies, en particular de las poco abundantes, raras y vulnerables, de la sierra, del noroeste del estado y de los estados colindantes.

