



ARTÍCULO ORIGINAL/ ORIGINAL ARTICLE

COMPOSICIÓN ESTACIONAL DE LA AVIFAUNA EN FRAGMENTOS DE BOSQUE DE GALERÍA BASIMONTANO DE LA CUENCA MEDIA DEL RÍO MANZANARES, ESTADO SUCRE, VENEZUELA

SEASONAL VARIATION OF AVIFAUNAL COMPOSITION AND COMMUNITIES IN FOOTHILL GALLERY FOREST FRAGMENTS IN THE MANZANARES RIVER MEDIUM BASIN, STATE OF SUCRE, VENEZUELA

¹Gedio Marín-Espinoza*, Yalicia Carvajal-Moreno¹ & Evelin Quilarque-Quijada²

¹ Departamento de Biología, Núcleo de Sucre, Universidad de Oriente, Avenida Universidad, Cerro Colorado, Cumaná, Estado Sucre, Venezuela.

² Postgrado de Ecología, Laboratorio de Biología de Organismos, Centro de Estudios Avanzados, Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas, Altos de Pipe.

E-mail: gediom@yahoo.com

Dirección postal: Urbanización Villa Olímpica, Bloque 03, Apto 01-03, Cumaná, Estado Sucre, Venezuela.

The Biologist (Lima), 2011, 9 (2), jul-dic: 193-212.

ABSTRACT

This study examined the seasonal variation of avifaunal composition and structural community in foothill gallery forest fragments in the Manzanares river medium basin, state of Sucre, Venezuela, at two sectors: Guaranache-Cancamure (GC) y Tataracual-Cangrejal (TC), during february-may (dry period) and june-november (rainy period). Birds samples were taken monthly by point counts and mist-nets. Correlation analysis and non parametric tests were estimated to examine differences among seasonal periods. 73 species were recorded and were grouped into 7 feeding guilds. Mean diversity of both periods was high but no significant; although dry period diversity was moderately higher than rainy period. Richness and diversity showed no significant differences among periods, neither showed significant correlation with rainy levels. Occurrence frequency showed unusual > eventual > habitual > prevalent species pattern. Complementary index showed a substantial mean similarity monthly (67%). For both methods species cumulative curves displayed similar growing patterns. Insectivores and frugivores-insectivores were the most diverse feeding guilds. *Amazilia tobaci* obtained the highest specific importance index. *Pitangus sulphuratus* was the most persistent species. Community dynamic of avifauna of these riparian landscape would seem be influenced primarily to a suitable resources availability because to vertical and horizontal floristic heterogeneity. Conservation plans for medium basin of Manzanares river should take into account regular deforestation activities, particularly periodic and uncontrolled burnings, which likely would affect more adversely species associated with understory habitats.

Key words: Bird fauna, gallery forest fragments, Manzanares river.

RESUMEN

Se estudió la variación mensual en la dinámica comunitaria de la avifauna en fragmentos de bosque fluviorribereño basimontano de la cuenca media del río Manzanares, Venezuela, durante los períodos febrero-mayo (sequía) y junio-noviembre (lluvia). Se practicaron inventarios mensuales (por conteo

de punto de radio fijo y transectos con redes de niebla), que luego fueron ponderados estacionalmente mediante índices de diversidad (H'), riqueza (S_{Chao1}), frecuencia de aparición (FA) y complementariedad (IC). Se identificaron 73 especies, agrupadas en 7 gremios alimentarios. Se obtuvo una apreciable diversidad promedio, moderadamente mayor en el período de sequía que en el lluvia, pero sin diferencias significativas ($U=7$; $P>0,05$). Lo mismo sucedió con la riqueza ($U=9,5$; $P>0,05$). No se encontró correlación entre la pluviosidad media mensual y la abundancia, diversidad y riqueza. La frecuencia de aparición arrojó el patrón: especies inusuales > ocasionales > habituales > preferenciales. El índice de complementariedad mostró una similitud intermensual promedio apreciable (67%). Las curvas acumulativas de especies, comparando ambos métodos de muestreo, mostraron un patrón de crecimiento continuo. Los insectívoros e insectívoros-frugívoros constituyeron los gremios más representativos. El colibrí *Amazilia tobaci* obtuvo el mayor índice de relevancia específica y el tiránido *Pitangus sulphuratus* fue la especie más constante. A pesar de estar fragmentados y semiurbanizados, la estructura florística de los hábitat fluviorribereños de la cuenca media del río Manzanares en términos de heterogeneidad vertical y horizontal de la vegetación nativa, capacidad de regeneración ante episodios de tala y quema, y presencia de cultivos de frutales parecen reunir condiciones adecuadas de disponibilidad alimentaria y refugio durante gran parte del año para su avifauna. Las prácticas severas de deforestación debieran ser analizadas involucrando otras variables ambientales que aseguren la conservación del río Manzanares.

Palabras clave: Aves, bosque de galería, fragmentos, río Manzanares.

INTRODUCCIÓN

En el Neotrópico, varios estudios han mostrado que la fragmentación de los hábitat provoca la pérdida de especies de aves o alteraciones en su composición y diversidad (Bierregaard & Lovejoy 1989, Johns 1991, Restrepo & Gómez 1998, Thiollay 1999, Anjos & Boçon 1999, Borges & Stouffer 1999, Stratford & Stouffer 1999, Maldonado & Marini 2000, Renjifo 2001, Şekercioğlu *et al.* 2002, Armenteras *et al.* 2006, Şekercioğlu 2007, Van Houtan *et al.* 2007, Arriaga-Weiss *et al.* 2008); particularmente, la provocada por actividades de tala y quema con fines agrícolas y agroforestales (Marone 1990a, Thiollay 1992, Cavalcanti & Alves 1997, Whitman *et al.* 1998, Brooks *et al.* 1999, Vereá & Díaz 2005, Ferraz *et al.* 2007). Eventualmente, estas tierras son abandonadas y colonizadas por una vegetación secundaria sucesional. Algunos estudios han medido cómo las comunidades

aviares nativas se ven afectadas después de estos episodios de deforestación (Levey 1988, Johns 1991, Thiollay 1992, Borges & Stouffer 1999, Flores *et al.* 2001), pero siendo particularmente escasos en los escenarios fluviorribereños.

Los paisajes fluviorribereños pueden distinguirse, grosso modo, en dos tipos: la várzea, vegetación típica asociada a planicies de inundación periódica fluvial típica de los grandes ríos, con suelos aluviales, y el bosque de galería aquel que se ubica en ríos tributarios de menor anchura y caudal, siguiendo el patrón de drenaje de las vertientes hidrográficas (Sarmiento 2001), de vegetación frondosa, usualmente asociada a suministros de agua abundante, suelos arenosos bien drenados con altos niveles de nutrientes, y muy ricos en especies, los cuales proporcionan recursos claves, particularmente para la avifauna residente y migratoria (Franzreb 1987, Rosenberg 1990). Sin embargo, el hombre

tiende a asentarse cerca de estos escenarios, pues históricamente han servido como medio de transporte, suministro de agua para el consumo e irrigación agrícola; así como alimentación, actividades de recreación, belleza escénica y generación de electricidad (Rottenborn 1999, Miller *et al.* 2003). Esto ha generado áreas fuertemente fragmentadas a lo largo de estos paisajes, y donde las aves han recibido un impacto notorio, especialmente en el Neotrópico (Bersier & Meyer 1995, Anjos *et al.* 1997, Reynaud 1998, Brooks *et al.* 1999, Petit & Petit 2003).

El mayor volumen de información sobre la estructura de las comunidades de aves en relación a estos ecosistemas fluviales y a la fisiografía de los escenarios aluviales aledaños a los mismos proviene de Norteamérica (e.g., Strong & Bock 1990, Keller *et al.* 1993, Knopf & Samson 1994, Darveau *et al.* 1995, Hodges & Kremetz 1996, Matchtans *et al.* 1996, Anthony *et al.* 1996, Skagen *et al.* 1998, Meiklejohn & Hughes 1999, Rottenborn 1999, Warkentin & Reed 1999, Whitaker & Montevecchi 1999, Fleishman *et al.* 2003, Miller *et al.* 2003), y desde hace tiempo se vienen implementando claras iniciativas conservacionistas para estos paisajes (Staufer & Best 1980, Anderson 1983, Franzreb 1987, Knopf *et al.* 1988); en Sudamérica existen algunos estudios al respecto (Remsen & Parker 1983, Rosenberg 1990, Anjos *et al.* 1997, Reynaud 1998, Vereá *et al.* 2000, Marín *et al.* 2007).

En Venezuela, la cuenca del río Manzanares se presenta como un paisaje donde la influencia antrópica se revela en las extensas áreas utilizadas con fines agrícolas, tanto industrial (e.g., caña de azúcar) como de subsistencia (e.g., frutales y tubérculos), pero el grado de intensidad con que estas actividades afectan la biodiversidad en la fauna vertebrada terrestre no ha sido evaluado. En la presente investigación se obtuvo una caracterización preliminar sobre la composición y la dinámica

comunitaria estacional de la avifauna en los fragmentos del bosque de galería basimontano de la cuenca media del río Manzanares, utilizando, comparativamente, métodos de conteo de punto de radio fijo y transectos con redes de niebla, como evaluación inicial para el diseño futuro de planes de manejo y preservación definitiva del curso fluvial más importante de la región occidental del estado Sucre, Venezuela.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La cuenca del río Manzanares abarca desde su nacimiento en el cerro Las Peonías (2 200 msnm), en el macizo Turimiquire, hasta su desembocadura en el mar, en la ciudad de Cumaná, Estado Sucre, Venezuela (Fig. 1). Las estaciones seleccionadas dentro de su cuenca media se ubicaron en dos ejes sectoriales: Guaranache-Cancamure (GC), ca. 77 msnm (10°31'55"N64°10'00"O) y Tataracual-Cangrejal (TC), ca. 225 msnm (10°17'36"N63°59'54"O), en lotes de bosques fragmentados, ubicados ca. 20-50 m del río (Fig. 2). Estas áreas se caracterizan por bosques maduros tropófilos y de galería, entremezclados con parcelas cultivadas, y vegetación arbustiva secundaria, generadas luego de episodios recurrentes de tala y/o quema (Acosta *et al.* 2006), y con asentamientos poblacionales, y carreteras cercanas y paralelas al curso fluvial.

Procedimientos

La pluviosidad media mensual se obtuvo de la estación meteorológica más cercana, ubicada en Cumaná, capital del estado. Las capturas y censos de aves se practicaron desde las 08:00 h a las 16:30 h, una vez al mes, durante los períodos febrero-mayo (sequía) y junio-noviembre (lluvia). Se hicieron registros por observación, con binoculares (7 x 40), y canto, con un grabador digital, utilizando el método de conteo de punto de radio fijo (Wunderle 1994), cada 2 h, 15 min en cada punto,

distanciando los puntos 200 m, dependiendo de la topografía del terreno. A la par se colocaron transectos con 6 redes de niebla de 9 m (3) y 12 m (3) x 2,2 m; 19 mm de abertura de malla, las cuales se visitaron cada 20 min. Las tasas de captura se registraron como el número de capturas por hora/red x 100 (donde una hora/red equivale a una red de X m expuesta por una hora).

Para la identificación de las especies se utilizaron guías de campo de aves de Venezuela (Phelps Jr & Meyer de Schauensee 1979, Hilty 2003). En la lista de aves identificadas, la secuencia hipotética de los órdenes y familias se hizo según Del Hoyo *et al.* (1994), mientras que la nomenclatura específica siguió las adoptadas por Hilty (2003). Las diferentes especies dentro de cada familia fueron listadas en orden alfabético, y se catalogaron según su estatus de permanencia: residente, migratoria neártica y migratoria austral.

A los individuos capturados se les pesó con una balanza digital (g), para la valoración del peso corporal promedio y de la biomasa; luego se les determinó la condición etaria (juvenil o adulto) por la presencia de restos de plumón, coloración de las comisuras y tomio mandibular y/o el plumaje, con la finalidad de inferir períodos postreproductivos. Las aves se agruparon en gremios alimentarios (Poulin *et al.* 1992, Reynaud 1998, Vereá & Solórzano 1998, Vereá *et al.* 2000), i.e.: nectarívoros-insectívoros (NI), frugívoros (F), frugívoros-insectívoros (FI); granívoros (G), insectívoros (I), carnívoros (C), Omnívoros (O).

Se utilizaron seis variables para caracterizar los distintos gremios: riqueza de especies (1); número promedio de individuos por especie (2); tasa de pernocta, esto es, porcentaje de individuos capturados sólo una vez durante el lapso de estudio (3); variación estacional de la abundancia, estimada mediante el coeficiente de variación, a saber: $CV = s/mediana \times 100$, donde *s* corresponde a la desviación estándar y

la media, el número promedio de individuos capturados cada mes (4); masa corporal promedio del gremio (5); y biomasa, esto es, número de individuos de cada especie por la masa corporal promedio (6).

Para las estimaciones ecológicas cualicuantativas comunitarias se asumieron las condiciones de capturabilidad con redes de niebla de De Visscher (1981), Terborgh (1985) y Remsen & Good (1996). Se realizaron comparaciones numéricas sobre la base de la eficiencia de los dos métodos utilizados para el inventario (conteo de punto y redes de niebla) elaborando curvas acumulativas de especies, para comparar la eficiencia y/o complementar de los dos métodos de captura.

Índices Ecológicos Comunitarios

Se determinó la Riqueza Específica (S_{Chao1}) utilizando el estimador Chao 1 (Colwell & Coddington 1994). Para la Diversidad (H') se usó la expresión de Shannon-Wiener (Krebs 1989), la cual es una expresión más sensible hacia las especies raras o escasas. Para el índice de Dominancia (ID) se utilizó la expresión de Berger-Parker (Margalef 1982). La Frecuencia de Aparición Específica (FA) se categorizó como: Especies Inusuales (FA 10%), Especies Ocasionales (10% < FA 30%), Especies Habituales (30% < FA 70%) y Especies Prevalenciales (FA > 70%), lo cual permite establecer la transitoriedad de las especies identificadas, sobre la base de la constancia, según la expresión $FA = p/P$, donde *p* es el número de meses donde aparece una especie y *P* el número total de meses muestreados (Romano *et al.* 2005). Se utilizó el Índice de Complementariedad (IC) para comparar la similitud intermensual (Colwell & Coddington 1994), y el de Relevancia Específica (RE) para establecer el grado de importancia relativa de cada especie sobre la base de su abundancia relativa y el número de censos (meses) donde fue registrada (Romano *et al.* 2005).

Análisis Estadísticos

Se realizaron correlaciones de rangos de Spearman para determinar en qué medida la pluviosidad media mensual (variable independiente) estaba relacionada con la diversidad y riqueza de las especies (variables dependientes). Para establecer diferencias en la diversidad, la riqueza y la dominancia entre períodos climáticos se utilizó la prueba Mann-Whitney (Fowler & Cohen 1996).

RESULTADOS

El esfuerzo total arrojó ca. 70 h/red y ca. 13 h/punto fijo. En conjunto, los conteos de punto

de radio fijo y transectos con redes de niebla permitieron identificar 779 individuos, pertenecientes a 74 especies, 26 familias y 11 órdenes (Tabla 1).

Al comparar ambas localidades de muestreo no se apreciaron diferencias ostensibles entre el número de especies observadas (44 vs. 43) y capturadas (28 vs. 29); sin embargo, el número de individuos capturados en la estación TC fue mayor ($n = 109$) que en la GC ($n = 87$), mientras que la abundancia promedio fue moderadamente mayor y con menos variabilidad en el período de sequía (A: 79,50 12,39 vs. 76,83 20,82).

Tabla 1. Especies de aves identificadas en el bosque de galería basimontano de la cuenca media del río Manzanares, estado Sucre, Venezuela. Detección: Visual (V), Auditiva (A). Estatus: Residente (RE), Migratoria Neártica (MN), Migratoria Austral (MA).

Familia	Especie	Detección	Estatus
Ardeidae	<i>Butorides striatus</i> L. 1758	V	RE
Accipitridae	<i>Buteo magnirostris</i> Gmelin 1788	V	RE
	<i>Gampsonyx swainsoni</i> Vigors 1825	V	RE
Falconidae	<i>Falco sparverius</i> L. 1758	V	RE
Cracidae	<i>Ortalis ruficauda</i> Jardine 1847	A	RE
Scolopacidae	<i>Actitis macularia</i> L. 1766	V	MN
Columbidae	<i>Columba cayennensis</i> Bonnaterre 1792	V	RE
	<i>Columbina passerina</i> L. 1758	V	RE
	<i>Columbina talpacoti</i> Temminck 1811	V	RE
	<i>Leptotila verreauxi</i> Bonaparte 1855	V-A	RE
Psittacidae	<i>Aratinga pertinax</i> L. 1758	V-A	RE
Cuculidae	<i>Piaya cayana</i> L. 1766	V	RE
	<i>Crotophaga ani</i> L. 1758	V-A	RE
	<i>Tapera naevia</i> L. 1766	A	RE
Apodidae	<i>Tachornis squammata</i> Cassin 1853	V	RE
Trochilidae	<i>Glaucis hirsuta</i> Gmelin 1788	V	RE
	<i>Phaethornis augusti</i> Bourcier 1847	V	RE
	<i>Phaethornis guy</i> Lesson 1833	V	RE
	<i>Amazilia tobaci</i> Gmelin 1788	V	RE
	<i>Chlorostilbon mellisugus</i> L. 1758	V	RE
	<i>Megaceryle torquata</i> L. 1766	V-A	RE
Alcedinidae	<i>Chloroceryle amazona</i> Latham 1790	V-A	RE
	<i>Chloroceryle americana</i> Gmelin 1788	V-A	RE
Bucconidae	<i>Hypnellus ruficollis</i> Wagler 1829	V	RE

Picidae	<i>Dryocopus lineatus</i> L. 1766	V	RE	
	<i>Melanerpes rubricapillus</i> Cabanis 1862	V-A	RE	
	<i>Xiphorhynchus picus</i> Gmelin 1788	A	RE	
Formicariidae	<i>Formicivora grisea</i> Boddaert 1783	V	RE	
Pipridae	<i>Chiroxiphia lanceolata</i> Wagler 1830	V-A	RE	
Tyrannidae	<i>Atalotriccus pilaris</i> Cabanis 1847	V	RE	
	<i>Capsiempis flaveola</i> Lichtenstein 1823	V	RE	
	<i>Camptostoma obsoletum</i> Temminck 1824	V	RE	
	<i>Elaenia chiriquensis</i> Lawrence 1865	V	MA	
	<i>Elaenia flavogaster</i> Thunberg 1822	V-A	RE	
	<i>Elaenia parvirostris</i> Pelzeln 1868	V	MA	
	<i>Euscarthmus meloryphus</i> Wied 1831	V	RE	
	<i>Leptopogon superciliaris</i> Tschudi 1844	V	RE	
	<i>Myiophobus fasciatus</i> Müller 1776	V	RE	
	<i>Tolmomyias flaviventris</i> Wied 1831	V	RE	
	<i>Empidonomus varius</i> Vieillot 1818	V-A	RE	
	<i>Megarhynchus pitangua</i> L. 1766	V-A	RE	
	<i>Myiodynastes maculatus</i> Müller 1776	V	RE	
	<i>Myiozetetes cayanensis</i> L. 1766	V	RE	
	<i>Myiozetetes similis</i> Spix 1825	V-A	RE	
	<i>Pitangus sulphuratus</i> L. 1766	V-A	RE	
	<i>Tyrannus melancholicus</i> Vieillot 1819	V-A	RE	
	Vireonidae	<i>Cyclarhis gujanensis</i> Gmelin 1789	V-A	RE
		<i>Hylophilus flavipes</i> Lafresnaye 1845	V-A	RE
		<i>Vireo olivaceus</i> L. 1766	V-A	RE
Troglodytidae	<i>Campylorhynchus griseus</i> Swainson 1837	V-A	RE	
	<i>Troglodytes aedon</i> Vieillot 1808	V-A	RE	
Hirundininae	<i>Progne</i> sp. Boie 1826	V	RE	
Thraupidae	<i>Euphonia trinitatis</i> Strickland 1851	A	RE	
	<i>Tachyphonus rufus</i> Boddaert 1783	V	RE	
	<i>Tangara cayana</i> L. 1766	V	RE	
	<i>Thraupis episcopus</i> L. 1766	V-A	RE	
	<i>Thraupis glaucocolpa</i> Cabanis 1850	V	RE	
Cardinalidae	<i>Saltator coerulescens</i> Vieillot 1918	V-A	RE	
	<i>Saltator striatipectus</i> Lafresnaye 1847	V	RE	
Emberizidae	<i>Arremonops conirostris</i> Bonaparte 1850	V-A	RE	
	<i>Sporophila minuta</i> L. 1758	A	RE	
	<i>Sporophila nigricollis</i> Vieillot 1823	A	RE	
	<i>Sporophila intermedia</i> Cabanis 1851	A	RE	
	<i>Tiaris bicolor</i> L. 1766	V-A	RE	
	<i>Volatinia jacarina</i> L. 1766	V-A	RE	
Icteridae	<i>Gymnomystax mexicanus</i> L. 1766	V-A	RE	
	<i>Icterus nigrogularis</i> Hahn 1819	V-A	RE	
	<i>Molothrus bonariensis</i> Gmelin 1789	V-A	RE	
	<i>Psarocolius decumanus</i> Pallas 1769	V-A	RE	
	<i>Quiscalus lugubris</i> Swainson 1838	V-A	RE	

Tabla 2. Valoración de las características evaluadas para cada gremio alimentario (*) de aves en el bosque fluviorribereño basimontano de la cuenca media del río Manzanares. *: NI (nectarívoros-insectívoros), F (frugívoros), FI (frugívoros-insectívoros); G (granívoros), I (insectívoros), C (carnívoros), O (Omnívoros). +: Sólo incluye especies capturadas.

Características	NI	F	FI	G	I	C	O
Riqueza Específica (spp.)	5	6	15	6	29	7	4
Tasa de Pernocta (%)	20,00	40,00	46,60	16,60	37,90	75,00	50,00
Coefic. de Variación (%)	66,57	70,65	41,96	17,75	48,86	92,71	85,16
+Peso Corp. Promedio (g)	4,78	38,01	40,26	75,81	36,70	-	54,92
Prom. Indiv. por Especie	7,50	12,16	10,33	16,83	10,51	2,00	8,75
+Biomasa Total (g)	463,66	2470,65	1601,15	1683,00	2627,50	-	306,25

Las curvas acumulativas de especies, comparando ambos métodos de muestreo, siguieron el mismo patrón de crecimiento continuo, y a excepción del bimestre septiembre-octubre, en el método de punto fijo, en ningún momento tendieron a la estabilización (Fig. 2).

A lo largo de todo el período de estudio se obtuvo una apreciable diversidad promedio (H' : $4,01 \pm 0,46$ bitios.ind⁻¹), si nos atenemos a los márgenes para aves (1,8-5,2 bitios.ind⁻¹) esgrimidos por Margalef (1982), aunque moderadamente mayor en el período de sequía ($4,18 \pm 0,49$ bitios.ind⁻¹) que en el lluvia ($3,89 \pm 0,45$ bitios.ind⁻¹), pero sin diferencias significativas ($U = 7$; $P > 0,05$), y la cual se vio sustentada, como era de esperarse, en la baja dominancia promedio ($32,24\% \pm 9,18$); de hecho, en ningún mes el ID superó el 50%, y cuando se correlacionaron con las diversidades se obtuvieron valores negativos muy significativos ($r = -0,95$; $P < 0,01$). No se presentaron diferencias significativas, al comparar la dominancia ($U = 7$; $P > 0,05$) y la riqueza ($U = 9,5$; $P > 0,05$), entre los períodos de sequía y lluvia.

Se encontró una gran similitud intermensual en la abundancia, según los cálculos porcentuales ponderados por el IC; tanto es así, que los promedios mensuales de abundancia, riqueza y diversidad no revelaron correlación significativa alguna con la pluviosidad, lo que

sugiere que ambos sectores, a pesar de la distancia y altitud diferente, parecen tener fragmentos con estructura florística similar y/o sometidos a impactos antrópicos semejantes.

Cuando se examina la frecuencia de aparición a lo largo del período de estudio, la mayor cantidad de especies recayó en la categoría inusuales y la menor en la categoría prevalenciales, según el patrón siguiente: inusuales (35,00%) > ocasionales (32,87%) > habituales (17,80%) > prevalenciales (13,69%).

La tasa de pernocta, la cual ofrece una percepción relativa de la fidelidad de los individuos a su hábitat, fue mayor del 40% en cinco de los siete gremios alimentarios considerados (Tabla 2). En general, los gremios omnívoros, frugívoros y frugívoros-insectívoros tuvieron mayor fidelidad hacia el hábitat que los insectívoros; sin embargo, los insectívoros constituyeron el gremio alimentario numéricamente más representativo seguido por los frugívoros (Tabla 2).

Las tasas mayores de captura recayeron en un nectarívoro-insectívoro, el *Amazilia bronceada coliazul* (*Amazilia tobaci*); de hecho resultó la especie dominante en tres de los diez meses muestreados. Esta misma especie de colibrí resultó con el mayor índice de relevancia específica (RE = 8,9%). El

Cristofué (*Pitangus sulphuratus*) resultó la especie más constante.

La biomasa más alta la presentaron los gremios insectívoros y frugívoros, y la más baja los nectarívoros-insectívoros y omnívoros, con los gremios granívoros e insectívoros-frugívoros con valores intermedios (Tabla 2).

La captura de individuos de Garrapatero común (*Crotophaga ani*) evidentemente incrementó la biomasa en el gremio de los insectívoros dada su mayor envergadura corporal; lo contrario ocurrió con el gremio nectarívoros-insectívoros debido a las constantes capturas de colibrís.

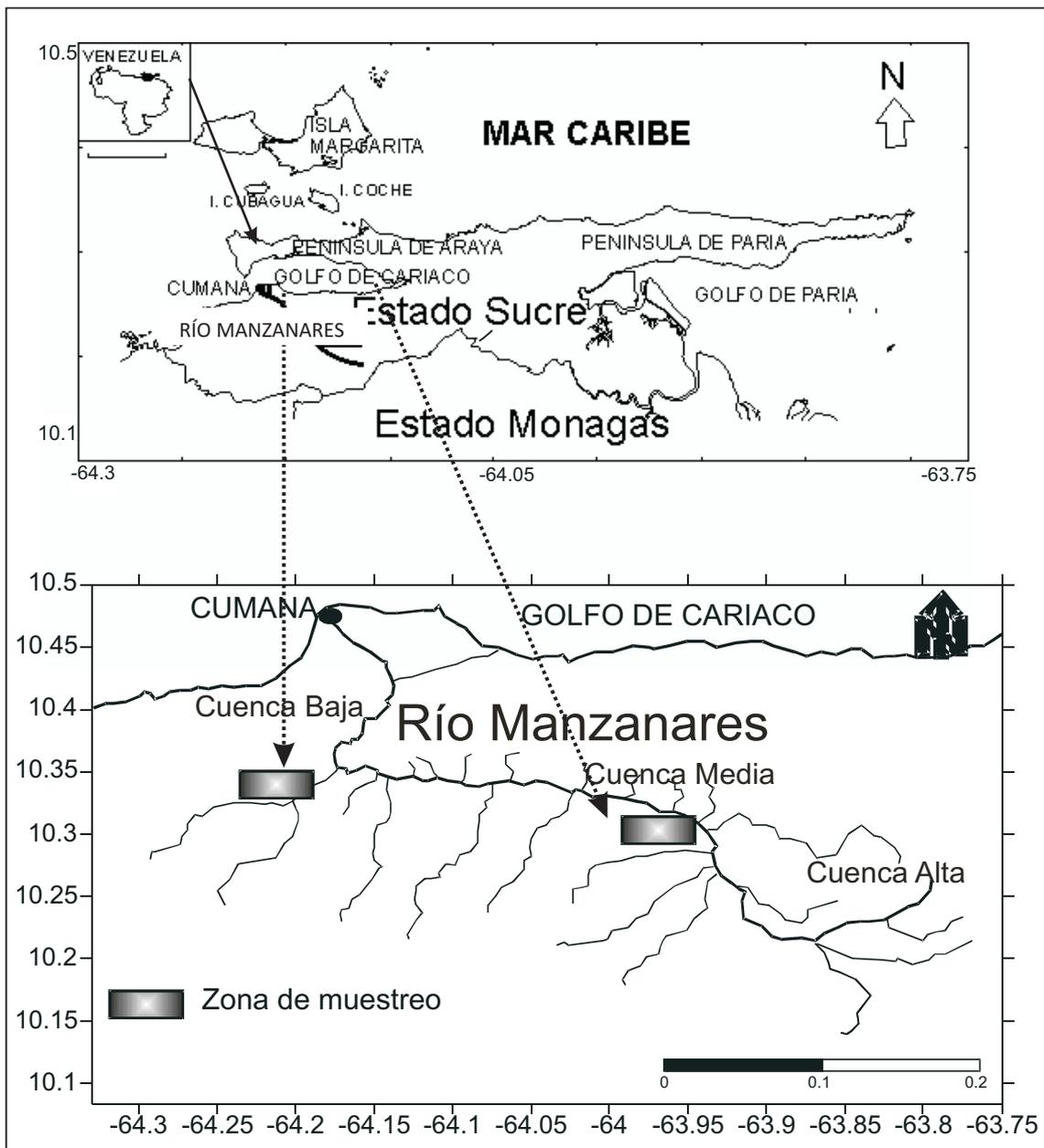


Figura 1. Situación relativa de los sitios de muestreo (recuadros oscuros) en la cuenca media del río Manzanarés, Estado Sucre, Venezuela.



Figura 2. Bosque de galería basimontano de la cuenca media del río Manzanares.

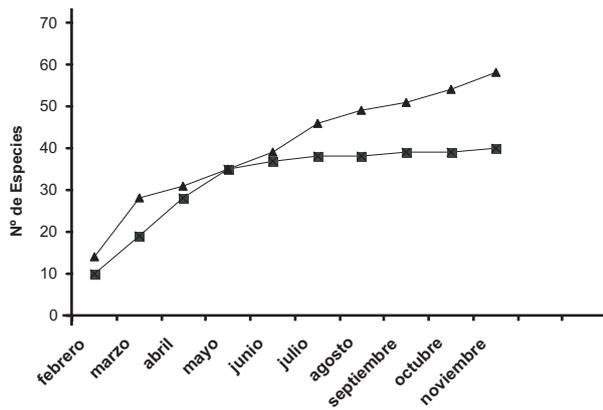


Figura 3. Curvas acumulativas de especies para transectos con redes (triángulos) y punto fijo (cuadrados).

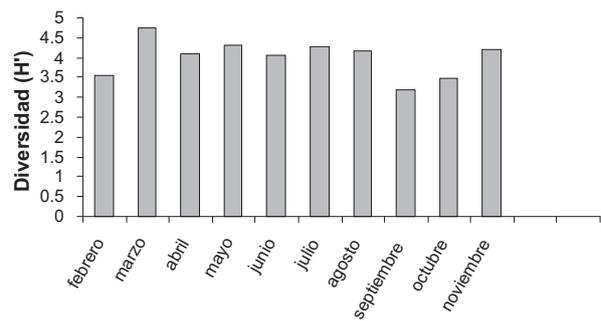


Figura 4. Diversidad mensual de la avifauna en el bosque de galería de la cuenca media del río Manzanares.

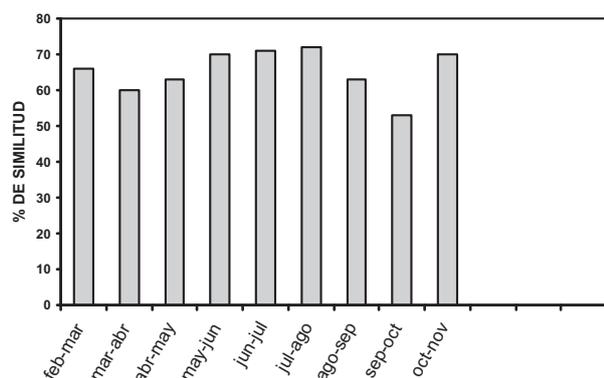


Figura 5. Porcentajes de similaridad intermensual de la avifauna en el bosque de galería de la cuenca media del río Manzanares.

DISCUSIÓN

Cuando las aves se desplazan en busca de mejores condiciones alimentarias, climáticas o reproductivas, producen cambios en la composición de las comunidades; tal fenómeno ha sido bien estudiado en especies migratorias de latitudes templadas que vienen hacia el Neotrópico (e.g., Greenberg & Gradwohl 1986, Holmes & Recher 1986, Jaksic & Feinsinger 1991, Robbins *et al.* 1992, Petit *et al.* 1993, Wunderle & Waide 1993, Vannini 1994, Rappole 1995) y en especies nativas con movimientos locales latitudinales y altitudinales (e.g., Karr 1976, Terborgh 1977, 1985, Ralph 1985, Capurro & Bucher 1986, Loiselle & Blake 1991, Marone 1991, Poulin *et al.* 1992, 1994a, Estrada *et al.* 1997, Vereá & Solórzano 1998, Vereá *et al.* 2000, Blake & Loiselle 2000, Horlent 2003, Arriaga-Weiss *et al.* 2008). A su vez, factores climáticos (e.g., pluviosidad, insolación) y fenológicos (e.g., muda y reproducción) influyen la dinámica comunitaria de la avifauna (Vickery *et al.* 1992, Poulin *et al.* 1992, 1994a, Codesido & Bilenca 2004, Quilarque *et al.* 2010), los cuales, actuando en combinación con la diversidad florística, a pequeña escala, afectan la composición y abundancia en varias especies de aves en una comunidad según la altura de la vegetación (Rotenberry 1985).

Adicionalmente, cuando se estudian paisajes fragmentados se deben asumir algunas limitaciones de índole metodológica, inherentes a las técnicas de monitoreo, en cuanto a las tasas de individuos vistos y/o capturados, la escala espacio-temporal y la detectabilidad de las distintas especies de aves (Hanowsky *et al.* 1990, Marone 1991, Lynch 1995, Remsen & Good 1996, Whitman *et al.* 1997, Stiles & Rosselli 1998, Anjos & Boçon 1999, Pagen *et al.* 2001, Herzog *et al.* 2002, Diefenbach *et al.* 2003, Cueto 2006), pues se generan sesgos en los resultados asociados al comportamiento alimentario (Loiselle & Blake 1991, Poulin *et al.* 1992, 1994a; Lefebvre & Poulin 1996, Blake & Rougès 1997), a los diferentes ritmos circadianos y circanuales de actividad según la temporada (Delauriers & Francis 1990, Marone 1991, Brooks 1997), a la longitud y abertura de poro de la red (Pardiek & Waide 1991), a la topografía del terreno (Whittingham & Markland 2002), a la habilidad de los observadores (Remsen 1994), a la composición y estructura florística (Karr 1981), a la ruta escogida, a los vientos, a la lluvia, entre otros.

Por regla general se asume que las capturas con redes de niebla suministran muestreos sesgados para la mayoría de las comunidades (Rappole *et al.* 1998), y se ha establecido, por ejemplo, que en ecosistemas boscosos de vegetación alta, sólo se llega a capturar el 40% de las especies, aun cuando la muestra sea grande (Terborgh 1977). Por otro lado, como el número de capturas en la misma red tiende a disminuir con el tiempo de operación, resulta conveniente, como se hizo en nuestro caso, cambiar la red de lugar cada cierto tiempo dentro del mismo hábitat (Reynaud 1998) y/o espaciar los conteos de punto a cada dos o tres horas dependiendo de la intermitencia de las lluvias.

En todo caso, se debe asumir que los errores eventuales del muestreo con redes pudieran obedecer más a las características intrínsecas

de una especie en particular que a los patrones globales de la comunidad, pues las tasas de captura de una especie pueden reflejar cambios en su conducta (si una especie es territorial o se agrupa en bandadas; si se alimenta en el dosel o en el sotobosque) que no pueden revelarse por este método (Blake & Rougès 1997). Otro tanto sucede con la abundancia y la densidad real obtenida por los métodos de transectos de línea o punto fijo (Hanowsky *et al.* 1990, Diefenbach *et al.* 2003, Quinteros *et al.* 2005). De cualquier forma, en este estudio se ratifica la mejor eficiencia de los monitoreos cuando se combinan los dos métodos, pues no se generan sesgos severos en los muestreos (Whitman *et al.* 1997, Rappole *et al.* 1998, Stiles & Roselli 1998, Herzog *et al.* 2002).

En Venezuela, Vereá *et al.* (1997), en un bosque tropófilo basimontano, utilizando redes de niebla, inventariaron 73 especies; mientras en el río Güey, del estado Aragua, Venezuela, recolectó 69 especies, en 11 meses, y menor cantidad de horas/red (Vereá *et al.* 2000). Por su parte, Reynaud (1998), en el bosque de galería del río Sinnamary, Guayana Francesa, recolectó 39 especies, con un esfuerzo de 909 h/red.

En este estudio, las diferencias porcentuales moderadas entre las categorías de la frecuencia de aparición suponen un coeficiente de homogeneidad moderado y ratifica la baja dominancia específica. En cierto modo, los mayores porcentajes en las especies inusuales y ocasionales también revelan la transitoriedad de las especies que utilizan este tipo de ecosistema. Vereá *et al.* (2000) encontraron que la mayoría de las aves capturadas en el bosque de galería del río Güey fueron raras (70%), y no recolectaron individuos de las familias Psittacidae, Bucconidae y Formicariidae. En este estudio se pudieron capturar ejemplares de *Aratinga pertinax* (Psittacidae), *Hypnelus ruficollis* (Bucconidae) y *Formicivora grisea* (Formicariidae). De igual modo, la familia Pipridae, habitual en ecosistemas de bosques

de galería, en el río Güey estuvo representada por dos especies, *Pipra erythrocephala* y *Chiroxiphia lanceolata*, mientras que en el río Manzanares sólo fue oída y recolectada *C. lanceolata*. En cambio, Reynaud (1998), en el río Sinnamary, logró capturar 4 especies: *Pipra aureola*, *P. erythrocephala*, *Manacus manacus* y *Schiffornis turdinus*. Así mismo, existen especies típicamente habituales en las franjas basimontanas cercanas a bosques de galería, e.g., *C. lanceolata*, *Phaethornis* spp. y *Tangara cayana*.

Vereá *et al.* (2000) hallaron que las especies migratorias tuvieron mayor preferencia por el bosque de galería que por el deciduo, aunque representaron sólo el 6,5% de las capturas totales. Durante esta investigación sólo se pudieron recolectar dos especies de la familia Tyrannidae, migratorias de latitudes australes: *Elaenia parvirostris* y *E. chiriquensis* (aunque esta última especie tiene razas migratorias y sedentarias (Rheindt *et al.* 2008)]. A pesar de que los migrantes interlatitudinales tienden a ser más frecuentes en hábitat de bosque secundario (Petit *et al.* 1993), se debe tomar en cuenta que, por regla general, las especies migratorias neárticas, y algunas australes (e.g., *Sporophila lineola*), cuando arriban a latitudes circunecuatoriales suelen estar fuera de su período reproductivo, por lo que cantan con menor frecuencia y se hacen menos detectables (Schwartz 1975, Blake & Loiselle 2000, Marín *et al.* 2010).

Reynaud (1998), en el bosque de galería del río Sinnamary, encontró una baja riqueza de aves insectívoras terrestres, granívoras y nectarívoras, y una alta cantidad de especies insectívoras no terrestres. En parte, los hallazgos obtenidos en esta investigación son compatibles con los de este autor, pues los tiránidos, insectívoros no terrestres por excelencia, resultó la familia con el mayor número de especies. Vereá *et al.* (2000), en el bosque de galería del río Güey, encontraron que, en comparación con el bosque deciduo contiguo, los Emberizidae (granívoros-

frugívoros) fue la familia más dominante. De manera similar, los Emberizidae fue la familia de mayor riqueza en el matorral costero del parque nacional Mochima, en el Estado Sucre (Marín *et al.* 2000); en cambio, en este estudio, los insectívoros e insectívoros-frugívoros de la familia Tyrannidae predominaron notoriamente en el número de especies. De hecho, el Cristofué (*Pitangus sulphuratus*) fue la especie más constante, siendo la única especie censada en todos los meses; la ubicuidad de esta especie pudiera obedecer, en parte, a su plasticidad alimentaria (Latino & Beltzer 1999).

El hecho de que el gremio de los granívoros presentara la tasa más baja de pernocta, pudiera deberse a que sus ritmos de actividad alimentaria están sincronizados con la producción estacional de semillas de determinadas plantas (Quilarque *et al.* 2010), en especial los colúmbidos (Muñoz *et al.* 2006); por el contrario, el Semillero chirrí (*Volatinia jacarina*) fue observado en 9 de los 10 meses muestreados, y aquí se comportó como un especialista en hábitat abiertos de vegetación arbustiva secundaria emergente, en áreas que han sido recientemente cultivadas y abandonadas. Poulin *et al.* (1994a), en la península de Araya, estado Sucre, un ecosistema xerofítico carente de cursos fluviales, encontraron que el gremio insectívoro tuvo la mayor fidelidad-hábitat. Daily *et al.* (2001) y Şekercioğlu *et al.* (2002) manifiestan que los frugívoros, granívoros, nectarívoros y omnívoros a menudo toleran mejor la fragmentación forestal y tienen mayor capacidad de utilizar los enclaves deforestados aledaños a los fragmentos. Por ejemplo, en la Reserva de Biosfera de Ñacuñán, Argentina, Marone (1991) encontró que la distribución espacial invernal del ensamble de aves (principalmente granívoros) fue independiente de los gradientes ambientales, y la diversidad de aves estuvo correlacionada positiva y significativamente con la complejidad vertical, horizontal y florística del hábitat en temporada de cría. Sin embargo, ello no

siempre es así (Snow & Snow 1971, Bersier & Meyer 1995, Fleishman *et al.* 2003, Bojorges & López 2006); de hecho, varios ecólogos han argumentado que las especies no responden igualmente a todos los cambios de un factor particular del hábitat durante todo el tiempo (e.g., Colwell & Futuyma 1971).

Otro aspecto a considerar es que a lo largo de la cuenca media del río Manzanares son habituales los cultivos de plantas frutales, especialmente mango (*Mangifera indica*), merey (*Anacardium occidentale*), ciruela (*Spondias purpurea*), lechosa (*Carica papaya*), guayaba (*Psidium guajava*), pomalaca (*Syzygium malaccense*) y naranja (*Citrus aurantium*), los cuales ofrecen una alternativa alimentaria estacional para las especies que practican la frugivoría, como ya ha sido señalado para varios agro cultivos (Robbins *et al.*, 1992). En Puerto Rico, Carlo *et al.* (2004) resaltan la importancia de incorporar árboles frutales en sembradíos de café para favorecer a las aves frugívoras; otro tanto aseveran Durán & Kattan (2005) en Colombia. En Venezuela se han podido identificar 75 y 72 especies asociadas a cultivos naranja y cacao (*Theobroma cacao*), respectivamente (Verea *et al.* 2005; Verea *et al.* 2009).

Otro factor que estaría influenciado los resultados es la estacionalidad pluvial; ciertamente, durante el período lluvioso, los ríos experimentan crecientes inusitadas, cuya regularidad varía con la intensidad de las lluvias en cada mes. La extensión de tierra inundada y duración de estos anegamientos dependerá de la pendiente del cauce fluvial, su cercanía a la franja basimontana y la exuberancia del dosel forestal. Eventualmente, los terrenos aluviales aledaños al cauce son anegados, provocando la desaparición temporal de microhábitat, particularmente para especies de aves que se alimentan y/o anidan en el suelo y el sotobosque, lo que debiera influir en su permanencia y/o la frecuencia de capturas (Rosenberg 1990).

Otro tanto sucede con los parches remanentes de vegetación, luego de episodios de quema, pues, como se pudo observar en esta investigación, las aves tienden a concentrarse en estos parches, y al colocar redes, dentro y alrededor de ellos, las tasas de capturas pueden resultar sobreincrementadas; lo contrario sucede con los conteos por punto. Ciertamente, los incendios de vegetación han sido señalados como un factor determinante en los cambios estructurales en la abundancia y riqueza en las comunidades de aves neotropicales (Marone 1990a, Thiollay 1999, Vereá & Díaz 2005). Asociado a este factor está el uso cada vez mayor de los escenarios fluviorribereños con fines agrícolas y la consecuente proliferación de asentamientos poblacionales a éstos, lo que pueden reflejar cambios en la abundancia relativa mensual, frecuencia de aparición y las tasas de éxodo para ciertas especies, pudiendo afectar los patrones históricos de distribución y diversificación de la avifauna (Miller *et al.* 2003).

Definitivamente, los eventos de tala y quema pudieran estar influyendo, en última instancia, en los resultados cualicuantitativos obtenidos en este estudio, pues se observaron episodios recurrentes dentro y/o cercanos al área de muestreo, provocados por los agricultores que viven en el área o por turistas que acampan a lo largo de los afluentes y el curso principal del río Manzanares. De hecho, la ausencia casi total en este inventario de los “trepatroncos”, especies de la familia Dendrocolaptidae (sólo se detectaron individuos de la especie *Xiphorhynchus picus* en el mes de julio en la estación CT), pudiera estar relacionada con estos eventos; tanto es así, que Vereá *et al.* (2000), en el río Güey, lograron recolectar hasta seis especies de esta familia. Terborgh (1977), en los Andes; Soares & Anjos (1999), en Brasil, y Becerra & Grigera (2005), en la Patagonia argentina, han señalado los efectos negativos de la fragmentación para las aves trepadoras de las familias Picidae y Dendrocolaptidae.

Las prácticas severas de deforestación, en especial las quemadas periódicas masivas sin control, en apariencia deberían tener un impacto más negativo en la comunidad aviar del sotobosque (Mason 1996, Restrepo & Gómez 1998, Pearman 2002, Şekercioğlu *et al.* 2002, Şekercioğlu 2007). Y aunque eventualmente existen especies de aves que pueden sobrevivir en fragmentos de bosque secundario sucesional luego de estos episodios de devastación (Terborgh & Weske 1969, Waide & Narins 1992, Schulte & Niemi 1998, Borges & Stouffer 1999, Isacch & Martínez 2001, Daily *et al.* 2001), existen evidencias alarmantes de que los gremios insectívoros que explotan el sotobosque tropical vienen sufriendo un declive notorio de sus poblaciones en fragmentos boscosos perturbados (Stratford & Stouffer 1999, Şekercioğlu *et al.* 2002, Şekercioğlu 2007, Van Houtan *et al.* 2007). Por otro lado, como las especies difieren en cuanto a la extensión de su ámbito vivencial (home range), distribución geográfica y requerimientos energéticos, utilización estacional y respuestas a las alteraciones de sus hábitat, la percepción de sus necesidades específicas puede resultar un desafío formidable y complicado para los entes encargados de la planificación y manejo conservacionista, por lo que el mantenimiento de la homogeneidad del bosque tiene implicaciones obvias en futuros planes de manejo (Willson & Comet 1996, Block *et al.* 1995, Şekercioğlu 2007).

En rigor, se pondría de manifiesto que, a pesar de estar fragmentados y semiurbanizados, la dinámica florística de los hábitat del bosque de galería de la cuenca media del río Manzanares en términos de heterogeneidad vertical y horizontal de la vegetación nativa (Rotemerry 1985), capacidad de regeneración ante episodios de tala y quema (Waide & Narins 1992, Ellis 2001) y presencia de cultivos de frutales (Carlo *et al.* 2004, Durán & Kattan 2005, Vereá *et al.* 2005, Vereá *et al.* 2009) parecen reunir condiciones adecuadas de disponibilidad alimentaria y refugio durante

gran parte del año, actuando quizá como “parcelas tampón” (Miller *et al.* 2003), y ajustándose al modelo de la teoría del nicho el cual predice una correlación positiva entre la heterogeneidad del hábitat y la diversidad de especies (Marone 1991).

Si bien representa una evaluación preliminar de la avifauna, las implicaciones conservacionistas en el bosque de galería basimontano de la cuenca media del río Manzanares involucrarían una gama de circunstancias intrínsecas y extrínsecas no evaluadas en esta investigación, como ámbito vivencial de las especies, capturas con fines de ornato, tamaño de los fragmentos, calidad del suelo, clima local y uso otrora y actual de la tierra, que deberán ser evaluadas con mayor rigurosidad (Waide & Narins 1992, Abell *et al.* 2007, Marín *et al.* 2010). En ese sentido se hace necesario implementar políticas ambientales más convincentes para monitorear y/o restaurar los lotes boscosos que aún permanecen, de modo de estimular el retorno, al menos a mediano y largo plazo, de especies de aves que originalmente poblaban estos paisajes ahora fragmentados. Los datos suministrados aquí serían la línea base inicial para futuros estudios de esta índole en este importante curso fluvial del Estado Sucre.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abell, R.; Allan, J.D. & Lehner, B. 2007. Unlocking the potential of protected areas for freshwaters. *Biological Conservation*, 134: 48-63.
- Acosta, M.; Guevara, I.; Cumana, L.; Quijada, M.; Rondón, J. & Bello, J. 2006. *Estudio preliminar de la composición florística de bosques ribereños de las cuencas media y baja del río Manzanares, estado Sucre*. LVI Convención Anual de AsoVac (Resúmenes), Cumaná, Venezuela. p. 58.
- Anderson, B.; Ohmart, R. & Rice, J. 1983. Avian and vegetation community structure and their seasonal relationships in the Lower Colorado River Valley. *Condor*, 85: 392-405.
- Anjos, L. dos; Schuchmann K. & Berndt, R. 1997. Avifaunal composition, species richness, and status in the Tibagi river basin, Parana state, southern Brazil. *Ornitología Neotropical*, 8: 145-174.
- Anjos, L. dos & Boçon, R. 1999. Bird communities in natural forest patches in southern Brazil. *Wilson Bulletin*, 111: 397-414.
- Anthony, R.; Green, G.; Forsman, E. & Nelson, S. 1996. Avian abundance in riparian zones of three forest types in the Cascade Mountains, Oregon. *Wilson Bulletin*, 108: 280-291.
- Armenteras, D.; Rudas, G.; Rodríguez, N.; Sua, S. & Romero, M. 2006. Patterns and causes of deforestation in the Colombian Amazon. *Ecological Indicators*, 6: 353-368.
- Arriaga-Weiss, S.L.; Calmé, S. & Kampichler, C. 2008. Bird communities in rainforest fragments: guild responses to habitat variables in Tabasco, Mexico. *Biodiversity and Conservation*, 17: 173-190.
- Becerra, R. & Grigera, D. 2005. Variación estacional del ensamble de aves de un bosque norpatagónico de lenga (*Nothofagus pumilio*) y su relación con la disponibilidad de sustratos de alimentación. *El Hornero*, 20: 131-139.
- Bersier, L. & Meyer, D. 1995. Relation between bird assemblages: vegetation structure and floristic composition of mosaic patches in riparian forest. *Acta Oecologica*, 15: 561-576.
- Bierregaard, R. & Lovejoy, T. 1989. Effects of forest fragmentation on understory bird communities. *Acta Amazonica*, 19: 215-241.
- Blake, J. & Loiselle, B. 2000. Diversity of birds along an elevational gradient in the Cordillera Central, Costa Rica. *Auk*, 117: 663-686.
- Blake, J.G. & Rougès, M. 1997. Variation in capture rates of understory birds in El

- Rey National Park, Northwestern Argentina. *Ornitología Neotropical*, 8: 185-193.
- Block, W.; Finch, D. & Brennan, L. 1995. *Single-species versus multiple-species approaches for management*. In: *Status and management of Neotropical migratory birds*. Martin, T. & Finch, M. (eds.). Oxford Univ. Press. New York, USA. pp. 461-476
- Bojorges, J. & López, L. 2006. Asociación de la riqueza y diversidad de especies de aves y estructura de la vegetación en una selva mediana subperennifolia en el centro de Veracruz, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 77: 235-249.
- Borges, S. & Stouffer, P. 1999. Bird communities in two types of anthropogenic successional vegetation in Central Amazonia. *Condor*, 101: 529-536.
- Brooks, T.M. 1997. Avian seasonality at a locality in the central Paraguayan Chaco. *El Hornero*, 14: 193-203.
- Brooks, T.M.; Pimm, S. & Oyugi, J.O. 1999. Time lag between deforestation and bird extinction in tropical forest fragmentation. *Conservation Biology*, 13: 1140-1150.
- Capurro, H.A. & Bucher, E.H. 1986. Variación estacional en la comunidad de aves del bosque chaqueño de Chemical. *Physis*, 44: 1-6.
- Carlo, T., Collazo, J. & Groom, M. 2004. Influence of fruit diversity and abundance on bird use of two shaded coffee plantation. *Biotropica*, 36: 602-614.
- Cavalcanti, R. & Alves, M. 1997. Effects of fire on savanna birds in Central Brazil. *Ornitología Neotropical*, 8: 85-87.
- Codesido, M. & Bilenca, D. 2004. Variación estacional de un ensamble de aves en un bosque subtropical semiárido del Chaco argentino. *Biotropica*, 36: 544-554.
- Colwell, L. & Coddington, J. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society (series B)*, 345: 101-118.
- Colwell, R.K. & Futuyma, D.J. 1971. On the measurements of the niche breadth and overlap. *Ecology*, 52:567-576.
- Cueto, V. 2006. Escalas en ecología: su importancia para el estudio de la selección de hábitat en aves. *El Hornero*, 21: 1-13.
- Daily, G.C.; Ehrlich, P.R. & Sánchez-Azofeifa, G.A. 2001. Countryside biogeography: use of human-dominated habitats by the avifauna of southern Costa Rica. *Ecological Applications*, 11:1-13.
- Darveau, M.; Beaudesne, P.; Belanger, L.; Huot, J. & LaRue, P. 1995. Riparian forest strips as habitat for breeding birds in the boreal forest. *Journal of Wildlife Management*, 59: 67-78.
- Del Hoyo, J.; Elliot, A. & Sargatal, J. (eds.). 1994. *Vultures to Guinea-fowls. Handbook of the Birds of the World. Vol. 1*. Lynx Edicions, Barcelona.
- Deslauriers, J. & Francis, C. 1990. The effect of time of day on mist-net captures on spring migration. *Journal of Field Ornithology*, 62: 107-116.
- De Visscher, M. 1981. Consideraciones sobre el uso de redes de neblina en el análisis de comunidades de aves en hábitat tropical. *Acta Biologica Venezolánica*, 11: 89-107.
- Diefenbach, D.; Braunin, D. & Mattice, J. 2003. Variability in grassland bird counts related to observer differences and species detection rates. *Auk*, 120: 1168-1179.
- Durán, S. & Kattan, H. 2005. A test of the utility of exotic tree plantations for understory birds and food resources in the Colombian Andes. *Biotropica*, 37: 129-135.
- Ellis, L.M. 2001. Short-term response of woody plants to fire in a Rio Grande riparian forest, Central New Mexico, USA. *Biological Conservation*, 97: 159-

- 170.
- Ferraz, G.; Nichols, J.D.; Hines, J.E.; Stouffer, P.C.; Bieerregard, R.O. Jr. & Lovejoy, T.E. 2007. A large-scale deforestation experiment: Effects of patch area and isolation on Amazon birds. *Science*, 315: 238-241.
- Fleishman, E.; McDonald, N.; MacNally, R.; Murphy, D.; Walters, J. & Floyd, T. 2003. Effects of floristics, physiognomy and non-native vegetation on riparian bird communities in a Mojave desert watershed. *Journal of Animal Ecology*, 72: 484-490.
- Flores, B.; Rumiz, D. & Cox, G. 2001. Avifauna del bosque semideciduo Chiquitano (Santa Cruz, Bolivia) antes y después de un aprovechamiento forestal selectivo. *Ararajuba*, 9: 21-31.
- Fowler, J. & Cohen, L. 1996. *Statistics for ornithologists*. British Ornithologist Trust. England.
- Franzreb, K. 1987. Perspectives on managing riparian ecosystems for endangered bird species. *Western Birds*, 18: 3-9.
- Greenberg, R. & Gradwohl, J. 1986. Constant density and stable territoriality in some tropical insectivorous birds. *Oecologia*, 69: 618-625.
- Hanowsky, J.; Niemi, G. & Blake, J. 1990. Statistical perspectives and experimental design when counting birds on line transects. *Condor*, 92: 326-335.
- Herzog, S.; Kessler, M. & Cahill, T. 2002. Estimating species richness of tropical bird communities from rapid assessment data. *Auk*, 119: 749-769.
- Hilty, S.L. 2003. *Birds of Venezuela*. Princeton University Press. Princeton and Oxford, USA.
- Hodges, M.F. & Krementz, D.G. 1996. Neotropical migratory breeding bird communities in riparian forests of different widths along the Altamaha River, Georgia. *Wilson Bulletin*, 108: 496-506.
- Holmes, R. & Recher, H. 1986. Determinants of guild structure in forest bird communities: an intercontinental comparison. *Condor*, 88: 427-439.
- Horlent, N.; Juárez, M. & Arturi, M. 2003. Incidencia de la estructura del paisaje sobre la composición de especies de aves de los talares del noreste de la provincia de Buenos Aires. *Ecología Austral*, 13: 173-182.
- Isacch, J. & Martínez, M. 2001. Estacionalidad y relaciones con la estructura del hábitat de la comunidad de aves de pastizales de paja colorada (*Paspalum quadrifarium*) manejados con fuego en la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Ornitología Neotropical*, 12: 345-354.
- Jaksic, F. & Feinsinger, P. 1991. Bird assemblages in temperate forest of North and South America: a comparison of diversity, dynamics, guild structure, and resource use. *Revista Chilena de Historia Natural*, 64: 491-510.
- Johns, A. D. 1991. Responses of Amazonian forest birds to habitat modification. *Journal of Tropical Ecology*, 7: 417-437.
- Karr, J.R. 1976. Seasonality, resource availability and community diversity in tropical bird communities. *American Naturalist*, 110: 973-994.
- Karr, J.R. 1981. Surveying birds with mist nets. *Studies in Avian Biology*, 6: 62-67.
- Keller, C.M.E.; Robbins, C.S. & Hatfield, J.S. 1993. Avian communities in riparian forests of different widths in Maryland and Delaware. *Wetlands*, 13: 137-144.
- Knopf, F.L. & Samson, F.B. 1994. Scale perspectives on avian diversity in western riparian ecosystems. *Conservation Biology*, 8: 669-676.
- Knopf, F.; Johnson, R.; Rich, T.; Samson, F. & Szaro, R. 1988. Conservation of riparian ecosystems in the United States. *Wilson Bulletin*, 100: 272-284.
- Krebs, C. 1989. *Ecological methodology*. Harper-Collins Publisher. New York, USA.
- Latino, S. & Beltzer, A. 1999. Ecología trófica

- del benteveo *Pitangus sulphuratus* (Aves: Tyrannidae) en el valle de inundación del río Paraná, Argentina. *Orsis*, 14: 69-78.
- Lefebvre, G. & Poulin, B. 1996. Seasonal abundance of migrant birds and food resources in Panamanian mangroves forests. *Wilson Bulletin*, 108:748-759.
- Levey, D. 1988. Tropical wet forest treefall gaps and distribution of understory birds and plants. *Ecology*, 69: 1067-1089.
- Loiselle, B. & Blake, J. 1991. Temporal variation in birds and fruits along an elevational gradient in Costa Rica. *Ecology*, 72: 180-193.
- Lynch, J. 1995. *Effect of count point duration, time-of-day, and aural stimuli on detectability of migratory and resident bird species in Quintana Roo, Mexico*. In: *Monitoring bird populations by point counts*. Ralph, C., Sauer, S. & Droege, S. (eds.). Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-149, Pacific S.W. For. Res. Stn. Albany, CA, USA. pp. 1-6.
- Maldonado, C. & Marini, M. 2000. Effects of forest fragmented size and successional stages on mixed-species bird flocks in southeastern Brazil. *Condor*, 102: 595-600.
- Marín, G.; Rodríguez, J.; Vásquez, M. & Egáñez, R. 2000. Lista preliminar de la avifauna marino-litoral e insular del parque nacional Mochima, Venezuela. *El Pitirre*, 13: 82-87.
- Marín, G.; Bastidas, L.; Muñoz, J.; Oliveros, O.; Navarro, R. & Marcano, B. 2007. Perfil ecológico de la avifauna de los Llanos Orientales de Venezuela en función de los impactos antrópicos. *Interciencia*, 32: 391-398.
- Marín, G.; Guevara, S.; Prieto, A.; Muñoz, J. & Carvajal, Y. 2010. Comercialización ilegal de aves silvestres: un caso en Venezuela. *The Biologist (Lima)*, 9: 38-52.
- Marone, L. 1990a. Modifications of focal and regional bird diversity after a fire in the Monte Desert, Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural*, 63: 187-195.
- Marone, L. 1991. Habitat features affecting bird spatial distribution in the Monte Desert, Argentina. *Ecología Austral*, 1: 77-86.
- Mason, D. 1996. Responses of Venezuelan understory birds to selective logging enrichments strips, and vine cutting. *Biotropica*, 28: 296-309.
- Matchtans, C.S.; Villard, M.A. & Hannon, S.J. 1996. Use of riparian buffer strips as movement corridors by forest birds. *Conservation Biology*, 10: 1366-1379.
- Meiklejohn, B.A. & Hughes, J.W. 1999. Bird communities in riparian buffer strips of industrial forests. *American Midland Naturalist*, 141: 172-184.
- Miller J.; Wiens, J.; Thompson, N. & Theobald, D. 2003. Effects of human settlement on bird communities in lowland riparian areas of Colorado (USA). *Ecology Applied*, 13: 1041-1059.
- Muñoz, J.; Marín, G. & Rodríguez, J.R. 2006. Dieta de tres especies de aves colúmbidas en un hábitat xerofítico litoral del nororiente de Venezuela. *Saber*, 17: 215-223.
- Pagen, R.; Thompson, F. & Burhans, D. 2001. A comparison of point-count and mist-net detections of songbirds by habitat and time-of-season. *Journal of Field Ornithology*, 73: 53-59.
- Pardiek, K. & White, R. 1991. Mesh size as a factor in avian community studies using mist nets. *Journal of Field Ornithology*, 63: 250-255.
- Pearman, P.B. 2002. The scale of community structure: habitat variation and avian guilds in tropical forest understory. *Ecological Monographs*, 72: 19-39.
- Petit, L. & Petit, D. 2003. Evaluating the importance of human-modified lands for neotropical bird conservation. *Conservation Biology*, 17: 1523-1735.
- Petit, D.; Lynch, J.; Hutto, R.; Blake, J. & Waide, R. 1993. *Management and*

- conservation of migratory landbirds overwintering in the Neotropics*. In: *Status and management of Neotropical migratory landbirds*. Finch, D.M. & Stangel, P.W. (eds.). USDA Forest Service, Gen. Tech. Rep. RM-229, Fort Collins, CO., USA. pp. 70-93.
- Phelps, W.H. Jr. & Meyer de Schauensee, R. 1979. *Una guía de las aves de Venezuela*. Gráficas Armitano. Caracas, Venezuela.
- Poulin, B.; Lefebvre, G. & McNeil, R. 1992. Tropical avian phenology in relation to abundance and exploitation of food resources. *Ecology*, 73: 2295-2309.
- Poulin B.; Lefebvre G. & McNeil R. 1994a. Characteristics of feeding guilds and variation in diets of bird species of three adjacent tropical sites. *Biotropica*, 26: 187-197.
- Quilarque, E.; Marín, G. & Carvajal, Y. 2009. Muda y reproducción en aves passeriformes durante el período lluvioso en un ecotono bosque palustre-bosque basimontano Neotropical. *Saber*, 21: 108-113.
- Quilarque, E.; Marín, G.; Carvajal, Y. & Ferrer, H. 2010. Componentes de la dieta de *Sprophila minuta*, *S. intermedia* (Emberizidae), *Myiozetetes similis* y *Elaenia flavogaster* (Tyrannidae) en un ecotono bosque palustre-basimontano de Venezuela. *Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas*, 44: 161-172.
- Quinteros, Z.; Sánchez, E. & Tovar, H. 2002. Relación entre la abundancia relativa y la densidad real en tres poblaciones de aves. *Ecología Aplicada*, 1: 95-104.
- Ralph, C. 1985. Habitat association patterns of forest and steppe birds on northern Patagonia, Argentina. *Condor*, 87: 471-483.
- Rappole, J. & Morton, E. 1985. Effects of habitat alteration on a tropical avian forest community. *Ornithological Monographs*, 36: 1013-1022.
- Rappole, J.; Winker, K. & Power, G. 1998. Migratory bird habitat use: mist nets versus point counts. *Journal of Field Ornithology*, 69: 635-643.
- Remsen, J. Jr. 1994. Use and misuse of bird lists in community ecology and conservation. *Auk*, 111: 225-227.
- Remsen, J. Jr. & Good, D. 1996. Misuse of data from mist-net captures to assess relative abundance in bird populations. *Auk*, 113: 381-398.
- Remsen, J. & Parker, T. III. 1983. Contribution of river-created habitats to bird species richness in Amazonia. *Biotropica*, 15: 223-231.
- Renjifo, L.M. 2001. Composición changes in a subandean avifauna after long-term forest fragmentation. *Ecological Applications*, 8: 170-183.
- Restrepo, C. & Gómez, N. 1998. Responses of understory birds to anthropogenic edges in a tropical montane forest. *Ecological Applications*, 8: 170-183.
- Reynaud, P. 1998. Changes in understory avifauna along the Sinnamary River (French Guyana, South America). *Ornitología Neotropical*, 9: 51-70.
- Rheindt, F.E.; Christidis, L. & Norman, J.A. 2008. Habitat shifts in the evolutionary history of a Neotropical flycatcher lineage from forest and open landscapes. *BMC Evolutionary Biology*, 8: 193 (18 pp.).
- Robbins, C.; Dowell, B.; Dawson, D.; Cólón, J.; Estrada, R.; Sutton, A.; Sutton, R. & Weyer, D. 1992. *Comparison of Neotropical migrant landbird populations wintering in tropical forest, isolated forest fragments, and agricultural habitats*. In: *Ecology and conservation of Neotropical migrant landbirds*. Hagan, J.M. III & Johnston, D. (eds.). Smithsonian Institution Press. Washington, D.C. USA. pp. 207-220.
- Romano, M.; Barberis, I.; Pagano, G. & Maidagan, J. 2003. Seasonal and interannual variation in waterbird abundance and species composition in the Melincué saline lake, Argentina. *European Journal of Wildlife Research*,

- 51: 1-13.
- Rosenberg, G. 1990. Habitat specialization and foraging behaviour by birds of Amazonian river islands in northeastern Peru. *Condor*, 92:427-443.
- Rosenberg, K.; Ohmart, R. & Anderson, B. 1982. Community organization of riparian breeding birds: Response to an annual resource peak. *Auk*, 99: 260-274.
- Rotenberry, J. 1985. The role of habitat in avian community composition: physiognomy of floristics. *Oecologia* 67: 213-217.
- Rottenborn, S.C. 1999. Predicting the impacts of urbanization on riparian bird communities. *Conservation Biology*, 88: 289-299.
- Sarmiento, F.O. 2001. *Diccionario de ecología: paisajes, conservación y desarrollo sustentable para Latinoamérica*. Ediciones Abya-Yala. Quito, Perú.
- Schulte, L. & Niemi, G. 1998. Bird communities of early successional Borneo and logged forest. *Journal of Wildlife Management*, 62: 1418-1429.
- Schwartz, P. 1975. Solved and unsolved problems in the *Sporophila lineola/bouvronides* complex (Aves: Emberizidae). *Annals of Carnegie Museum*, 45: 277-285.
- Şekercioğlu, C. 2007. Conservation ecology: area trumps mobility in fragments bird extinctions. *Conservation Biology*, 17: 283-286.
- Şekercioğlu, C.; Ehrlich, P.; Daily, G.; Aygen, D.; Goehring, D. & Sandi, R. 2002. Disappearance of insectivorous birds from tropical forest fragments. *PNAS*, 99: 253-267.
- Skagen, S.; Melcher, C.; Howe, W. & Knopf, F. 1998. Comparative use of riparian corridors and oases by migrating birds in southeast Arizona. *Conservation Biology*, 12: 896-909.
- Snow, B. & Snow, D. 1971. The feeding ecology of tanagers and honeycreeper in Trinidad. *Auk*, 88: 291-322.
- Soares, E. & Dos Anjos, L. 1999. Efeito da fragmentação florestal sobre aves escaladoras de tronco e galho na região de Londrina, norte do estado do Paraná, Brasil. *Ornitologia Neotropical*, 10: 61-68.
- Stauffer, D.F. & Best, L.B. 1980. Habitat selection by birds of riparian communities: Evaluating effects of habitat alterations. *Journal of Wildlife Management*, 44: 1-15.
- Stiles, F.G. & Rosselli, L. 1998. Inventario de las aves de un bosque altoandino: comparación de dos métodos. *Caldasia*, 20: 29-43.
- Stratford, J.A. & Stouffer, P.C. 1999. Local extinctions of terrestrial insectivorous birds in a fragmented landscape near Manaus, Brasil. *Conservation Biology*, 13: 1416-1423.
- Strong, T. & Bock, C. 1990. Bird species distribution patterns in riparian habitats in Southeastern Arizona. *Condor*, 92: 866-885.
- Terborgh, J. 1977. Bird species diversity on an elevation gradient. *Ecology*, 58: 1007-1019.
- Terborgh, J. 1985. *Habitat selection in Amazonian birds*. In: *Habitat selection in birds*. Cody, M.L. (ed.). Academic Press. Orlando, USA. pp. 311-338.
- Terborgh, J. & Faaborg, J. 1980. *Factor affecting the distribution and abundance of North American migrants in the eastern region*. In: *Migrant birds in the Neotropics: ecology, behavior, distribution and conservation*. Keast, A. & Morton, E. (eds.). Smithsonian Institution Press. Washington, D.C., USA. pp. 145-155.
- Terborgh, J. & Weske, J. 1969. Colonization of secondary habitats by Peruvian birds. *Ecology*, 50: 765-782.
- Thiollay, J. 1992. Influence of selective logging on bird species diversity in a Guianan rain forest. *Conservation Biology*, 6: 47-63.
- Thiollay, J. 1999. Responses of an avian

- community to rain forest degradation. *Biodiversity and Conservation*, 8: 513-534.
- Van Houtan, K.S.; Pim, S.L.; Halley, J.M.; Stouffer, P.C.; Bierregard, R.O. Jr. & Lovejoy, T.E. 2007. Dispersal of Amazonian birds in continuous and fragmented forest. *Ecology Letters*, 9: 1-11.
- Vannini, J. 1994. Neartic avian migrants in coffee plantations and forest fragments of south-western Guatemala. *Bird Conservation International*, 4: 209-232.
- Verea, C.; Fernández-Badillo, A. & Solórzano, A. 1997. Avifauna del bosque tropófilo basimontano deciduo de la vertiente sur del Parque Nacional Henri Pittier, Venezuela. *Revista de la Facultad de Agronomía*, 23: 107-124.
- Verea, C.; Fernández-Badillo, A. & Solórzano, A. 1998. La avifauna del sotobosque de una selva decidua tropical en Venezuela. *Ornitología Neotropical*, 9: 161-176.
- Verea, C.; Fernández-Badillo, A. & Solórzano, A. 2000. Variación en la composición de las comunidades de aves de sotobosque de dos bosques en el norte de Venezuela. *Ornitología Neotropical*, 11: 65-79.
- Verea, C. & Díaz, M. 2005. Variaciones temporales en la composición de la comunidad de aves de un sotobosque deciduo del Parque Nacional Henri Pittier, norte de Venezuela. *Memorias de la Fundación La Salle de Ciencias Naturales*, 163: 19-36.
- Verea, C. & Solórzano, A. 2005. Avifauna asociada al sotobosque de un cultivo de cacao del norte de Venezuela. *Ornitología Neotropical*, 16: 1-14.
- Verea, C.; Araujo, M.A.; Parra, L. & Solórzano, A. 2009. Estructura de la comunidad de aves de un monocultivo frutícola (naranja) y su valor de conservación para la avifauna: estudio comparativo con un cultivo agroforestal. *Memoria de la Fundación La Salle de Ciencias Naturales*, 172: 51-68.
- Vickery, P.; Hunter, H. & Wells, J. 1992. Is density an indicator of breeding success? *Auk*, 109: 706-710.
- Waide, R. & Narins, P. 1992. Influence of selective logging on bird species diversity in a Guiana rain forest. *Conservation Biology*, 6: 47-63.
- Warkentin, I.G. & Reed, J.M. 1999. Effects of habitat type and degradation on avian species richness in Great Basin riparian habitats. *Great Basin Naturalist*, 59: 205-212.
- Whitaker, D.M. & Montevecchi, W.A. 1999. Breeding bird assemblages inhabiting riparian buffer strips in Newfoundland, Canada. *Journal of Wildlife Management*, 63: 167-179.
- Whitman, A.; Hagan, J. III & Brokaw, V. 1997. A comparison of two bird survey techniques used in a subtropical forest. *Condor* 99: 995-965.
- Whitman, A.; Hagan, J. III & Brokaw, V. 1998. Effects of selection logging on birds in northern Belize. *Biotropica*, 30: 449-457.
- Whittingham, M. & Markland, J. 1992. The influence of substrate on the functional response of an avian granivore and its implications for farmland bird conservation. *Oecologia*, 130: 637-644.
- Willson, M. & Comet, T. 1996. Bird communities of northern forests: patterns of diversity and abundance. *Condor*, 98: 337-349.
- Wunderle, J. 1994. *Métodos para censar aves terrestres del Caribe*. Gen. Tech. Rep. SO-100. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Forest Experiment Station. New Orleans, LA, USA.

Fecha de recepción: 31 de octubre del 2011.
 Fecha de aceptación: 21 de diciembre del 2011.