

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



ANÁLISIS JERÁRQUICO DE LA COMUNIDAD DE AVES ASOCIADA AL
HÁBITAT RIBEREÑO DOMINADO POR *Taxodium mucronatum* EN
EL RÍO SABINAS, COAHUILA DE ZARAGOZA, MÉXICO

Por

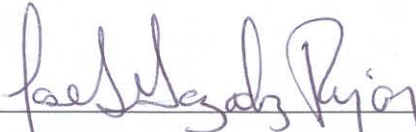
IRENE RUVALCABA ORTEGA

Como requisito parcial para obtener el Grado de
DOCTOR EN CIENCIAS
CON ACENTUACIÓN EN MANEJO DE VIDA SILVESTRE
Y DESARROLLO SUSTENTABLE

Septiembre, 2009

ANÁLISIS JERÁRQUICO DE LA COMUNIDAD DE AVES ASOCIADA AL
HÁBITAT RIBEREÑO DOMINADO POR *Taxodium mucronatum* EN EL RÍO
SABINAS, COAHUILA DE ZARAGOZA, MÉXICO

Comité de Tesis



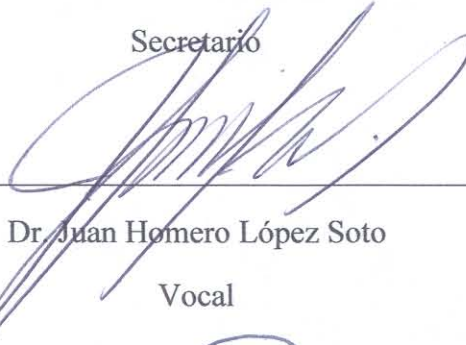
Dr. José Ignacio González Rojas

Director



Dr. Roberto Mercado Hernández

Secretario



Dr. Juan Homero López Soto

Vocal



Dr. David Lazcano Villarreal

Vocal



Dr. Glafiro J. Alanis Flores

Vocal

Dedicada

A mi esposo Ricardo por su amor y apoyo incondicional, por ser ese compañero y amigo que me impulsa a ser mejor... a evolucionar.

A mis padres, Flavio y Ernestina, por su cariño, apoyo y guía.

A mis hermanos adorados, Flavio y Maru.

A mis sobrinos preciosos, Miguel, Najla, Flavito y Maya.

AGRADECIMIENTOS

A mi asesor, el Dr. José Ignacio González Rojas, por todo su apoyo y guía a lo largo de mi formación académica.

Al Acta de Conservación de los Humedales de Norteamérica (North America Wetlands Conservation Act, NAWCA) por los fondos aportados al proyecto “Protección y manejo de hábitats riparios en el Río Sabinas, México/Protection and management of the riparian hábitats in Rio Sabinas, Mexican State of Coahuila”, clave MX-N26E1, que permitieron la realización de esta tesis.

Al Programa de Apoyo a la Investigación Científica y Tecnológica (PAICYT) de la Universidad Autónoma de Nuevo León por los fondos aportados al proyecto “Aves asociadas a la vegetación riparia en el Río Sabinas, Coahuila, México”, claves CN9110-04 y CN1116-05, que permitieron el término de esta tesis.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por la beca otorgada para la realización de mis estudios (clave 188003).

Al Consejo Ecológico de Participación Ciudadana de la Región Carbonífera, A. C. (CEPACI) por el apoyo logístico brindado para la realización de esta tesis.

A los miembros de mi comité de tesis y al M.C. Ricardo Canales del Castillo por los comentarios y aportaciones hechas a este escrito.

Al Biól. José Juan Flores Maldonado por su ayuda con la digitalización de imágenes. A los biólogos Wendy Sánchez Mejía, Edgar Alejandro Martínez Valdez, Gustavo Fernández de los Santos, Hugo Enrique Elizondo Alejo, Cayetano Villarreal Lozoya, Mauricio Martínez Miramontes y Gabriel Ruíz Aymá por su colaboración con los muestreos de vegetación. Al Biól. Hidalgo Rodríguez Vela por su constante apoyo y consejos.

A todos que aquellos que colaboraron de una u otra forma a la culminación de esta tesis.

TABLA DE CONTENIDO

Sección	Página
AGRADECIMIENTOS	i
LISTA DE TABLAS	iv
LISTA DE FIGURAS	vii
RESUMEN.....	x
ABSTRACT	xi
1. INTRODUCCIÓN	1
2. HIPÓTESIS.....	4
3. OBJETIVOS	5
3.1. Objetivo general.....	5
3.2. Objetivos particulares	5
4. ANTECEDENTES.....	6
4.1. Aves de hábitats ribereños	6
4.2. Efectos de los cambios de la vegetación sobre las aves ribereñas.....	8
4.3. Efecto de la urbanización sobre las aves.....	9
4.4. Efectos del paisaje sobre las aves ribereñas.....	11
4.5. Aves del Río Sabinas	13
4.6. Vegetación ribereña	13
5. ÁREA DE ESTUDIO	16
5.1. Clima.....	17
5.2. Edafología.....	18
5.3. Hidrología	18
5.4. Fisiografía	19
5.5. Vegetación	20
6. MÉTODOS	28
6.1. Comunidad de aves del Río Sabinas.....	28
6.2. Análisis por secciones.....	31
6.3. Análisis jerárquico	36

7. RESULTADOS.....	40
7.1. Comunidad de aves del Río Sabinas.....	40
7.2. Análisis por secciones.....	61
7.3. Análisis jerárquico.....	80
8. DISCUSIÓN.....	96
9. CONCLUSIONES.....	117
APÉNDICES.....	119
LITERATURA CITADA.....	136
RESUMEN BIOGRÁFICO.....	157

LISTA DE TABLAS

Tabla	Página
1. Listado de especies registradas para el Río Sabinas, Coahuila, México en orden filogenético.....	42
2. Valores de abundancia relativa (A_r) y clasificación de importancia de cada especie en base al diagrama de Olmstead-Tukey, durante las temporadas reproductiva (OT-R) e invernada (OT-I).....	55
3. Valores de abundancia (A), frecuencia de ocurrencia (FO) y clasificación de importancia de cada especie en base al diagrama de Olmstead-Tukey, para cada sección del Río Sabinas.....	63
4. Valores del índice de similitud de Bray-Curtis entre las comunidades de aves de cada sección del Río Sabinas.	69
5. Valores del índice de diversidad (H') y equitatividad (J') de Shannon para la comunidad de aves de cada sección del Río Sabinas.....	70
6. Número de individuos, diámetro a 1.30 m (DAP), A=área basal, dominancia relativa (DomR), densidad relativa (DR), frecuencia relativa (FR) y valor de importancia (VI) para las especies del estrato arbóreo del hábitat ribereño de Melchor Múzquiz.....	71
7. Número de individuos, diámetro a 1.30 m (DAP), A=área basal, dominancia relativa (DomR), densidad relativa (DR), frecuencia relativa (FR) y valor de importancia (VI) para las especies del estrato arbustivo del hábitat ribereño de Melchor Múzquiz.....	72
8. Número de individuos, diámetro a 1.30 m (DAP), A=área basal, dominancia relativa (DomR), densidad relativa (DR), frecuencia relativa (FR) y valor de importancia (VI) para las especies del estrato herbáceo del hábitat ribereño de Melchor Múzquiz.....	73

9. Número de individuos, diámetro a 1.30 m (DAP), A=área basal, dominancia relativa (DomR), densidad relativa (DR), frecuencia relativa (FR) y valor de importancia (VI) para las especies del estrato arbóreo del hábitat ribereño de San Juan de Sabinas.	74
10. Número de individuos, diámetro a 1.30 m (DAP), A=área basal, dominancia relativa (DomR), densidad relativa (DR), frecuencia relativa (FR) y valor de importancia (VI) para las especies del estrato arbustivo del hábitat ribereño de San Juan de Sabinas.	75
11. Número de individuos, diámetro a 1.30 m (DAP), A=área basal, dominancia relativa (DomR), densidad relativa (DR), frecuencia relativa (FR) y valor de importancia (VI) para las especies del estrato herbáceo del hábitat ribereño de San Juan de Sabinas.	76
12. Número de individuos, diámetro a 1.30 m (DAP), A=área basal, dominancia relativa (DomR), densidad relativa (DR), frecuencia relativa (FR) y valor de importancia (VI) para las especies del estrato arbóreo del hábitat ribereño de Sabinas.	77
13. Número de individuos, diámetro a 1.30 m (DAP), A=área basal, dominancia relativa (DomR), densidad relativa (DR), frecuencia relativa (FR) y valor de importancia (VI) para las especies del estrato arbustivo del hábitat ribereño de Sabinas.	78
14. Número de individuos, diámetro a 1.30 m (DAP), A=área basal, dominancia relativa (DomR), densidad relativa (DR), frecuencia relativa (FR) y valor de importancia (VI) para las especies del estrato herbáceo del hábitat ribereño de Sabinas.	79
15. Matriz de correlaciones de las variables de hábitat incluidas en el análisis de redundancia canónica (RDA). Densidad de plantas por clase de DAP (diámetro a 1.30 m).	82

16. Matriz de correlaciones de las variables de fragmentos y paisaje incluidas en el análisis de redundancia canónica (RDA).....	86
17. Variables independientes significativas obtenidas mediante selección manual para el análisis de redundancia canónica (RDA) de las abundancias relativas por especie.	88
18. Matriz de correlaciones (Pearson) entre la abundancia relativa por especie y las variables independientes.	91
19. Matriz de correlaciones (Pearson) entre la abundancia relativa (inds/ha.) por gremio y las variables independientes.	94

LISTA DE FIGURAS

Figura	Página
1. Rango de distribución del sabino (<i>Taxodium mucronatum</i>).	14
2. Área de estudio. Localización del Río Sabinas, Coahuila, México.	16
3. Sección Melchor Múzquiz (MM) del Río Sabinas, Coahuila, México.	31
4. Sección San Juan de Sabinas (SJS) del Río Sabinas, Coahuila, México	32
5. Sección Sabinas (S) del Río Sabinas, Coahuila, México.	33
6. Curva de acumulación de especies observadas y esperadas ($\pm 95\%$ IC) de la comunidad de aves del Río Sabinas, muestreada de diciembre de 2004 a noviembre de 2005.	41
7. Riqueza observada ($\pm 95\%$ IC) y estimadores de riqueza obtenidos mediante el programa EstimateS (Colwell 2006): Chao 1 (Chao 1984; Chazdon <i>et al.</i> 1998), Chao 2 y ACE (Abundance-based Coverage Estimator, Chazdon <i>et al.</i> 1998).	53
8. Rangos de abundancia de la comunidad de aves del Río Sabinas, Coahuila, México.	53
9. Diagrama de Olmstead-Tukey para la comunidad de aves del Río Sabinas durante la temporada reproductiva.	54
10. Diagrama de Olmstead-Tukey para la comunidad de aves del Río Sabinas durante la temporada invernal.	55
11. Diagrama de Olmstead-Tukey para la comunidad de aves reproductoras de la sección Melchor Múzquiz (MM) del Río Sabinas.	62
12. Diagrama de Olmstead-Tukey para la comunidad de aves reproductora de la sección San Juan de Sabinas (SJS) del Río Sabinas.	63

13. Diagrama de Olmstead-Tukey para la comunidad de aves reproductora de la sección Sabinas (S) del Río Sabinas.	66
14. Curvas de acumulación de especies corregidas mediante rarefacción por muestras $\pm 95\%$ IC (Modelo Mao Tau; Colwell <i>et al.</i> 2004) para cada sección del Río Sabinas: Melchor Múzquiz (MM), San Juan de Sabinas (SJS) y Sabinas (S).....	67
15. Promedio del número de especies de aves por punto de conteo por sección ($\pm 95\%$ IC) del Río Sabinas: Melchor Múzquiz (MM), San Juan de Sabinas (SJS) y Sabinas (S).	68
16. Promedio del número de aves por punto de conteo por sección ($\pm 95\%$ IC) del Río Sabinas: Melchor Múzquiz (MM), San Juan de Sabinas (SJS) y Sabinas (S).	69
17. Fenograma del índice de similitud de Bray-Curtis de las tres secciones del Río Sabinas: Melchor Múzquiz (MM), San Juan de Sabinas (SJS) y Sabinas (S).....	70
18. Análisis de componentes principales de las variables dependientes (abundancia relativa por especie).....	83
19. Análisis de componentes principales (PCA) de las variables de hábitat en 20 fragmentos de bosque de <i>Taxodium mucronatum</i> muestrados en el Río Sabinas, Coahuila de Zaragoza, México.	84
20. Análisis de componentes principales (PCA) de las variables de fragmento y paisaje en 29 fragmentos de bosque de <i>Taxodium mucronatum</i> muestrados en el Río Sabinas, Coahuila de Zaragoza, México	85
21. Análisis de redundancia canónica (RDA) utilizando sólo variables independientes con correlaciones ≥ 0.40 y la densidad de aves por especie como variables dependientes.....	89

22. Análisis de redundancia canónica (RDA) utilizando sólo variables independientes con correlaciones ≥ 0.40 y la densidad de aves por gremio funcional como variables dependientes. 90

RESUMEN

Las zonas ribereñas han sido identificadas como hábitats clave para la vida silvestre, especialmente para el paisaje árido de Norteamérica; sin embargo en el norte de México dichas zonas han sido poco estudiadas. El presente estudio se llevó a cabo en el hábitat ribereño dominado por sabinos (*Taxodium mucronatum*) del Río Sabinas, Coahuila, México, de diciembre de 2004 a agosto de 2006. Se abordó el tema de la comunidad anual de aves desde un análisis por secciones y el de la comunidad reproductiva desde un enfoque jerárquico, donde los fragmentos de vegetación ribereña son la escala blanco, pero incluyendo en el análisis una escala menor (estructura y variables del hábitat) y una escala mayor (variables del paisaje), que permitan tener un panorama más amplio de los factores que afectan a las aves. Se llevaron a cabo muestreos mensuales utilizando un total de 443 puntos de conteo de radio fijo en tres zonas del río caracterizadas por distintos niveles de disturbio, de menor a mayor: Melchor Múzquiz, San Juan de Sabinas y Sabinas. Se registraron un total de 168 especies, ocho nuevos registros reproductivos confirmados y tres potenciales, nueve nuevos registros no-reproductivos y ocho registros raros para Coahuila. También se sugiere al Río Sabinas como un nuevo sitio reproductivo potencial para 5 especies. Asimismo, se registraron especies importantes desde el punto de vista de la conservación, como *Mycteria americana* y *Passerina ciris*. En cuanto al análisis por secciones, el área de Melchor Múzquiz mostró el menor número de especies corregidas por rarefacción y un número significativamente menor de especies e individuos por punto de conteo, pero la mayor regeneración de sabinos (*T. mucronatum*). Los diagramas Olmstead-Tukey por zona también mostraron diferencias en la dominancia de las especies, indicando un mejor estado de conservación en la comunidad de aves de MM. Por su parte, la sección de Sabinas mostró una nula regeneración de sabinos y una mayor presencia de especies asociadas a matorrales desérticos. Lo anterior da la pauta para promover planes de restauración de los hábitats ribereños y el flujo de agua del Río Sabinas, especialmente en las secciones con disturbio, San Juan de Sabinas y Sabinas. En cuanto al análisis jerárquico, se utilizó un análisis de redundancia canónica (RDA) con 12 variables independientes de las tres escalas, hábitat, fragmento y paisaje, y 21 variables dependientes asociadas a 20 fragmentos de vegetación ribereña dominada por sabinos. Se encontró que el efecto de borde y otras variables de fragmento no fueron importantes para la determinación de especies o gremios en el hábitat ribereño del Río Sabinas, pero sí la naturaleza y cantidad del hábitat adyacente y variables de hábitat. Las variables más importantes y significativas fueron los porcentajes de matorral espinoso, vegetación ribereña y asentamientos humanos, y la densidad de plantas con DAP<15 y >40. Además, la equitatividad de aves estuvo negativamente relacionada con el porcentaje de agricultura en el paisaje. Asimismo, *Melanerpes aurifrons*, una especie asociada a los ambientes urbanos, estuvo positivamente correlacionada con el porcentaje de asentamientos humanos en el paisaje adyacente. Lo anterior tiene fuertes implicaciones de manejo y conservación de sistemas ribereños, ya que se debe considerar no sólo la calidad del hábitat de interés, sino también la de las áreas adyacentes.

ABSTRACT

Riparian areas have been identified as key habitats for wildlife, especially for the North American arid landscape; however, in northern México, such areas have been little studied. This research was conducted in a riparian habitat dominated by Montezuma bald cypresses (*Taxodium mucronatum*) of the Río Sabinas, Coahuila, México, from December 2004 to August 2006. Bird community was approached with a section analysis while breeding bird community with a hierarchical study, where riparian habitat patches are the target scale level, but including in the analysis a lower level (habitat variables) and a higher level (landscape variables), which allows a broader view of factor affecting birds. Monthly samples were conducted, using a total of 443 point counts, in three river sections characterized by distinct levels of disturbance, from lesser to greater: Melchor Múzquiz, San Juan de Sabinas and Sabinas. We recorded 168 species. Eight confirmed and three potentially new breeding, nine new non-breeding records, and eight rare species were recorded for Coahuila. Also, the Río Sabinas was identified as a potentially new breeding site in the state for 5 species. From a conservation point of view, noteworthy species were recorded, such as Wood Stork (*Mycteria americana*) and Painted Bunting (*Passerina ciris*). The Melchor Múzquiz section showed the smallest number of species corrected by rarefaction and a significantly smaller number of species and individuals per point count, but the highest Montezuma bald-cypress regeneration (*T. mucronatum*). The Olmstead-Tukey diagrams per section also showed differences in the dominance of the species, indicating a better conservation status in the Melchor Múzquiz bird community. On the other hand, Sabinas section showed no bald-cypress regeneration and a higher presence of bird species associated to desert scrub. Previous information gives the lead to promote the restoration of riparian habitats and water flux of the Río Sabinas, especially on disturbed areas such as San Juan de Sabinas and Sabinas sections. Respecting the hierarchical analysis, a redundancy analysis (RDA) was used with 12 independent variables from the three scale levels, habitat, patch, and landscape, and 21 dependent variables associated to 20 patches of riparian habitat dominated by bald-cypress. Edge effect and the rest of patch level variables were not important in the determination of birds or guilds, but type and amount of adjacent habitats and habitat variables were. The most important and significant variables were thorn scrub, riparian vegetation and human settlements percentages, and plant density with DBH<15 and >40. Also, bird evenness was negatively related with agriculture percentage in the landscape. Previous data has strong management and conservation implications, because the quality and type of adjacent habitats should be considered besides the quality of the target patches of riparian habitat.

1. INTRODUCCIÓN

De manera tradicional, los ecólogos frecuentemente asumen que los procesos ecológicos más importantes que afectan a las poblaciones y comunidades operan a escalas espaciales locales (e.g. Bond, 1957; Urban y Smith, 1989). La riqueza y abundancia de especies de animales a menudo han sido consideradas en función de la variación en la disponibilidad de recursos locales, estructura de la vegetación y el tamaño de fragmento del hábitat (MacArthur y MacArthur, 1961; Willson, 1974; Cody, 1985). En tiempos recientes los investigadores han empezado a darse cuenta que el conocimiento de los elementos estructurales y el hábitat local pueden no ser suficientemente adecuados para comprender la dinámica poblacional de las aves sino que los hábitats circundantes también deben ser considerados (e.g. Wiens, 1989; Forman, 1995; Freemark *et al.*, 1995). La variación del hábitat existe en diferentes niveles, y los ecólogos han hecho notar la importancia de examinar los procesos ecológicos a escalas espaciales y temporales relevantes tanto para los organismos como para los procesos bajo estudio (Wiens, 1989; Allen y Hoekstra, 1992; Forman, 1995). Es decir, los hábitats se encuentran distribuidos dentro de paisajes y sus patrones espaciales pueden tener una fuerte influencia en la distribución, abundancia y dinámica de las poblaciones de vertebrados que habitan dichos paisajes (Wiens, 1989). Más recientemente, se ha introducido la teoría de jerarquía, donde es importante examinar procesos dependientes de escala a diferentes escalas (Allen, 1977; Allen y Wylleto, 1983; Allen *et al.*, 1987). Se argumenta que esto es necesario debido a que se deben considerar tres escalas al mismo tiempo, la que es de interés o blanco, la inferior a ella,

que proporciona los mecanismos, y la superior, que da contexto (Allen y Hoekstra, 1992). Asimismo, los análisis jerárquicos son recomendados para el desarrollo, evaluación e implementación de planes de conservación o manejo (Freemark *et al.*, 1995).

La importancia de las zonas ribereñas para aves migratorias y anidantes ha sido documentada extensamente (e.g., Knopf *et al.*, 1988; Knopf y Samson, 1994; Skagen *et al.*, 1998; Anthony *et al.*, 1996; Finch y Yong, 2000; Flannery *et al.*, 2004; Kelly y Hutto, 2005; Villaseñor, 2006; Carlisle *et al.*, 2009). De hecho, la vegetación ribereña de Norteamérica constituye menos del 1% del área correspondiente al paisaje árido del suroeste, pero mantiene más aves reproductoras que los extensos alrededores (e.g. Knopf *et al.*, 1988). Desafortunadamente, se ha sugerido que al menos el 95% de todos los hábitats ribereños de dicha zona han sido alterados en algún modo durante el siglo pasado (Ohmart, 1994), y que tal destrucción podría ser el factor más importante en el declive poblacional de algunas de sus aves terrestres (DeSante y George, 1994). Por otro lado, los efectos de dichas alteraciones en los sistemas riparios pueden pasar desapercibidos por décadas debido a la longevidad de sus especies arbóreas, como los álamos (*Populus*; Rood y Mahoney, 1993) y sabinos (*T. mucronatum*). Lo que generalmente causa un retraso en la noción de la necesidad de acciones de manejo, conservación y restauración.

Varios estudios han evaluado la relación ave-hábitat en bosques riparios en el oeste de Norteamérica (e.g. Szaro y Jakle, 1985; Sedgwick y Knopf, 1990; Strong y Bock, 1990), pero pocos han investigado la importancia relativa a escalas espaciales a nivel de paisaje en el uso del hábitat por las aves reproductoras (Saab, 1999; Miller *et al.*, 2003) y migratorias (Skagen *et al.*, 1998, 2005). Por su parte, en México, específicamente en el noroeste del país, se han publicado únicamente dos estudios sobre la importancia de los hábitats ribereños para las aves migratorias, los trabajos de Hutto (1995) y Villaseñor (2006), pero ninguno en la porción noreste o considerando un análisis jerárquico.

El Río Sabinas (130 km de longitud) se encuentra localizado en el noreste de Coahuila, nace en la Sierra Santa Rosa en el municipio de Melchor Múzquiz y

desemboca en la presa Venustiano Carranza en el municipio de Juárez (Figura 2). Su avifauna ha sido poco estudiada a pesar de ser una Región Terrestre Prioritaria (RTP-152; Arriaga *et al.*, 2000), un Área Estatal Protegida (Periódico Oficial, 1998), y un corredor biológico importante que conecta el norte de México con el sur de EU, a través de la bien conservada Sierra Santa Rosa, Maderas del Carmen y el Big Bend National Park. Esta conexión también se mantiene corriente abajo: posterior a la presa Venustiano Carranza, el río es denominado Río Salado, atravesando Nuevo León y Tamaulipas y desembocando finalmente en la Presa Internacional Falcón y el Río Bravo. Además, la zona enfrenta amenazas como la falta de conocimiento biológico, el sobrepastoreo, deforestación y minería de carbón a cielo abierto. Esta última es especialmente dañina ya que modifica drásticamente el ambiente y a menudo se topa con el manto freático, de manera que para continuar con su actividad tienen extraer el agua, (algunas veces muy cerca del río; ICE/FCF-UANL, 2002), afectando la dinámica hidrológica de la cuenca e interrumpiendo el flujo de agua en algunas secciones del río.

Asimismo, en el río se observan tres secciones distintas en el hábitat ribereño, en base a una caracterización cualitativa de sus diferentes niveles de disturbio. La sección correspondiente al municipio de Melchor Múzquiz (MM) mantiene un hábitat bien conservado con fragmentos de bosque de galería maduros y jóvenes; la de San Juan de Sabinas (SJS) contiene un hábitat parcialmente conservado, con fragmentos maduros pero varias comunidades rurales y urbanas; y la de Sabinas (S) cuenta con fragmentos de vegetación ribereña deteriorados y fragmentados en un corredor angosto, e incluye zonas con árboles de sabinos secos debido a la minería a cielo abierto del carbón.

Debido a lo anteriormente expuesto, en el presente trabajo se aborda el tema de la comunidad anual de aves desde un análisis por secciones y el de la comunidad reproductiva desde un enfoque jerárquico, donde los fragmentos de vegetación ribereña son la escala blanco, pero incluyendo en el análisis una escala menor (estructura y variables del hábitat) y una escala mayor (variables del paisaje), que permitan tener un panorama más amplio de los factores que afectan a las aves.

2. HIPÓTESIS

- 2.1. La comunidad de aves del Río Sabinas presentará una riqueza alta debido al contraste estructural con los hábitats adyacentes.
- 2.2. La Zona MM (menor disturbio) exhibirá una mayor equitatividad y riqueza que las Zonas SJS y S.
- 2.3. En la zona S (mayor disturbio) se observará una menor regeneración de *T. mucronatum* en los estratos arbustivo y herbáceo.
- 2.4. El efecto de borde no será importante para la determinación de las especies.
- 2.5. Los fragmentos de vegetación riparia rodeados por paisajes naturales presentarán una mayor equitatividad de especies que aquellos rodeados por paisajes modificados por el hombre.
- 2.6. Los fragmentos de vegetación riparia rodeados por zonas urbanas/rurales presentaran una mayor abundancia de especies indicadoras de disturbio (e.g. *Molothrus* sp. y *Quiscalus mexicanus*).

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo general

Caracterizar la avifauna del hábitat ribereño dominado por *Taxodium mucronatum* en el Río Sabinas y determinar el efecto del paisaje sobre su comunidad reproductiva de aves mediante un análisis jerárquico.

3.2. Objetivos específicos

- 3.2.1. Caracterizar cualitativa y cuantitativamente la comunidad de aves del Río Sabinas.
- 3.2.2. Comparar las tres secciones distintivas del Río Sabinas en cuanto a su comunidad de aves y su vegetación.
- 3.2.3. Determinar el efecto de la estructura y composición del paisaje, fragmentos y hábitat sobre la comunidad reproductiva de aves de la vegetación ribereña.

4. ANTECEDENTES

4.1. Aves de hábitats ribereños

Las áreas ribereñas soportan un ensamblaje de aves reproductoras único (e.g., Thomas *et al.*, 1979; Kauffman *et al.*, 2001; Lehmkuhl *et al.*, 2007; Brand *et al.*, 2008), pero diferencias entre la riqueza en zonas ribereñas y tierras altas ha sido reportada como presente o ausente para diferentes ecosistemas. Una teoría unificadora para la diversidad de aves ribereñas proviene del trabajo en el desierto de Mojave, donde Fleishman *et al.* (2003) encontró que la riqueza de especies se incrementaba con el volumen foliar (i. e., complejidad de la fisonomía de la vegetación) de la vegetación arbustiva ribereña y desértica, pero las diferencias en la composición de aves reproductoras se incrementaron con floras divergentes. De manera consistente, la riqueza de aves reproductivas en desiertos y pastizales parece ser mayor en áreas ribereñas estructuralmente complejas, en comparación con vegetación adyacente de bajo volumen y altura (Austin, 1970; Szaro y Jakle, 1985; Strong y Bock, 1990; Knopf y Samson, 1994). En zonas ribereñas arboladas y tierras altas, donde los contrastes entre la fisonomía de la vegetación son pequeños o variables, la diferencia entre las comunidades de aves, de igual manera son pequeñas o variables (Finch, 1989; Knopf y Samson, 1994; Whitaker y Montevercchi, 1997; Bub *et al.*, 2004; Shirley, 2005) y depende de la localización, topografía y los regímenes de disturbio que afectan la magnitud del contraste. Recientemente, la hipótesis de Fleishman *et al.* (2003) es respaldada por el meta-análisis de Sabo *et al.* (2005) de la biodiversidad ribereña a nivel mundial (desde invertebrados hasta primates), encontrando que la vegetación ribereña alberga

ensamblajes de aves únicos que difieren de los asociados a la vegetación adyacente, y lo hacen más fuertemente en climas secos que en los húmedos. Sin embargo, en promedio, las áreas ribereñas no fueron más ricas en especies que los hábitats adyacentes, debido a una gran variedad de condiciones.

Además, los hábitats ribereños han demostrado servir como corredores a especies de aves especialistas de bosque en zonas fragmentadas (Gillies *et al.*, 2008).

4.1.1. Norteamérica

Los bosques riparios del paisaje árido de Norteamérica, son especialmente importantes para la conservación, ya que cubren < 1% del mismo (Knopf *et al.*, 1988), y al mismo tiempo, más especies de aves reproductoras se encuentran en este hábitat limitado que en las extensas áreas circundantes (ej. Knopf *et al.*, 1988). Las áreas riparias en dicha región proveen de recursos críticos para aves reproductoras y migratorias (Knopf y Samson, 1994; Skagen *et al.*, 1998). En primavera y verano, estas áreas proveen abundantes recursos y cobertura de anidación para las aves reproductoras; en otoño e invierno, sirven como sitios críticos de descanso, dispersión e invernación (Gaines, 1977; Humple y Geupel, 2002). El valor especial del hábitat ribereño puede ser atribuible a sus elementos: presencia de agua, una vegetación de estructura compleja y abundante alimento, como insectos y frutos (Gaines, 1977; Ohmart, 1994). Asimismo, se reconoce que para el oeste de EU existen 77 especies que no sobrevivirían a corto o largo plazo sin los hábitats ribereños, 35 clasificadas como obligadas y 42 como dependientes de estos sistemas (Rich, 2002).

Además se conoce que albergan algunas de los ensamblajes de aves más diversos en Norteamérica (Johnson *et al.*, 1977; Ohmart, 1994). Por ejemplo, se observó que áreas ribereñas en Arizona contenían 10.6 veces más el número de migratorias de primavera que en las tierras altas adyacentes (Stevens *et al.*, 1977). Por su parte, Johnson *et al.* (1977) estimaron que el 77% de las 166 especies de tierras bajas que anidan en el suroeste de EU son dependientes en alguna manera de los hábitats ribereños. En el norte de Colorado, 82% de todas las especies de aves reproductoras observadas fueron encontradas en hábitats ribereños (Knopf, 1985). De hecho, Szaro y Jakle (1985)

concluyeron que los efectos de la comunidad riparia se extienden de 0.6 a 1 km en las tierras altas.

4.2. Efectos de los cambios de la vegetación sobre las aves ribereñas

Aunque la importancia de las áreas ribereñas para las aves ha sido bien documentada (e.g., Knopf *et al.*, 1988), las implicaciones del cambio de la vegetación y del paisaje de dichas zonas sobre las aves, no son claras. Algunos aspectos han sido investigados, como el pastoreo del ganado, que transforma el estrato herbáceo y arbustivo, lo que influencía negativamente a las aves reproductoras y especies que anidan a baja altura (Sedgwick y Knopf, 1987, Tewksbury *et al.*, 2002). Incluso, la actividad de *Molothrus ater* ha sido asociada con comederos de ganado en otro sistema ribereño del oeste de EU, el Valle Bitterroot en Montana (Tewksbury *et al.*, 1998). Asimismo, se ha estudiado el efecto de medidas de restauración pasivas, en el Área de Conservación Nacional de San Pedro en Arizona, la eliminación del pastoreo en la zona ribereña facilitó la re-vegetación y resultó en una comunidad de aves más rica y abundante, particularmente se re-establecieron especies que anidan en el sotobosque como *Geothlypis trichas*, *Melospiza melodia* e *Icteria virens* (Kreuper, 1993).

Asimismo, existe evidencia que sugiere que si se reduce la regeneración de los álamos, esto puede conducir a una reducción en la riqueza de especies de aves (Farley *et al.*, 1994). La eventual pérdida de álamos antiguos (en asociación con los flujos hidrológicos alterados y una regeneración reducida) es probable que tenga efectos negativos en especies que anidan en cavidades (Rumble y Gobeille, 2004).

En cuanto a especies exóticas de plantas, el uso de *Tamarix* por las aves ha sido estudiado, pero no ha conducido a un consenso claro. Algunas investigaciones sugieren que *Tamarix* provee de hábitat de valor inferior al de las plantas nativas a las aves (Anderson *et al.*, 1977; Hunter *et al.*, 1988). Sin embargo, muchas especies de aves también han sido observadas utilizándolos (Hunter *et al.*, 1988; Ellis, 1995). Por ejemplo, los *Tamarix* proveen de un hábitat reproductivo importante al *Empidonax trailli* (en peligro de extinción; Sogge *et al.*, 2003). Incluso, en un estudio realizado s lo

alrgo del Río Bravo, Walker (2008) encontró que las aves migratorias de otoño fueron más abundantes en los sitios ribereños dominados por *Tamarix* que en los dominados por plantas nativas. Algunos investigadores han empezado a cuestionar la remoción indiscriminada de este género invasor (Cohn, 2005; Shafroth *et al.*, 2005). Por su parte, otra especie exótica presente en el suroeste de EU, *Elaeagnus angustifolia* (Russian-olive), provee de alimento a muchas especies de vida silvestre, incluyendo varias especies de aves (Borell, 1971; Olson y Knopf, 1986). Diversas especies de aves han sido observadas utilizando esta especie exótica en hábitats ribereños del oeste de EU. Las especies generalistas, como *Zenaida macroura* y *Turdus migratorius*, parecen ser comunes en los hábitats dominados por esta especie exótica (Freehling, 1982; Knopf y Olson, 1984; Brown, 1990; Stoleson y Finch, 2001). Sin embargo, otros grupos y especies de aves, como los que anidan en cavidades, usan poco este tipo de hábitat (Brown, 1990; Stoleson y Finch, 2001). Incluso, Knopf (1989) sugirió que el reemplazo de la vegetación nativa por esta especie podría provocar un decremento del 30% en el número de migratorias neotropicales anidando en los hábitats ribereños del oeste de EU.

4.3. Efecto de la urbanización sobre las aves

Se sabe que la urbanización afecta a las aves, pero la magnitud de dichos efectos o si son positivos o negativos varía entre las especies (Marzluff *et al.*, 2001). La mayoría de los estudios de los efectos del desarrollo en las aves, se enfocan en áreas afectadas directamente, donde los hábitats nativos son alterados o reemplazados por edificios o superficies pavimentadas. Unas pocas especies sobreviven bajo estas condiciones explotando las oportunidades únicas de anidación y forrajeo que proveen dichos ambientes (Lancaster y Rees, 1979; Beissinger y Osborne, 1982; DeGraaf y Wentworth, 1986), pero muchas especies disminuyen o desaparecen conforme los asentamientos humanos se intensifican (Blair, 1996; Clergeau *et al.*, 1998). Los factores que han sido implicados en dichos declives, como interacciones con especies comensales de los humanos (incluyendo las mascotas domésticas) o cambios en la disponibilidad de recursos alimenticios, pueden también afectar a las aves en hábitats ribereños que se encuentren próximos a áreas urbanas o suburbanas. Por el otro lado, los efectos de los

asentamientos pueden ser menos directos en la zona ribereña misma, debido a que en muchos casos, las construcciones son destinadas a tierras altas (Miller *et al.*, 2003). Numerosos estudios han mostrado que para una variedad de taxa (incluyendo aves en bosques ribereños; Saab, 1999), es importante considerar elementos del paisaje circundante cuando se examinan los patrones de uso de hábitat (Mazerolle y Villard, 1999). Mas aún, existe evidencia de que las aves en remanentes de hábitat responden a los asentamientos humanos de áreas adyacentes (Engels y Sexton, 1994; Friesen *et al.*, 1995). Sin embargo, pocos estudios han examinado los efectos del desarrollo en comunidades de aves ribereñas, a pesar del reconocimiento del valor de conservación de estos hábitats. En una revisión reciente de estudios publicados (n= 5101) sobre los efectos de la urbanización en aves (Marzluff, 2001), sólo cinco consideraron las áreas ribereñas. De éstos, dos se enfocaron en una sola especie y uno examinó lo apropiado de los hábitats suburbanos para las aves ribereñas en términos de la estructura y composición de la vegetación (Rosenberg *et al.* 1987). Dowd (1992) comparó las comunidades de aves en dos humedales boscosos de la ciudad de Nueva York, uno rodeado de desarrollo y el otro embebido en una amplia zona verde, y encontró que este último albergaba más especies de interior de bosque. Únicamente Rottenborn (1999) estudió la relación entre el desarrollo y la composición de las comunidades de aves en múltiples sitios, e incluyó mediciones del hábitat local y el paisaje circundante en su análisis. Él encontró que la riqueza de especies de aves y la densidad total fueron menores en sitios más urbanizados, así como la densidad de la mayoría de las especies, y concluyó que las características del hábitat en ambas escalas influenciaron estos resultados.

Claramente, la variación en los elementos del hábitat ribereño no es independiente del uso de suelo humano en el paisaje circundante (Miller *et al.*, 2003). En áreas altamente pobladas, tanto la estructura como la composición de la vegetación ribereña pueden ser alteradas mediante la plantación o remoción de árboles y arbustos. Riachuelos y ríos en asentamientos urbanos o y suburbanos frecuentemente están sujetos a desviaciones, enderezados o estabilizaciones, y dichas modificaciones pueden afectar adversamente a la vegetación nativa que está adaptada a un régimen hidrológico más natural (Miller *et al.*, 1995; Auble *et al.*, 1997). Es probable que las aves se afecten no

sólo por los cambios estructurales a los hábitats ribereños, sino también por el incremento en la presencia humana en el sitio. Los corredores ribereños a menudo sirven de guía para senderos verdes, en parte debido a que a la gente le gusta estar cerca del agua y también porque otras formas de desarrollo pueden estar restringidas debido a una zonificación. Los caminos que corren paralelos al curso del agua son típicamente el centro de dichas zonas verdes, y el uso de caminos tiende a reflejar el grado de urbanización cercano. Varios estudios han documentado los efectos del tráfico de peatones sobre las aves (Fernández-Juricic, 2000; Miller y Hobbs, 2000; Nowakowski, 1994), pero, como en el caso del desarrollo, en general las especies varían en su sensibilidad a este tipo de disturbio.

Por ejemplo, depredadores generalistas (i. e. *Corvus* sp. y *Pica* sp.) y *Sturnus vulgaris*, una especie introducida que compite potencialmente con especies nativas que anidan en cavidades, estuvieron asociados positivamente con áreas residenciales (la mayoría casas vacacionales en las zonas montañosas de Colorado). En Ontario, Canadá, aves migratorias neotropicales se perdieron de las comunidades de aves en bosques rodeados por asentamientos humanos (Friesen *et al.*, 1995).

4.4. Efectos del paisaje sobre las aves ribereñas

La influencia de los cambios en los paisajes aledaños en las aves de las áreas ribereñas del oeste de EU ha recibido una creciente atención en años recientes. Consecuentemente, los estudios de aves en las zonas ribereñas del oeste han empezado a incluir medidas en más de una escala (e.g., Saab, 1999; Tewksbury *et al.*, 1999; Tewksbury *et al.*, 2002).

Por otra parte, la naturaleza larga, delgada y con gran cantidad de borde de los sistemas riparios de regiones semiáridas, puede significar que en este caso los efectos de borde sean de menor importancia. Por lo tanto, la naturaleza del hábitat adyacente a dichas vegetaciones podría ser de mayor importancia que la existencia del borde en sí (Szaro y Jakle, 1985; Saab, 1999). Por lo tanto, la conversión de tierras altas naturales a

la agricultura podría impactar negativamente a la comunidad de aves al atraer especies no-deseadas. Muchos de estos efectos negativos asociados con agricultura se manifiestan como efectos de borde. Los bordes creados por la agricultura pueden servir como corredores para depredadores (e.g., Glueck *et al.*, 1988) y como nuevos sitios de alimentación para tordos (Best, 1978; Johnson y Temple, 1990), resultando en el incremento de la depredación de nidos y parasitismo de nidadas, respectivamente.

Fragmentos rodeados de una matriz agrícola soportan un ensamblaje de aves distinto que los fragmentos rodeados por una matriz de hábitat natural. Por ejemplo, *Molothrus ater* y *Sturnus vulgaris*, anidan en fragmentos de álamos y están relacionados positivamente con paisajes agrícolas en Colorado (Saab, 1999). En el resto de Norteamérica, estas especies son comúnmente conocidas por utilizar campos agrícolas para forrajear y los hábitats naturales adyacentes para anidar (cf. Rodenhouse *et al.*, 1995). Aparentemente, las características de la matriz alrededor del hábitat influyen la calidad de éste dentro de los fragmentos (e.g. la proximidad a otros hábitats de forrajeo, y los riesgos de parasitismo o competencia). El desarrollo agrícola ha causado cambios en la composición de especies y una pérdida de especies de aves dentro de fragmentos pequeños de hábitat natural (e.g., Whitcomb *et al.*, 1981; Robbins *et al.*, 1989; Best *et al.*, 1995; Rodenhouse *et al.*, 1995). En Colorado, *Molothrus ater*, estuvieron fuertemente asociados no sólo con paisajes agrícolas, sino también con fragmentos de álamos pequeños con una relativamente gran cantidad de borde (Saab, 1999). Asimismo, en un estudio realizado en Idaho, se encontró que el parasitismo a nidos estuvo fuertemente relacionado (de manera no lineal) con la densidad de granjas y zonas urbanas/rurales en el paisaje; mientras que los nidos tuvieron tasas de depredación más altas en hábitats ribereños rodeados de bosque y zonas agrícolas (Tewksbury *et al.*, 2006). Por el contrario, la riqueza de especies de la avifauna nativa está correlacionada positivamente con fragmentos de bosque de álamos maduros (Saab, 1999).

Entender las relaciones multi-escala entre los ecosistemas ribereños y la diversidad de aves es crítico para la conservación (Knopf y Samson, 1994). Las prescripciones de conservación generalmente involucran la creación de zonas de amortiguamiento equidistantes para conservar los patrones de vegetación ribereña y los procesos de interacción de disturbio en canales y tierras altas (Hickey y Doran, 2004;

MacDonald *et al.*, 2004). Desde una perspectiva de vida silvestre las zonas de amortiguamiento están diseñadas con el propósito de preservar hábitats y especies únicos, servir como corredores o como refugio para especies de tierras altas (FEMAT, 1993; Washington Department of Fish and Wildlife, 1996).

4.5. Aves del Río Sabinas

Específicamente en el área de estudio, de acuerdo al Plan de manejo del área de protección de los recursos naturales del Río Sabinas (ICE/FCF-UANL, 2002), se tienen registradas 248 especies de aves. Sin embargo, dicho listado está basado en distribuciones potenciales de las especies e incluye varios tipos de vegetación como matorrales desérticos.

4.6. Vegetación ribereña

La vegetación arbórea que se desarrolla a orillas de arroyos o ríos se conoce con el nombre de bosque de galería, vegetación riparia o ribereña, considerándose uno de los ecosistemas más diversos, dinámicos y complejos (Naiman *et al.*, 1993). Este tipo de vegetación previene la erosión del suelo, filtra sedimentos, nutrientes y contaminantes, y mejora la calidad de agua (Patten, 1998). Una especie de amplia distribución en México en este tipo de vegetación, es el ahuehuete o sabino (*Taxodium mucronatum*, Figura 1).

4.6.1. *Taxodium mucronatum*

Es un árbol de un altura de 20 a 30 m, generalmente; aunque se le puede encontrar hasta de más de 40 m. Presenta un tronco grueso, muchas veces lobulado o con abultamientos irregulares. Las raíces son enormes, extendidas y sinuosas; algunas superficiales, pero sin dar origen a los abultamientos columnares o rodillas que caracterizan al *Taxodium distichum*, del este de EU. La corteza es suave, de color moreno rojizo y de sabor astringente; se desgarran en tiras longitudinales más o menos

entrelazadas y de estructura fibrosa. Las ramas son robustas y torcidas, extendidas o poco levantadas, formando una copa amplia e irregular. Las ramillas primarias son extendidas o colgantes, de color moreno algo cenizo. Las ramillas secundarias son alternas, colocadas a uno y otro lado de las ramillas primarias. Las últimas ramillas con alternas de color rojizo, colgantes, angulosas y glabras Suelen medir de 10 a 16 cm de largo y son las que sustentan a las hojas. Estas ramillas caen en diciembre y enero y se renuevan rápidamente en febrero (Martínez, 1963).

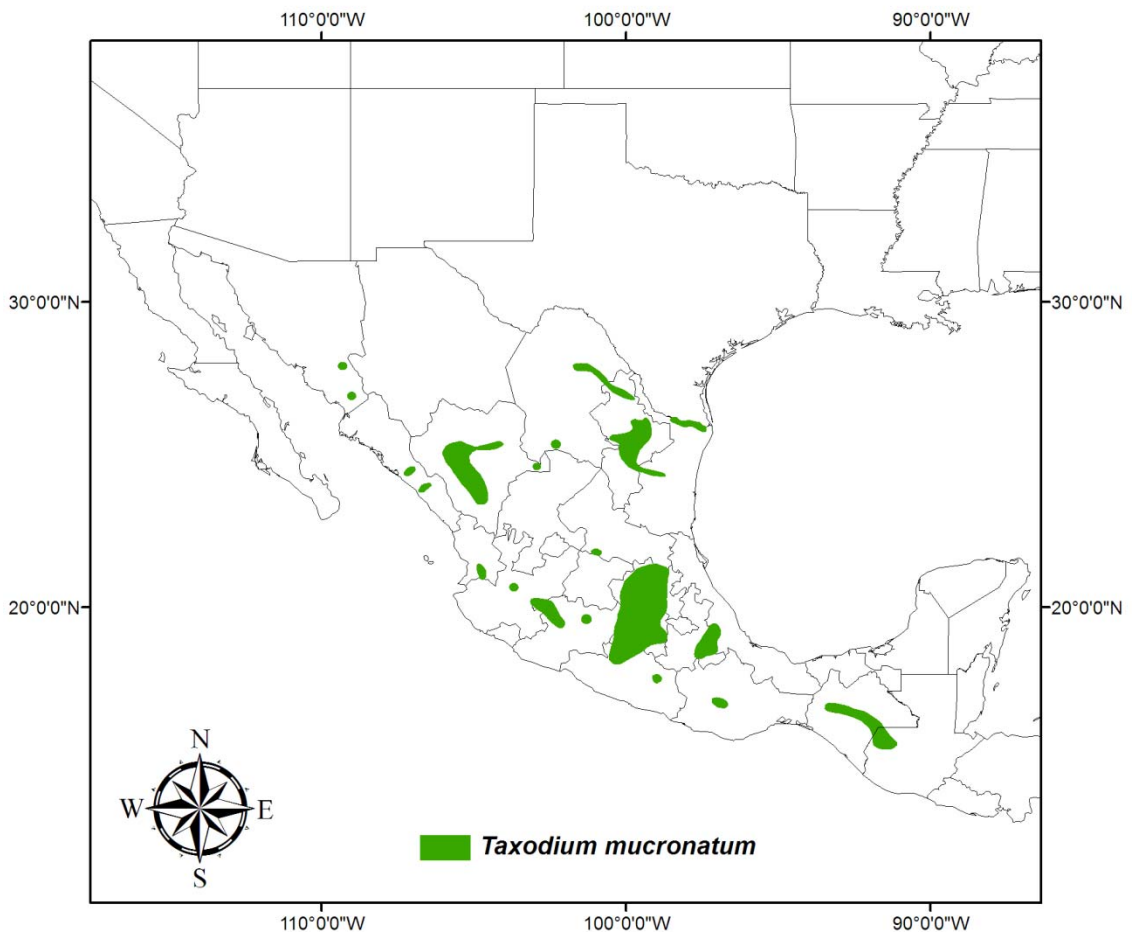


Figura 1. Rango de distribución del sabino (*Taxodium mucronatum*; Little, 1971).

Esta especie se propaga principalmente por semillas dispersadas por agua y en condiciones naturales requieren un largo periodo de humedad para germinar (Martínez, 1963). *T. mucronatum* responde, en condiciones naturales, a la humedad, luz y otros factores ambientales para su germinación. Sin embargo, en oscuridad total las semillas logran germinar en respuesta a cambios de temperatura (Enríquez-Peña *et al.*, 2004). *T.*

mucronatum produce conos de febrero a marzo, los cuales maduran entre agosto y septiembre (Martínez, 1963). La producción de semillas coincide con la temporada de lluvias en México, que va de mayo-junio hasta octubre. Por tanto, la viabilidad de la semilla se mantiene elevada durante periodos cortos que no rebasa los tres meses (González, 2002). Además, un estudio reciente con *T. mucronatum* sugiere que sus semillas no presentan un periodo de latencia aun si se mantienen a temperaturas bajas (Enríquez-Peña *et al.*, 2004).

5. ÁREA DE ESTUDIO

El Río Sabinas se ubica en la parte noreste del estado de Coahuila nace a partir de numerosos escurrimientos y manantiales de la Sierra de Santa Rosa, dentro del municipio de M. Múzquiz. Atraviesa los municipios de San Juan de Sabinas, Sabinas y Juárez, para desembocar en la presa Venustiano Carranza.

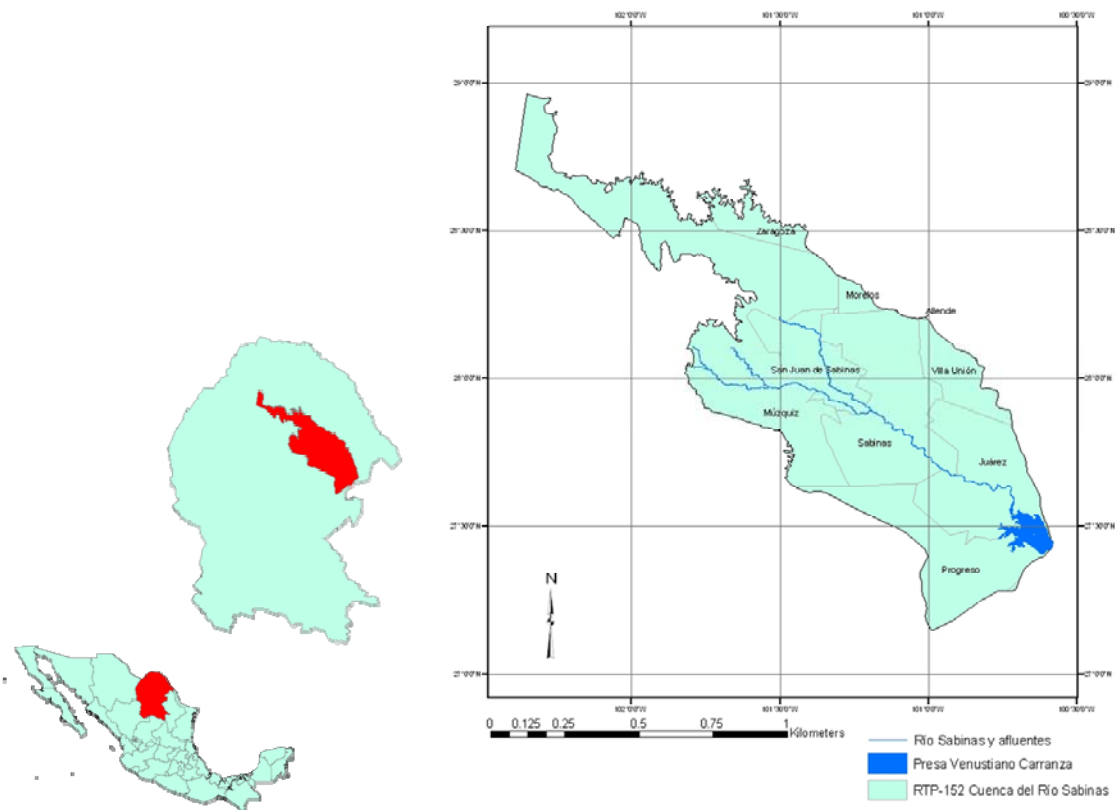


Figura 2. Área de estudio. Localización del Río Sabinas, Coahuila, México.

El rango altitudinal del Río Sabinas en su recorrido va de los 540 a los 280 msnm, y queda definido por las coordenadas 27° 24' 45'' y 28° 03' 53'' N y 100° 36' 06'' y 101° 48' 30'' W. En lo que respecta a la extensión territorial de los humedales y zona de influencia, éstos comprenden una superficie de 605, 530 ha (Figura 2). La descripción física del área, descrita a continuación fue obtenida del Plan de Manejo de la zona (ICE/FCF-UANL, 2002) y del resumen descriptivo de la RTP-52 (Arriaga *et al.* 2000)

5.1. Clima

En la cuenca del Río Sabinas (Arriaga *et al.*, 2000) se encuentran los siguientes tipos de clima:

- BS1hw: Se encuentra en un 39 % del área. Semiárido, templado, con una temperatura media anual mayor de 18°C, temperatura del mes más frío menor de 18°C, temperatura del mes más caliente mayor de 22 °C y con lluvias en verano del 5% al 10.2% anual.
- BSoh(x'): Se encuentra en un 35% del área. Árido, semicálido, con una temperatura entre 18°C y 22°C, temperatura del mes más frío menor de 18°C, temperatura del mes más caliente mayor de 22°C y lluvias de verano del 5% al 10.2% anual.
- BSo(h')(x'): Se encuentra en un 14% del área. Árido, cálido, temperatura media anual mayor de 22° C, temperatura del mes más frío mayor de 18 °C; y con lluvias presentes entre verano e invierno mayores al 18% anual.
- BSohw: Se encuentra en un 11% del área. Árido, semicálido, con una temperatura entre 18°C y 22°C, temperatura del mes más frío menor de 18°C, temperatura del mes más caliente mayor de 22°C; y con lluvias de verano del 5% a 10.2% anual.

5.2. Edafología

En base a la Clasificación de la FAO-UNESCO (1989), en la cuenca del Río Sabinas (Arriaga *et al.*, 2000) se encuentran los siguientes tipos de suelo:

- Calcisol háplico CLh (33%): Suelo con acumulación muy importante de carbonato de calcio y un horizonte cálcico continuo, endurecido o cementado por carbonato cálcico y/o magnésico, aunque como componente accesorio puede presentar sílice, cuyo grado de cementación puede ser tan grande que sus fragmentos secos no se desmoronan en agua y las raíces no lo pueden penetrar; es masivo o de estructura laminar, extremadamente duro cuando está seco, habitualmente con un espesor mayor de 10 cm.
- Vertisol éutrico VRe (29 %): Suelo con una alta proporción de arcilla (más de 30%) al menos hasta 50 cm de profundidad; desarrolla fisuras de hasta un cm de ancho. El subtipo éutrico tiene un grado de saturación de 50% como mínimo, por lo menos en una profundidad comprendida entre 20 y 50 cm a partir de la superficie y carece de un horizonte cálcico (de concentración de carbonato de calcio) o gípsico (concentración de yeso).
- Leptosol cálcico LPc (24 %): Suelo poco profundo y pegajoso que se presenta sobre calizas. Posee una capa superficial muy fértil. Es generalmente arcilloso.
- Regosol calcárico RGc (14 %): Suelo poco desarrollado sin capas diferenciadas. Es rico en cal y es el más fértil de los regosoles.

5.3. Hidrología

El área forma parte de la Cuenca Presa Falcón-Río Salado, la cual tiene una superficie, dentro de Coahuila, de 46,001.62 km². El Río Salado, corriente principal de esta cuenca, tiene su origen en el Estado de Coahuila en la confluencia de los arroyos Aura, Seco y Pájaros Azules que pasa por la Presa Venustiano Carranza (Don Martín) tomando una dirección a partir de este punto de norte-sureste y atraviesa las llanuras

nororientales de Coahuila para luego seguir por Nuevo León, hasta su desembocadura en la presa Falcón en el estado de Tamaulipas. Tiene como subcuencas intermedias: Río Salado-Anáhuac, Presa Venustiano Carranza, Río Sabinas, Río Alamos, Río Salado de Nadadores, Cuatro Ciénegas, Arroyo Chapote y Arroyo Huizache (INEGI, 1983).

5.4. Fisiografía

La cuenca del Río Sabinas se localiza en las subprovincias fisiográficas denominadas: Llanuras de Coahuila y Nuevo León; Sierras y Llanuras Coahuilenses y la Serranía del Burro, ambas perteneciendo a la Provincia: Grandes Llanuras de Norteamérica (INEGI, 1983). Algunos autores la citan como la Provincia Costera del Golfo (Leopold, 1950), también denominada Provincia Costera del Noreste.

Las Llanuras de Coahuila y Nuevo León cubren 25,665.89 km² del área estatal y comprende totalmente los municipios de Allende, Hidalgo, Jiménez, Nava y Piedras Negras; y secciones considerables de Acuña, Candela, Escobedo, Guerrero, Juárez, Morelos, Múzquiz, Progreso, Sabinas, San Juan de Sabinas, Villa Unión y Zaragoza.

Las Sierras y Llanuras Coahuilenses comprenden los municipios de Abasolo, Frontera, Lamadrid, Nadadores, Sacramento y San Buenaventura; fracciones de los de Acuña, Candela, Castaños, Cuatro Ciénegas, Escobedo, Monclova, Múzquiz, Ocampo, Progreso y Ramos Arizpe; así como porciones pequeñas de los municipios de San Juan de Sabinas y Zaragoza. Esto equivale a decir, en términos de superficie, que la subprovincia ocupa, dentro del estado de Coahuila, 43,937.56 km². A esta subprovincia pertenecen 41,820.84 ha del área de influencia del Río Sabinas, las superficies divididas en unidades fisiográficas, dentro de esta subprovincia son: 32,817 ha para bajadas con lomeríos, 8,778.52 para lomerío y 225 para valle de laderas tendidas.

La Serranía del Burro ocupa 13,233.09 km² del área total de la entidad e incluye parte de los municipios de Acuña, Guerrero, Múzquiz, Sabinas, Villa Unión y Zaragoza; así como secciones pequeñas de los de Juárez, Morelos y San Juan de Sabinas.

5.5. Vegetación (ICE/FCF-UANL, 2002)

El área de estudio forma parte de la provincia fisiográfica denominada Provincia Costera del Golfo (Leopold, 1950), también denominada Provincia Costera del Noreste, incluye la porción norte y este del estado de Nuevo León, casi todo el estado de Tamaulipas y noreste de Coahuila, además de la porción adyacente de Texas. Forma parte de la Provincia Biótica Tamaulipeca, la cual comprende planicies, colinas y algunas montañas, ubicadas al oriente de Coahuila, norte y noreste de Nuevo León, norte de Tamaulipas, así como el sureste del estado de Texas, su límite sur y occidental es la demarcación entre la región Neártica y Neotropical esta semejanza fisiográfica establece una amplia zona de ecotonía (Rojas-Mendoza, 1965). El clima es en general semiárido y caliente, así como extremoso. La vegetación está constituida en su mayor parte por matorrales xerófilos. Esta provincia constituye un centro de endemismos, siendo una zona una transición entre los reinos neártico y neotropical.

La Provincia Costera del Golfo, en el norte de México, es muy similar y fuertemente relacionada con la región de las planicies del río Grande conocida también como Planicies del sur de Texas, caracterizada según Correll y Johnston (1979) por una vegetación típica en llanuras abiertas. Entre las plantas más comunes se encontraron; el mezquite (*Prosopis glandulosa*), chaparro prieto (*Acacia rigidula*), cenizo (*Leucophyllum frutescens*), granjeno (*Celtis pallida*), clepe (*Ziziphus obtusifolia*) coyotillo (*Karwinskia humboldtiana*), chaparro amargoso (*Castela texana*) y nopal forrajero (*Opuntia lindheimeri*) y otros árboles y arbustos que varían en grado de abundancia y frecuencia. Florísticamente el área presenta relaciones predominantemente meridionales, así como abundancia de endemismos y especies de distribución restringida (Rzedowski, 1966).

La mayor parte del área de estudio se ubica en la provincia florística de la Planicie Costera del Noreste, que incluye una porción pequeña de las Serranías del Burro en la parte norte y las inmediaciones de la Sierra de Santa Rosa en el lado oeste. La vegetación del área forma parte de una amplia ecotonía entre el Matorral Tamaulipeco, característico de la Planicie Costera del Noreste con infiltraciones de elementos de la vegetación del Desierto Chihuahuense en el Altiplano Mexicano. La

vegetación del área, está dominada por matorrales semiáridos, en menor proporción existen algunas áreas de pastizal sobresaliendo pequeñas comunidades arbóreas de encinos y vegetación riparia.

5.5.1. Matorral Tamaulipeco

Esta comunidad vegetal se caracteriza por elementos de tipo arbustivo bajo y alto, en ocasiones alcanzando dimensiones subarbóreas especialmente en sitios con mayor humedad y suelos profundos. La fisonomía vegetal de estas áreas se caracteriza por albergar comunidades de tipo arbustivo, donde pueden ser observadas diversas asociaciones de especies vegetales denominadas típicamente matorrales. Las áreas más calientes y secas de la región se caracterizan por presentar matorrales bajos, generalmente denominados por especies espinosas. Las áreas más cálidas ostentan patrones de asociación diferentes y regularmente conforman elementos más grandes y vigorosos, además de un incremento en la densidad y la diversidad.

La comunidad se caracteriza por la dominancia de arbustos espinosos, con hojas pequeñas, presentando amplias variantes fisonómicas. Las especies pueden tener una altura promedio entre 1-2 metros. Representa la comunidad vegetal típica de la región de la Planicie Costera del Golfo, se caracteriza por ser un matorral abierto, donde sus elementos se encuentran espaciados, en ocasiones cubren hasta el 80% de la superficie. Se distribuye desde terrenos planos poco inclinados, así como en lomeríos que presentan suelos superficiales o poco profundos. Las especies arbustivas que destacan por su abundancia y cobertura son el chaparro prieto (*Acacia rigidula*), tasajillo (*Opuntia leptocaulis*), nopal forrajero (*O. lindheimeri*), chaparro amargoso (*Castela erecta*), palo verde (*Cercidium macrum*), clepe (*Ziziphus obtusifolia*) y granjeno (*Celtis pallida*). Frecuentemente los arbustos mencionados forman diferentes asociaciones en una misma comunidad. Las cactáceas más abundantes en este matorral son el pitayero (*Echinocereus stramineus*), *Mammillaria heyderi*, *Homalocephala texensis* y *Ferocactus setispinus*.

Se distribuye en en la parte noroeste del RTP. En áreas con suelos más

profundos, como es el caso de los valles, se presentan individuos de mezquite (*Prosopis glandulosa*) de hasta cuatro metros de altura, usualmente asociado con huizache (*Acacia farnesiana*). La presencia de la palma pita (*Yucca treculeana*) es poco frecuente, la cual sobresale de la altura promedio de las especies dominantes de esta comunidad.

En algunas áreas es común la dominancia de cenizo (*Leucophyllum frutescens*) el cual le proporciona una tonalidad gris a la comunidad y de chaparro prieto (*Acacia rigidula*). En otros sitios se mezclan ambos arbustos con la vara dulce (*Eysenhardtia texana*), orégano (*Lippia graveolens*) y *Coursetia axillaris* además de sangre de drago (*Jatropha dioica*), coyotillo (*Karwinskia humboldtiana*) y el guayacán (*Guaiacum angustifolium*). Este matorral subinermemente fisiográficamente se distribuye principalmente sobre ligeras ondulaciones y lomeríos y ocupa los suelos pedregosos con buen drenaje debido a su inclinación. En algunas asociaciones de esta comunidad se presenta la tenaza (*Pithecellobium pallens*) y Chapote (*Diospyros texana*) con alturas de hasta cuatro metros, asimismo, sobresalen individuos poco abundantes de palma china (*Yucca filifera*).

Las especies no espinosas presentes en este matorral son: el cenizo (*Leucophyllum frutescens*), chile de pájaro (*Citharexylon brachyanthum*), panalero (*Schaefferia cuneifolia*), sangre de drago (*Jatropha dioica*), guayacán (*Guaiacum angustifolium*) y vara dulce (*Aloysia gratissima*), sin embargo, usualmente los arbustos espinosos dominan en cobertura sobre los inermes. Entre los elementos presentes, aunque no característicos del Matorral Tamulipeco, sino indicadores de una transición con el Desierto Chihuahuense están el hojásén (*Flourensia cernua*), la gobernadora (*Larrea tridentata*) y la lechuguilla (*Agave lecheguilla*).

El estrato herbáceo presenta una altura de 20-40 cm y está integrado por una alta diversidad de especies, siendo las perennes las que presentan una mayor abundancia-dominancia dentro de esta comunidad, las especies típicas son *Pennisetum ciliare*, *Bouteloua trifida*, *Setaria leucopila*, *Ruellia nudiflora*, *Waltheria indica*, *Tiquilia canescens* y *Commelina erecta*, mientras que las herbáceas anuales de verano que presentan una mayor abundancia son *Sanvitalia ocymoides*, *Sporobolus pyramidatus*, *Malvastrum coromandelianum*, *Sida abutilifolia*, *Euphorbia prostrata*, *Evolvulus*

alsinoides, *Heliotropium angiospermum*. Las especies trepadoras encontradas en esta comunidad son *Ibervillea lindheimeri*, *Cynanchum barbigerum* e *Ipomoea nil*, mientras que en áreas más húmedas es frecuente la presencia de *Solanum triquetrum*.

En pequeñas depresiones o cuencas cerradas cuyo drenaje deficiente permite la acumulación de sales de sodio, se encuentra la vegetación de tipo halófilo. Estas áreas se localizan en los municipios de Progreso y Juárez, ocupando pequeñas áreas en depresiones del terreno, sin presentar una forma continua de distribución.

La asociación de halófitas en estos sitios está compuesta por un estrato bajo formado principalmente por especies herbáceas, algunas de ellas de hábito suculento, formando por mezquitillo (*Prosopis reptans*), saladilla (*Varilla texana*), espinosilla (*Borrchia frutescens*) con elementos de *Billiturnera helleri* y *Malvella sagittifolia*. Estas áreas se caracterizan por presentar grandes espacios abiertos y estar mezclada con elementos que son componentes de la vegetación que las rodea.

El Matorral Tamaulipeco es la comunidad más abundante dentro del área de estudio, su distribución se extiende por la mayor parte de las áreas aledañas al río, en algunos sitios se mezcla con otras comunidades como el Zacatal, Matorral Subinerme y la vegetación riparia.

5.5.2. Zacatal

Bajo esta denominación se incluyen comunidades dominadas por especies de la familia Gramineae. En el noreste de México el zacate buffel (*Pennisetum ciliare*), se utiliza para modificar las comunidades naturales presentes en la Planicie Costera del Golfo. Los zacatales cultivados se caracterizan por la elevada abundancia – dominancia del zacate buffel (*Pennisetum ciliare*), formando las llamadas “Pastas”, siendo utilizadas para el pastoreo del ganado bovino y por especies de la fauna silvestre endémica de esta región. En estas praderas inducidas es común el huizache (*Acacia farnesiana*), el largoncillo (*Acacia constricta*) y *Ziziphus obtusifolia*, además se presentan especies de gramíneas anuales y perennes, sin embargo son poco abundantes como las siguientes: *Aristida adscensionis*, *Bouteloua radicata*, *Chloris pluriflora*, *Chloris cucullata*, *Setaria leucopila*, *Tridens muticus* y *Eragrostis cilianensis*.

Por otra parte los zacatales naturales son escasos, formados por las siguientes especies: *Aristida purpurea* y *Bouteloua trifida*, las cuales han sido desplazadas en gran parte por el zacate buffel. Las especies de *Chloris pluriflora*, *Digitaria californica* y *Sporobolus pyramidatus*, son los zacates que caracterizan a los escasos pastizales naturales que prevalecen en el área.

Las especies anuales son un componente que incrementa la diversidad florística de los zacatales, tanto naturales como inducidos, los zacates más abundantes en esta comunidad son: el zacatón piramidal (*Sporobolus pyramidatus*), tres aristas de agua (*Aristida adscensionis*) y el zacate panizo (*Panicum hallii*), además de dicotiledóneas como *Malvastrum coromandelianum*, *Parthenium hysterophorus*, *Dyssodia pentachaeta*, *Euphorbia prostrata*, *Sida abutilifolia*, *Gutierrezia sphaerocephala*, *Evolvulus alsinoides* y *Heliotropium angiospermum*, mientras que *Cynodon dactylon* y *Setaria leucopila* son especialmente abundantes en los zacatales ubicados en áreas con mayores condiciones de humedad. Esta comunidad se distribuye en la parte norte y central del RTP.

5.5.3. Matorral submontano

El matorral submontano o matorral de pie de monte se ubica en los macizos montañosos adyacentes a la Planicie Costera del Golfo y su pie de montaña, a lo largo de la cordillera así como en algunas serranías separadas en el noreste del estado. Es característico de las partes bajas de los cañones y a la orilla de escurrimientos temporales donde la humedad permite su desarrollo. Las especies dominantes son inermes con formas de vida semiarbóreas, peculiar por su dominancia y estructura uniforme. La presencia del matorral es común en suelos pedregosos de las cimas escarpadas con altitudes de 500 o menores y lomas bien drenadas, prospera en climas semiáridos, donde el régimen de precipitación oscila entre los 450-900 mm; su distribución no sobrepasa los 2,000 m de altitud (Rzedowski, 1978).

Esta comunidad es un matorral alto o en ocasiones llega a ser un bosque bajo de acuerdo con las condiciones de humedad y condiciones de protección, se caracteriza por la abundancia de especies arbustivas o subarbóreas, la mayoría de las cuales son perennifolias con algunos taxa caducifolios, alcanzando alturas de dos a cinco metros, en

su mayoría inermes o con algunas especies espinosas entremezcladas.

En el área de estudio este matorral se desarrolla sobre suelos someros de las cuestas de los cerros, en la mayoría de los casos son de origen sedimentario, coluviales y con afloramientos de la roca madre. Se presenta en las laderas bajas o pie de monte de los sistemas montañosos de la Serranía del Burro y Sierra de Santa Rosa. Se encuentran frecuentemente el lantrisco (*Rhus virens*), zorrillo (*Ptelea trifoliata*), pistachillo (*Pistacia texana*), huajillo (*Acacia berlandieri*), colubrina (*Colubrina greggii*), tenaza (*Pithecellobium pallens*) y conchilla (*Cercocarpus montanus*), siendo los componentes principales en la estructura de esta comunidad. Sobresalen individuos de palmito (*Yucca rostrata*) con alturas de hasta 2.5 m. En las márgenes de los arroyos sobresalen árboles de 5 m del ocotillo (*Gochmatia hypoleuca*). En sitios más protegidos se presenta árboles pequeños y aislados de la hierba del potro (*Caesalpinia mexicana*) y (*Bahunia* sp).

Las especies trepadoras más comunes son: *Serjania incisa* y *Cynanchium barbigerum*. Se desarrollan asimismo otras especies arbustivas bajas como *Lantana velutina*, orégano (*Lippia graveolens*) y damiana (*Turnera diffusa*). El estrato herbáceo presenta una altura de 5-20 cm, donde las herbáceas más abundantes son *Bouteloua trifida*, *Tridens muticus*, *Leptoloma cognatum*, *Ipomoea capillare* y *Dalea laniceps*.

5.5.4. Encinares

Estas comunidades sobresalientes en el entorno de matorrales están dominadas por vegetación arbórea de 4-6 m de altura, con copas anchas bien desarrolladas y follaje perennifolio. Crecen en pequeños manchones que localmente se les llama “motas” pues forman comunidades aisladas en valles con suelos profundos. Se localizan en la parte norte y noreste del área de estudio, extendiéndose en forma discontinua hacia el norte del estado.

Aunque la forma dominante es arbórea, en algunas de ellas la abundancia de renuevos en forma arbustiva dominan el área. La comunidad puede estar formada por árboles espaciados regularmente o árboles y arbustos abundantes y en poblaciones densas. La especie presente es el encino (*Quercus fusiformis*).

5.5.5. Vegetación Riparia

Se incluye bajo esta denominación a la vegetación presente en las márgenes de los ríos y arroyos, en este caso el Río Sabinas y sus afluentes. En general se toman en consideración las comunidades de plantas relacionadas con un nivel freático superficial, que mantiene niveles de humedad especial. Es importante mencionar que la vegetación acuática en general es poco abundante, sobre todo la vegetación flotante. Cubre una superficie de 4, 300 ha a lo largo de las riveras del río y sus afluentes. La vegetación riparia en el área de estudio está integrada por especies perennes, siendo estas generalmente árboles, arbustos y hierbas, los cuales crecen arraigadas en las márgenes de cuerpos de agua y son escasas las especies estrictamente acuáticas. El estrato herbáceo incrementa la diversidad del ecosistema con la aparición de las hierbas de las comunidades aledañas, la mayoría de las cuales aparecen en el verano, siendo de hábito maleza. Los árboles son los elementos característicos y sobresalientes en esta comunidad, alcanzan dimensiones extraordinarias para el área, con copas bien desarrolladas y troncos y raíces robustas. La especie típica del río son los sabinos (*Taxodium mucronatum*) que alcanzan las mayores dimensiones, asociado se encuentra el alamo sicomoro (*Platanus glabrata*), nogal (*Carya illinoensis*), sauce (*Salix goodingii*), y *Cephalantus occidentalis*. Otros elementos frecuentes son el huizache (*Acacia farnesiana*), mezquite (*Prosopis glandulosa*), retama (*Parkinsonia aculeata*), mora (*Morus celtidifolia*) y el palo blanco (*Celtis laevigata*). En las laderas es común encontrar matorrales de jarilla (*Baccharis glutinosa*, *B. salicina*), tule (*Typha dominguensis*) y junquillos (*Cladium jamaicense*, *Eleocharis celulosa*) y otras ciperáceas, además de *Aster spinosus*, *A. subulatus* y hierbas como *Bacopa monnieri* y *Samolus ebracteatus*. Entre las trepadoras más importantes están la hiedra (*Toxicodendron radicans*) y vid silvestre (*Vitis cinerea*). La presencia de algunos helechos es común. Este tipo de comunidad se localiza en el área exclusivamente a la vera del río y sus afluentes. La estructura de la vegetación acuática corresponde a ambientes lóticos, con excepción de los charcos temporales. La composición florística indica la influencia de lugares fríos aunque también existen elementos tropicales. Es evidente la perturbación con la presencia de ciertas especies como *Eichhornia crassipes* (lirio acuático), *Helenium*, *Eclipta prostrata*, *Cyperus ochraceus* y *Aster subulatus*,

consideradas como malezas. Se registraron un total de 45 especies de plantas vasculares y 2 especies de algas macroscópicas (*Chara* y *Nitella*). Lo anterior representa una riqueza importante, considerando que es una zona no tropical y con cauce intermitente.

6. MÉTODOS

6.1. Comunidad de Aves del Río Sabinas

Se llevó a cabo un muestreo sistemático de aves de diciembre de 2004 a noviembre de 2005 a lo largo del Río Sabinas, en localidades donde la comunidad vegetal ribereña estuviera dominada por sabinos (*T. mucronatum*), abarcando los municipios de Melchor Múzquiz (MM), San Juan de Sabinas (SJS), y Sabinas (S). Las secciones fueron visitadas mensualmente de manera rotativa con el fin de lograr un diseño de muestreo balanceado. Se realizaron un total de 443 puntos de conteos (10 min, 25 m radius, Ralph *et al.*, 1996) a partir de un punto inicial al azar y separando lo siguientes cada 250 m. Cada punto de conteo inició con un periodo de descanso para permitir la normalización de la actividad de las aves (Reynolds *et al.*, 1980). Se muestrearon un total de 247 sitios distintos, cubriendo un área de 34.5 ha y 64 km de longitud del río (aproximadamente 50% del total). Los puntos de conteo fueron realizados por un sólo observador para reducir el sesgo por la habilidad de detección e identificación. El área fue visitada de diciembre de 2005 a enero de 2006 y de mayo a agosto de 2006, con el fin de aumentar el listado de aves.

Las especies fueron enlistas en orden filogenético en base al AOU (1998, 2000) y sus suplementos (Banks *et al.*, 2002-2009; Tabla 1), e incluyendo nombres comunes en español e inglés. Su residencia fue determinada en base a lo observado en campo y a lo mencionado por Howell y Webb (1995).

6.1.1. Análisis cuantitativo

Para esta sección cuantitativa se utilizaron únicamente los registros resultados del muestreo sistemático de un año.

Para demostrar que el esfuerzo de muestreo fue suficiente, se utilizó el programa EstimateS (Colwell, 2006) para generar una curva de acumulación especies con intervalos de confianza de 95% (Modelo de Mao Tau, Colwell *et al.*, 2004) y verificar que alcanzara la asíntota.

Además, se utilizaron varios estimadores de riqueza mediante el programa EstimateS y en base a las siguientes fórmulas:

- Chao 1: Fue desarrollado por Chao (1984) y se basa en el número de especies raras en una muestra a partir de datos de abundancia. La fórmula se basa en Chazdon *et al.* (1998):

$$S_{Chao\ 1} = S_{obs} + \frac{F_1^2}{2F_2}$$

donde, S_{obs} es el número de especies en la muestra; F_1 es el número de especies observadas representadas por un solo individuo; y F_2 es el número de especies observadas representadas por dos individuos.

- Chao 2: Es una variante del anterior, donde sólo se utilizan datos de presencia y ausencia de especies:

$$S_{Chao2} = S_{obs} + \frac{Q_1^2}{2Q_2}$$

donde, Q_1 es el número de especies que se presentan en una muestra únicamente; y Q_2 es el número de especies que se presentan en dos muestras.

- ACE (Abundance-based Coverage Estimator): Está basado en las abundancias de especies con entre uno y diez individuos. La fórmula está basada en Chazdon *et al.* (1998):

$$S_{ACE} = S_{abund} + \frac{S_{rara}}{C_{ACE}} + \frac{F_1}{C_{ACE}} \gamma_{ACE}^2$$

donde, S_{rara} es el número de especies raras (≤ 10 individuos); S_{abund} es el número de especies abundantes (> 10 individuos); N_{rara} es el total del número de individuos en especies raras; F_i es el número de especies con i individuos (F_1 es el número de especies con una solo individuo); $C_{ACE} = 1 - F_1/N_{rara}$; y

$$\gamma_{ACE}^2 = \max \left\{ \frac{S_{rara}}{C_{ACE}} \frac{\sum_{i=1}^{10} i(i-1)F_i}{(N_{rara})(N_{rara}-1)} - 1, 0 \right\}$$

Asimismo, se probaron los modelos normal (truncado) y logarítmico con una prueba de bondad de ajuste (prueba Kolmogorov-Smirnov) a la distribución de las abundancias de especies observadas en toda la comunidad (e.g., Fisher *et al.*, 1943; Preston, 1948).

Se calculó un índice de abundancia relativa (A_r), como el número de aves observadas por hectárea. También se obtuvo la frecuencia de ocurrencia (FO) en base a la proporción de puntos de conteo en lo cuales cada especie fue observada, respecto al total (%). Para ambas variables, se consideraron 443 puntos de conteo para las especies residente permanentes y ocasionales, 234 para las residentes invernales y migratorias transeúntes (Oct-Mar), y 209 para las residentes veraniegas (Abr-Ago).

Con el fin de categorizar las especies en base a su dominancia, se obtuvieron dos diagramas de Olmstead-Tukey (Sokal y Rohlf, 1995) para toda la comunidad, uno para las especies presentes durante la época reproductiva (Abr-Ago) y otra para aquellas presentes durante la temporada de migración e invernación (Sep-Mar). El promedio de los valores de FO y la abundancia (expresada como $\ln + 1$) fueron utilizados como valores de discriminación para las cuatro clases (cuadrantes). Las especies comunes (o dominantes) son aquellas cuyos valores son igual o mayor a los promedios de la abundancia y FO. Las frecuentes (o constantes) son aquellas con un valor menor al promedio de la abundancia, pero otro igual o mayor al promedio de FO. Las poco

comunes (u ocasionales) son aquellas con un valor menor al promedio de FO, pero otro mayor o igual al promedio de la abundancia. Finalmente, las especies raras son aquellas con valores menores a ambos promedios.

6.2. Análisis por secciones

Figura 3. Sección Melchor Múzquiz (MM) del Río Sabinas, Coahuila, México.

6.2.1. Aves

Se utilizaron lo diagramas de Olmstead-Tukey previamente descritos para comparar las comunidades reproductivas entre las tres secciones del Río Sabinas (Figuras 3-5).

Asimismo, para una comparación sin sesgo del número de especies por sección, se utilizaron curvas de rarefacción por muestra ($\pm 95\%$ CI; Modelo Mao Tau, Colwell *et al.*, 2004) utilizando el programa EstimateS (Colwell, 2006).

Figura 4. Sección San Juan de Sabinas (SJS) del Río Sabinas, Coahuila, México.

Finalmente, se calcularon los índices de diversidad de Shannon (1948) y de similitud de Bray-Curtis (1957) utilizando el programa BioDiversity Pro (McAleece, 1997) y basado en las siguientes fórmulas:

- Índice de Shannon (1948, en Magurran, 2004) o índice de Shannon-Wiener se obtiene a partir de:

$$H' = -\sum p_i \ln p_i$$

donde, p_i es la proporción de individuos en la especie i -ésima.

- Equitatividad: se obtiene a partir del índice anterior;

$$J' = \frac{H'}{H'_{\max}} \quad H_{\max} = \ln S$$

donde, H'_{\max} es la diversidad bajo las máximas condiciones de equitatividad, y S es el número de especies

Figura 5. Sección Sabinas (S) del Río Sabinas, Coahuila, México.

- Índice de Similaridad de Bray-Curtis; se utilizó la fórmula siguiente:

$$ED_{jk} = \sqrt{\sum_{i=1}^P (x_{ij} - x_{ik})^2}$$

donde, x_{ij} = valor de la i -ésima variable para j -ésima entidad; x_{ik} = valor de la i -ésima variable para k -ésima entidad.

Posteriormente, a partir de la matriz de similaridad de Bray-Curtis se utilizó Agrupamiento por promedio simple (Simple-Average Link Clustering) para obtener un dendograma de similaridad.

6.2.2. Vegetación

El tipo de muestreo que se realizó fue por medio de parcelas de 20 x 20 m (Bullock, 1996), en donde se identificaron las especies leñosas arbustivas y arbóreas presentes y se tomaron las variables de número de individuos por especie, y altura y diámetro a la altura del pecho (DAP; 1.30 m). Las parcelas de vegetación fueron elegidas al azar a partir de los puntos de conteo de aves. Para la sección de Melchor Múzquiz, se realizaron 42 parcelas (16, 800 m²), para San Juan de Sabinas 55 parcelas (22, 000 m²) y para Sabinas 47 parcelas (18, 800 m²).

El análisis de la vegetación se realizó por sección del río y por estratos, considerando al estrato arbóreo como los individuos con una altura > 5m, al arbustivo de 1 a 4.9 m y el herbáceo a aquellos < 1 m. Siguiendo a Brower *et al.* (1990) se realizaron los siguientes cálculos:

- Densidad absoluta y relativa por especie (número de individuos de una especie dada como proporción del número total de individuos de todas las especies) por especie:

$$D_i = n_i / A \quad Rd_i = n_i / \Sigma n$$

donde, D_i es la densidad de la especie i , n_i es el número total de individuos contados de la especie i , A es el área total muestreada, Rd_i es la densidad relativa de la especie i y Σn es la sumatoria de todos los organismos, de todas las especies.

- Frecuencia y frecuencia relativa (frecuencia de una especie dada como una proporción de la suma de las frecuencias de todas las especies):

$$f_i = j_i / k \quad Rf_i = f_i / \Sigma f$$

donde, f_i es la frecuencia de la especie i , j_i es el número de muestras en las que la especie i ocurre, k es el número total de muestras tomadas, Rf_i es la frecuencia relativa de la especie i y Σf es la sumatoria de todas las frecuencias de todas las especies.

- Cobertura y cobertura relativa (cobertura de una especie dada expresada como una proporción de la cobertura total de todas las especies). Estos valores se obtuvieron únicamente para el estrato arbóreo, en base a los diámetros a la altura de 1.30 m (DAP).

$$Ci = (ai) (Di) / ni \quad Rci = Ci / \Sigma C$$

donde, Ci es la cobertura de la especie i , ai es la suma de la cobertura foliar de la especie i , Di es la densidad absoluta de la especie i , ni es el número total de individuos contados de la especie i , Rci es la cobertura relativa de la especie i y ΣC es la sumatoria de todas las coberturas de todas las especies.

- Valor de importancia es una estimación general de la influencia o importancia de una especie de planta en la comunidad. Sus valores varían de 0 a 300%.

$$IV_i = RD_i + Rf_i + RC_i,$$

donde, IV_i es el Valor de Importancia de la especie i .

El valor de importancia se dividió entre tres para el estrato arbóreo y entre dos para el arbustivo y herbáceo, con el fin de obtener los resultados en base a un 100%, lo cual es conocido como porcentaje de importancia.

6.3. Análisis jerárquico

6.3.1. Fragmentos

A partir de imágenes IKONOS (1x1 m. de resolución) del 2004, se digitalizaron los fragmentos de vegetación ribereña dominados por *Taxodium mucronatum*. Asimismo, se digitalizó la vegetación circundante a los fragmentos hasta un 1 km a partir del borde de los mismos. Para cada uno de los fragmentos se obtuvieron las variables que se describen a continuación.

6.3.2. Variables Dependientes

6.3.2.1. Aves

Durante dos temporadas reproductivas (mayo-agosto), 2005 y 2006, se llevaron a cabo puntos de conteo (previamente descritos) en cada uno de los fragmentos digitalizados. A partir de los datos obtenidos, se calcularon las siguientes variables dependientes:

- Equitatividad de Shannon (J'). Indica el grado de homogeneidad de la comunidad de aves en cada fragmento.
- Índice de abundancia relativa total (inds./ha). Número de individuos por hectárea para cada fragmento.
- Índice de abundancia relativa por gremio funcional (inds/ha). Se determinó el gremio funcional de cada especie de ave en base a Ehrlich *et al.* (1988), y se obtuvo su abundancia relativa por fragmento.
- Índice de abundancia relativa por especie (inds/ha). Número de individuos de cada especie por hectárea para cada fragmento.

6.3.3. Variables Independientes

6.3.3.1. Hábitat

Estas variables se obtuvieron a partir de las parcelas de vegetación anteriormente descritas.

- Densidad de plantas por clases DAP (< 2; >2 y <5; > 5 y <15; >15 y <40; > 40).
- Densidad de plantas por especie. Las especies de plantas leñosas principales, utilizadas para el cálculo de las variables de densidad por especie fueron *Taxodium mucronatum*, *Prosopis glandulosa*, *Acacia farnesiana*, *Celtis laevigata*, *Celtis pallida* y *Carya illinoensis*.

6.3.3.2. Fragmentos

El análisis de estas variables se hizo a partir de los fragmentos digitalizados y utilizando el programa ArcGIS 9.0 y la extensión Patch Analyst 4 (Rempel, 2008).

- Tamaño del fragmento o área (ha.)
- Tamaño del borde o perímetro (m.)
- P/P_c o índice de forma. Donde P es el perímetro del fragmento y P_c es el perímetro de un círculo de igual área que el fragmento. Es una medida de complejidad de forma, donde el valor de 1 indica formas con perímetros simples (círculos) y se incrementa conforme aumenta su complejidad.
- Proporción perímetro/área (m/ha). Índice de la cantidad de borde.
- Dimensión fractal (1-2). Medida de complejidad de forma. El valor de uno indica formas con perímetros simples y se aproxima a dos cuando las formas son más complejas.

6.3.3.3. Paisaje

El análisis de estas variables se realizó tomando como base la digitalización de la vegetación circundante a los fragmentos y utilizando el programa ArcGIS 9.0, apoyándose fundamentalmente en la extensión conocida como Análisis de Fragmentos (Patch Analyst 4; Rempel, 2008) basado en el programa FRAGSTATS (McGarigal y Marks, 1995) y la extensión Distance by ID (Jenness, 2007). Las variables fueron calculadas a un km desde el borde del fragmento, considerando el estudio de Szaro y

Jakle (1995), el cual concluye que los efectos de la comunidad ribereña se extienden de 0.6 a 1 km dentro de las tierras altas circundantes.

6.3.3.3.1. Composición

- Porcentaje de paisaje. Porcentaje del área de cada tipo de hábitat circundante. Los hábitats considerados fueron: Bosque de *Taxodium*, Vegetación ribereña, Matorral desértico, Matorral espinoso, Pastizal, Agricultura y Asentamientos Humanos (Zonas urbanas, rurales, minería).
- Índice de Diversidad de Shannon. Un valor mayor representa una mayor diversidad de tipo de fragmentos.
- Índice de Equitatividad de Shannon (0-1). El máximo valor de riqueza se basa en una distribución equitativa entre los tipos de fragmentos.
- Riqueza de fragmentos. Número de fragmentos distintos alrededor del fragmento de vegetación ribereña muestreado.
- Densidad de fragmentos. Número de fragmentos entre el área total.

6.3.3.3.2. Estructura

- Distancia al fragmento de vegetación ribereña dominada por *Taxodium mucronatum* más cercano.

6.3.4. Análisis multivariado

Previo al análisis, se probó la normalidad de las variables obtenidas utilizando la prueba de Kolmogorov-Smirnov. Posteriormente, se realizaron análisis de componentes principales (PCA) y matrices de correlación (Pearson) para las variables de hábitat y las de fragmento y paisaje con el fin de reducir el número de variables. Asimismo, se realizó el análisis de DCA (Detrended Correspondence Analysis) para determinar el método de análisis multivariado de ordenación canónica a utilizar, CCA (Análisis de Correspondencia Canónica, Canonical Correspondence Analysis) o RDA (Análisis de redundancia, Redundancy Analysis), dependiendo de la longitud del gradiente. La

significancia de los ejes se midió utilizando la prueba de Monte Carlo con 999 permutaciones. Los análisis multivariados se llevaron a cabo en el programa CANOCO 4.5 (ter Braak y Šmilauer, 2002).

7. RESULTADOS

7.1. Comunidad de Aves del Río Sabinas

Durante un esfuerzo de muestreo de 18 meses a lo largo del Río Sabinas, Coahuila, en el norte de México (Diciembre 2004-Agosto 2006), se registraron un total de 168 especies, de las cuales, 58 fueron consideradas como residente permanentes, 32 como veraniegas, 42 como invernales, 30 como transeúntes y nueve como ocasionales. Se determinaron 20 gremios funcionales distintos, siendo los más importantes los insectívoros terrestres (36 especies), de follaje (33) y aéreos (21). Doce de las especies que se reproducen en el área son consideradas como ribereñas obligadas y ocho como dependientes de estos hábitats en el oeste de EU (Rich 2002; Tabla 1). Quince de las especies se encuentran enlistadas bajo alguna categoría de protección por la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2001 (SEMARNAT, 2002), como *Cairina moschata*, *Mycteria americana* y *Buteo regalis*. Por su parte, *Passerina ciris*, una especie incluida en la Lista Roja de Especies Amenazadas (cercana a amenazada; IUCN, 2009), fue observada como un ave veraniega común en el área (Tabla 1). Además, se observaron ocho nuevos registros reproductivos confirmados y tres potenciales, nueve nuevos registros no-reproductivos y ocho registros raros para Coahuila. También se sugiere al Río Sabinas como un nuevo sitio reproductivo potencial para cinco especies. El término nuevo registro no-reproductivo se refiere a especies que no habían sido documentadas para el Estado previamente y que fueron observadas durante la época no-reproductiva o, durante la época reproductiva pero sin datos confirmatorios de anidación como nidos, huevos o juveniles. Los registros raros se refieren a especies que han sido

reportadas previamente para Coahuila, pero esporádicamente, de manera que estos datos ayudan a clarificar sus distribuciones.

7.2. Análisis cuantitativo

Los análisis cuantitativos subsiguientes fueron realizados en base al muestreo sistemático únicamente: 126 especies (75% del total).

La curva de acumulación de especies observadas y del modelo Mao Tau, alcanzaron la asíntota, lo que asegura un muestreo representativo del área de estudio (Figura 6). Asimismo, a partir de 443 muestreos (puntos de conteo) en los que se identificaron 126 especies, los estimadores llegaron a obtener riquezas de: 152 especies (95% IC: 135.8-195.1) para Chao 1; 156.6 (95% IC: 139.3-196.3) para Chao 2; y 147.43 para ACE. El número total de especies reportado es de 168, incluyendo registros extras y fuera de los puntos de conteo, lo cual se encuentra por arriba del promedio pero dentro del límite superior de confianza de los estimadores Chao 1 y 2. Por su parte, el estimador ACE, subestimó la riqueza del área por 21 especies (Figura 7).

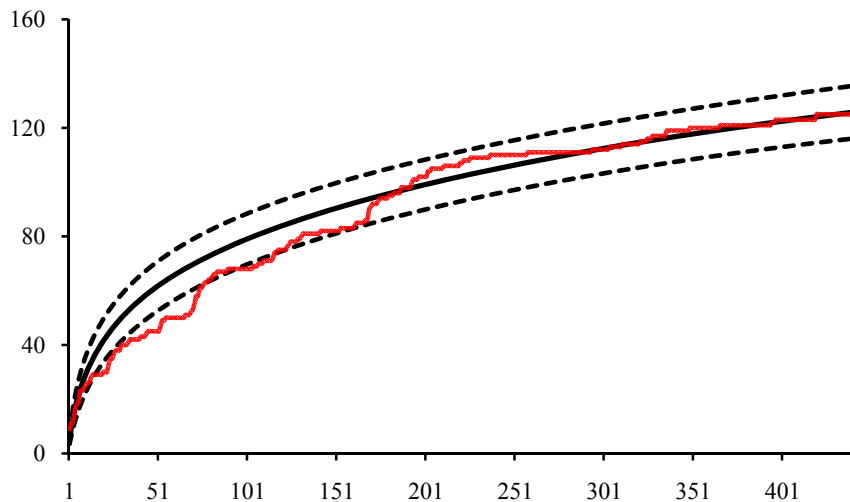


Figura 6. Curva de acumulación de especies observadas y esperada ($\pm 95\%IC$) de la comunidad de aves del Río Sabinas muestreada de diciembre de 2004 a noviembre de 2005.

Tabla 1. Listado de especies registradas para el Río Sabinas, Coahuila, México en orden filogenético (AOU 1998, 2000; Banks *et al.*, 2002-2009). Incluye familia, nombre científico, nombre común en español (Escalante-Pliego *et al.*, 1996) e inglés, gremio funcional (Ehrlich *et al.*, 1988) y temporalidad (Howell y Webb, 1995). Especies observadas dentro de los puntos de conteo en negritas.

FAMILIA	Nombre Científico	Nombre común	Common Name	Gremio	T
ANSERIFORMES					
ANATIDAE	<i>Dendrocygna autumnalis</i>	Pijije alablanca	Black-bellied Whistling-Duck	Granívoro Terrestre	RV
	<i>Cairina moschata</i> *	Pato real	Muscovy Duck	Herbívoro Acuático	RP
	<i>Aix sponsa</i>	Pato arcoiris	Wood Duck	Insectívoro Acuático	RI/ RP?
	<i>Anas strepera</i>	Pato friso	Gadwall	Herbívoro Acuático	RI
	<i>Anas platyrhynchos</i>	Pato de collar	Mallard	Granívoro Acuático	RI/ RP
	<i>Anas discors</i>	Cerceta alazul	Blue-winged Teal	Granívoro Acuático	T
	<i>Anas cyanoptera</i>	Cerceta canela	Cinnamon Teal	Granívoro Acuático	T
	<i>Anas crecca</i>	Cerceta alaverde	Green-winged Teal	Granívoro Terrestre	T
GALLIFORMES					
PHASIANIDAE	<i>Meleagris gallopavo</i> *	Guajolote norteño	Wild Turkey	Omnívoro Terrestre	RP
ODONTOPHORIDAE	<i>Colinus virginianus</i>	Codorniz cotuí	Northern Bobwhite	Herbívoro Terrestre	RP
PODICIPEDIFORMES					
PODICIPEDIDAE	<i>Tachybaptus dominicus</i> *	Zambullidor menor	Least Grebe	Insectívoro Acuático	RP
	<i>Podilymbus podiceps</i>	Zambullidor picogruoso	Pied-billed Grebe	Insectívoro Acuático	RP
PHALACROCORACIDAE	<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	Cormorán oliváceo	Neotropic Cormorant	Piscívoro	RV
	<i>Phalacrocorax auritus</i>	Cormorán orejudo	Double-crested Cormorant	Piscívoro	T

*Enlistada en la NOM-059-SEMARNAT-2001 (SEMARNAT, 2002); ^o ribereña obligada, ^d ribereña dependiente (Rich, 2002).

Tabla 1. Listado de especies registradas para el Río Sabinas, Coahuila, México en orden filogenético (AOU 1998, 2000; Banks *et al.*, 2002-2009). Incluye familia, nombre científico, nombre común en español (Escalante-Pliego *et al.*, 1996) e inglés, gremio funcional (Ehrlich *et al.*, 1988) y temporalidad (Howell y Webb, 1995). Especies observadas dentro de los puntos de conteo en negritas.

FAMILIA	Nombre Científico	Nombre común	Common Name	Gremio	T
CICONIIFORMES					
ARDEIDAE	<i>Ardea herodias</i>	Garza morena	Great Blue Heron	Piscívoro	RP
	<i>Ardea alba</i>	Garza blanca	Great Egret	Piscívoro	RP
	<i>Egretta thula</i>	Garceta pie-dorado	Snowy Egret	Insectívoro Acuático	RV
	<i>Egretta tricolor</i>	Garceta tricolor	Tricolored Heron	Piscívoro	O
	<i>Bubulcus ibis</i>	Garza ganadera	Cattle Egret	Insectívoro Terrestre	RP
	<i>Butorides virescens</i>	Garceta verde	Green Heron	Piscívoro	RV
	<i>Nycticorax nycticorax</i>	Pedrete corona-negra	Black-crowned Night-Heron	Piscívoro	RI
	<i>Nyctanassa violacea</i>	Pedrete corona-clara	Yellow-crowned Night-Heron	Insectívoro Acuático	RV
THRESKIORNITHIDAE	<i>Plegadis chihi</i>	Ibis cara-blanca	White-faced Ibis	Insectívoro de Humedal	T
CICONIIDAE	<i>Mycteria americana</i> *	Cigüeña americana	Wood Stork	Piscívoro	O
FALCONIFORMES					
CATHARTIDAE	<i>Coragyps atratus</i>	Zopilote común	Black Vulture	Carroñero	RP
	<i>Cathartes aura</i>	Zopilote aura	Turkey Vulture	Carroñero	RP
ACCIPITRIDAE	<i>Elanus leucurus</i>	Milano cola-blanca	White-tailed Kite	Carnívoro (mamíferos)	RV
	<i>Circus cyaneus</i>	Gavilán rastrero	Northern Harrier	Carnívoro (mamíferos)	O
	<i>Accipiter striatus</i> *	Gavilán pecho-rufo	Sharp-shinned Hawk	Carnívoro (aves)	RI

*Enlistada en la NOM-059-SEMARNAT-2001 (SEMARNAT, 2002); ^o ribereña obligada, ^d ribereña dependiente (Rich, 2002).

Tabla 1. Listado de especies registradas para el Río Sabinas, Coahuila, México en orden filogenético (AOU 1998, 2000; Banks *et al.*, 2002-2009). Incluye familia, nombre científico, nombre común en español (Escalante-Pliego *et al.*, 1996) e inglés, gremio funcional (Ehrlich *et al.*, 1988) y temporalidad (Howell y Webb, 1995). Especies observadas dentro de los puntos de conteo en negritas.

FAMILIA	Nombre Científico	Nombre común	Common Name	Gremio	T
FALCONIFORMES					
ACCIPITRIDAE	<i>Accipiter cooperii</i>*	Gavilán de Cooper	Cooper's Hawk	Carnívoro (aves)	RI
	<i>Buteogallus anthracinus</i> * ^o	Aguililla-negra menor	Common Black-Hawk	Carnívoro (vertebrados)	RV
	<i>Parabuteo unicinctus</i>*	Aguililla rojinegra	Harris's Hawk	Carnívoro (mamíferos)	RP
	<i>Buteo lineatus</i>	Aguililla pecho-rojo	Red-shouldered Hawk	Carnívoro (mamíferos)	RI/ RP
	<i>Buteo nitidus</i> ^o	Aguililla gris	Gray Hawk	Carnívoro (vertebrados)	RP
	<i>Buteo swainsoni</i>*^o	Aguililla de Swainson	Swainson's Hawk	Carnívoro (mamíferos)	RV
	<i>Buteo albicaudatus</i>*	Aguililla cola-blanca	White-tailed Hawk	Carnívoro (mamíferos)	O
	<i>Buteo jamaicensis</i>	Aguililla cola-roja	Red-tailed Hawk	Carnívoro (mamíferos)	RP
FALCONIDAE	<i>Falco sparverius</i>	Cernícalo americano	American Kestrel	Insectívoro Aéreo	T
	<i>Falco columbarius</i>	Halcón esmerejón	Merlin	Carnívoro (aves)	RI?
GRUIFORMES					
GRUIDAE	<i>Grus canadensis</i>*	Grulla gris	Sandhill Crane	Omnívoro	T?
CHARADRIIFORMES					
CHARADRIIDAE	<i>Charadrius vociferus</i>	Chorlo tildío	Killdeer	Insectívoro de Humedal	RP
SCOLOPACIDAE	<i>Actitis macularius</i>	Playero alzacolita	Spotted Sandpiper	Insectívoro de Humedal	RI
	<i>Calidris minutilla</i>	Playero chichicuilotte	Least Sandpiper	Insectívoro de Humedal	RI
	<i>Gallinago delicata</i>	Agachona común	Wilson's Snipe	Insectívoro de Humedal	RI

*Enlistada en la NOM-059-SEMARNAT-2001 (SEMARNAT, 2002); ^o ribereña obligada, ^d ribereña dependiente (Rich, 2002).

Tabla 1. Listado de especies registradas para el Río Sabinas, Coahuila, México en orden filogenético (AOU 1998, 2000; Banks *et al.*, 2002-2009). Incluye familia, nombre científico, nombre común en español (Escalante-Pliego *et al.*, 1996) e inglés, gremio funcional (Ehrlich *et al.*, 1988) y temporalidad (Howell y Webb, 1995). Especies observadas dentro de los puntos de conteo en negritas.

FAMILIA	Nombre Científico	Nombre común	Common Name	Gremio	T
COLUMBIFORMES					
COLUMBIDAE	<i>Zenaida asiatica</i>	Paloma alablanca	White-winged Dove	Granívoro Terrestre	O?
	<i>Zenaida macroura</i>	Paloma huilota	Mourning Dove	Granívoro Terrestre	RP
	<i>Columbina inca</i>	Tórtola colalarga	Inca Dove	Granívoro Terrestre	RV
	<i>Columbina passerina</i>	Tórtola coquita	Common Ground-Dove	Granívoro Terrestre	RP
	<i>Leptotila verreauxi</i>	Paloma arroyera	White-tipped Dove	Granívoro Terrestre	RP?
PSITTACIFORMES					
PSITTACIDAE	<i>Ara militaris</i>	Guacamaya verde	Military Macaw	Granívoro de Follaje	O?
CUCULIFORMES					
CUCULIDAE	<i>Coccyzus americanus</i>^o	Cuclillo pico-amarillo	Yellow-billed Cuckoo	Insectívoro de Follaje	RV
	<i>Geococcyx californianus</i>	Correcaminos norteño	Greater Roadrunner	Insectívoro Terrestre	RP
	<i>Crotophaga sulcirostris</i>	Garrapatero pijuy	Groove-billed Ani	Insectívoro Terrestre	RV
STRIGIFORMES					
TYTONIDAE	<i>Tyto alba</i>	Lechuza de campanario	Barn Owl	Carnívoro (mamíferos)	RP
STRIGIDAE	<i>Megascops kennicottii</i>	Tecolote occidental	Western Screech-Owl	Carnívoro (mamíferos)	RP
	<i>Megascops asio</i>	Tecolote oriental	Eastern Screech-Owl	Insectívoro Aéreo	RP
	<i>Bubo virginianus</i>	Búho cornudo	Great Horned Owl	Carnívoro (mamíferos)	RP
	<i>Glaucidium gnoma</i>	Tecolote serrano	Northern Pygmy-Owl	Carnívoro (mamíferos)	RV

*Enlistada en la NOM-059-SEMARNAT-2001 (SEMARNAT, 2002); ^o ribereña obligada, ^d ribereña dependiente (Rich, 2002).

Tabla 1. Listado de especies registradas para el Río Sabinas, Coahuila, México en orden filogenético (AOU 1998, 2000; Banks *et al.*, 2002-2009). Incluye familia, nombre científico, nombre común en español (Escalante-Pliego *et al.*, 1996) e inglés, gremio funcional (Ehrlich *et al.*, 1988) y temporalidad (Howell y Webb, 1995). Especies observadas dentro de los puntos de conteo en negritas.

FAMILIA	Nombre Científico	Nombre común	Common Name	Gremio	T
CAPRIMULGIFORMES					
CAPRIMULGIDAE	<i>Chordeiles acutipennis</i>	Chotacabras menor	Lesser Nighthawk	Insectívoro Aéreo	RV
APODIFORMES					
TROCHILIDAE	<i>Lampornis clemenciae</i>	Colibrí garganta azul	Blue-throated Hummingbird	Insectívoro de Follaje	RV
	<i>Calothorax lucifer</i>	Colibrí lucifer	Lucifer Hummingbird	Insectívoro de Follaje	RV
	<i>Archilochus alexandri</i> ^d	Colibrí barba negra	Black-chinned Hummingbird	Nectarívoro	RV
	<i>Selasphorus platycercus</i>	Zumbador cola ancha	Broad-tailed Hummingbird	Nectarívoro	RV
CORACIIFORMES					
		Martín-pescador de collar	Ringed Kingfisher	Piscívoro	RP
ALCEDINIDAE	<i>Megaceryle torquata</i>	Martín-pescador			
	<i>Megaceryle alcyon</i>	norteño	Belted Kingfisher	Piscívoro	RI
	<i>Chloroceryle americana</i> ^o	Martín-pescador verde	Green Kingfisher	Piscívoro	RP
PICIFORMES					
PICIDAE	<i>Melanerpes aurifrons</i>	Carpintero cheje	Golden-fronted Woodpecker	Omnívoro de Corteza	RP
	<i>Sphyrapicus varius</i>	Chupasavia maculado	Yellow-bellied Sapsucker	Insectívoro de Corteza	RI
	<i>Sphyrapicus nuchalis</i>	Chupasavia nuca roja	Red-naped Sapsucker	Insectívoro de Corteza	RI
	<i>Picoides scalaris</i>	Carpintero mexicano	Ladder-backed Woodpecker	Insectívoro de Corteza	RP
	<i>Colaptes auratus</i>	Carpintero de pechera	Northern Flicker	Insectívoro Terrestre	RI

Tabla 1. Listado de especies registradas para el Río Sabinas, Coahuila, México en orden filogenético (AOU 1998, 2000; Banks *et al.*, 2002-2009). Incluye familia, nombre científico, nombre común en español (Escalante-Pliego *et al.*, 1996) e inglés, gremio funcional (Ehrlich *et al.*, 1988) y temporalidad (Howell y Webb, 1995). Especies observadas dentro de los puntos de conteo en negritas.

FAMILIA	Nombre Científico	Nombre común	Common Name	Gremio	T
PASSERIFORMES					
TYRANNIDAE	<i>Camptostoma imberbe</i> ^o	Mosquero lampiño	Northern Beardless-Tyrannulet	Insectívoro Aéreo	RV?
	<i>Contopus cooperi</i>	Pibí boreal	Olive-sided Flycatcher	Insectívoro Aéreo	T
	<i>Contopus sordidulus</i>	Pibí occidental	Western Wood-Pewee	Insectívoro Aéreo	T
	<i>Contopus virens</i>	Pibí oriental	Eastern Wood-Pewee	Insectívoro Aéreo	T
	<i>Empidonax sp.</i>	Mosquero	Flycatcher	-	T
	<i>Empidonax minimus</i>	Mosquero mínimo	Least Flycatcher	Insectívoro de Follaje	T
	<i>Empidonax wrightii</i>	Mosquero gris	Gray Flycatcher	Insectívoro Aéreo	RI
	<i>Empidonax oberholseri</i>	Mosquero oscuro	Dusky Flycatcher	Insectívoro Aéreo	T
	<i>Sayornis nigricans</i>	Papamoscas negro	Black Phoebe	Insectívoro Aéreo	RP
	<i>Sayornis phoebe</i>	Papamoscas fibí	Eastern Phoebe	Insectívoro Aéreo	RI
	<i>Sayornis saya</i>	Papamoscas llanero	Say's Phoebe	Insectívoro Aéreo	RI
	<i>Pyrocephalus rubinus</i> ^o	Mosquero cardenal	Vermilion Flycatcher	Insectívoro Aéreo	RP
	<i>Myiarchus cinerascens</i>	Papamoscas cenizo	Ash-throated Flycatcher	Insectívoro de Follaje	RV
	<i>Myiarchus tyrannulus</i> ^d	Papamoscas tirano	Brown-crested Flycatcher	Insectívoro de Follaje	RV
	<i>Pitangus sulphuratus</i>	Luis bienteveo	Great Kiskadee	Insectívoro Aéreo	RP
	<i>Tyrannus couchii</i>	Tirano silbador	Couch's Kingbird	Insectívoro Aéreo	RV
	<i>Tyrannus vociferans</i>	Tirano gritón	Cassin's Kingbird	Insectívoro Aéreo	RV
	<i>Tyrannus forficatus</i>	Tirano-tijereta rosado	Scissor-tailed Flycatcher	Insectívoro Aéreo	T

*Enlistada en la NOM-059-SEMARNAT-2001 (SEMARNAT, 2002); ^o ribereña obligada, ^d ribereña dependiente (Rich, 2002).

Tabla 1. Listado de especies registradas para el Río Sabinas, Coahuila, México en orden filogenético (AOU 1998, 2000; Banks *et al.*, 2002-2009). Incluye familia, nombre científico, nombre común en español (Escalante-Pliego *et al.*, 1996) e inglés, gremio funcional (Ehrlich *et al.*, 1988) y temporalidad (Howell y Webb, 1995). Especies observadas dentro de los puntos de conteo en negritas.

FAMILIA	Nombre Científico	Nombre común	Common Name	Gremio	T
PASSERIFORMES					
LANIIDAE	<i>Lanius ludovicianus</i>	Alcaudón verdugo	Loggerhead Shrike	Insectívoro Aéreo	RI?
VIREONIDAE	<i>Vireo griseus</i>	Vireo ojos blancos	White-eyed Vireo	Insectívoro Terrestre	RP
	<i>Vireo bellii</i> ^d	Vireo de Bell	Bell's Vireo	Insectívoro Terrestre	RV
	<i>Vireo vicinior</i>	Vireo gris	Gray Vireo	Insectívoro Terrestre	T?
	<i>Vireo cassinii</i>	Vireo de Cassin	Cassin's Vireo	Insectívoro Terrestre	T
	<i>Vireo solitarius</i>	Vireo cabeza azul	Blue-headed Vireo	Insectívoro Terrestre	RI
CORVIDAE	<i>Cyanocorax yncas</i>	Chara verde	Green Jay	Omnívoro de Follaje	RP
	<i>Corvus sp.</i>	Cuervo	Raven	-	
	<i>Corvus cryptoleucus</i>	Cuervo llanero	Chihuahuan Raven	Omnívoro Terrestre	RP
	<i>Corvus corax</i>	Cuervo común	Common Raven	Omnívoro Terrestre	RP
			Northern Rough-winged		
HIRUNDINIDAE	<i>Stelgidopteryx serripennis</i>	Golondrina aliaserrada	Swallow	Insectívoro Aéreo	RI/ RP?
	<i>Hirundo rustica</i>	Golondrina tijereta	Barn Swallow	Insectívoro Aéreo	RV
PARIDAE	<i>Baelophus atricristatus</i>	Carbonero cresta negra	Black-crested Titmouse	Insectívoro de Follaje	RP
RIMIZIDAE	<i>Auriparus flaviceps</i>	Baloncillo	Verdin	Insectívoro de Follaje	RP
TROGLODYTIDAE	<i>Thryothorus ludovicianus</i>	Chivirín de Carolina	Carolina Wren	Insectívoro Terrestre	RP
	<i>Thryomanes bewickii</i> ^d	Chivirín cola oscura	Bewick's Wren	Insectívoro Terrestre	RP

*Enlistada en la NOM-059-SEMARNAT-2001 (SEMARNAT, 2002); ^o ribereña obligada, ^d ribereña dependiente (Rich, 2002).

Tabla 1. Listado de especies registradas para el Río Sabinas, Coahuila, México en orden filogenético (AOU 1998, 2000; Banks *et al.*, 2002-2009). Incluye familia, nombre científico, nombre común en español (Escalante-Pliego *et al.*, 1996) e inglés, gremio funcional (Ehrlich *et al.*, 1988) y temporalidad (Howell y Webb, 1995). Especies observadas dentro de los puntos de conteo en negritas.

FAMILIA	Nombre Científico	Nombre común	Common Name	Gremio	T
PASSERIFORMES					
TROGLODYTIDAE	<i>Troglodytes aedon</i>	Chivirín saltapared	House Wren	Insectívoro Terrestre	RI
	<i>Cistothorus palustris</i>	Chivirín pantanero	Marsh Wren	Insectívoro Terrestre	RI
REGULIDAE	<i>Regulus satrapa</i>	Reyezuelo de-oro	Golden-crowned Kinglet	Insectívoro de Follaje	RI
	<i>Regulus calendula</i>	Reyezuelo de-rojo	Ruby-crowned Kinglet	Insectívoro de Follaje	RI
SULVIIDAE	<i>Polioptila caerulea</i>	Perlita azul-gris	Blue-gray Gnatcatcher	Insectívoro de Follaje	RP
TURDIDAE	<i>Sialia sialis</i>	Azulejo garganta canela	Eastern Bluebird	Insectívoro Aéreo	RI
	<i>Catharus guttatus</i>	Zorzal cola rufa	Hermit Thrush	Insectívoro Terrestre	RI
	<i>Turdus grayi</i>	Mirlo pardo	Clay-colored Robin	Omnívoro Terrestre	O?
	<i>Turdus migratorius</i>	Mirlo primavera	American Robin	Insectívoro Terrestre	RI
MIMIDAE	<i>Mimus polyglottos</i>	Centzontle norteco	Nothern Mockingbird	Insectívoro Terrestre	RP
	<i>Toxostoma longirostre</i>	Cuitlacoche pico largo	Long-billed Thrasher	Omnívoro Terrestre	RP
	<i>Toxostoma curvirostre</i>	Cuitlacoche pico curvo	Curve-billed Thrasher	Insectívoro Terrestre	RP
	<i>Anthus rubescens</i>	Bisbita americana	American Pipit	Insectívoro Terrestre	RI
BOMBYCILLIDAE	<i>Bombycilla cedrorum</i>	Ampelis chinito	Cedar Waxwing	Frugívoro	T
		Chipe corona			
PARULIDAE	<i>Vermivora celata</i>	anaranjada	Orange-crowned Warbler	Insectívoro de Follaje	RI
	<i>Vermivora ruficapilla</i>	Chipe de coronilla	Nashville Warbler	Insectívoro de Follaje	T

*Enlistada en la NOM-059-SEMARNAT-2001 (SEMARNAT, 2002); ^o ribereña obligada, ^d ribereña dependiente (Rich, 2002).

Tabla 1. Listado de especies registradas para el Río Sabinas, Coahuila, México en orden filogenético (AOU 1998, 2000; Banks *et al.*, 2002-2009). Incluye familia, nombre científico, nombre común en español (Escalante-Pliego *et al.*, 1996) e inglés, gremio funcional (Ehrlich *et al.*, 1988) y temporalidad (Howell y Webb, 1995). Especies observadas dentro de los puntos de conteo en negritas.

FAMILIA	Nombre Científico	Nombre común	Common Name	Gremio	T
PASSERIFORMES					
PARULIDAE	<i>Dendroica petechia</i>	Chipe amarillo	Yellow Warbler	Insectívoro de Follaje	T
	<i>Dendroica coronata</i>	Chipe coronado	Yellow-rumped Warbler	Insectívoro de Follaje	RI
	<i>Dendroica nigrescens</i>	Chipe negro-gris	Black-throated Gray Warbler	Insectívoro de Follaje	T
	<i>Dendroica virens</i>	Chipe dorso verde	Black-throated Green Warbler	Insectívoro de Follaje	T
	<i>Dendroica townsendi</i>	Chipe negro-amarillo	Townsend's Warbler	Insectívoro de Follaje	T
	<i>Dendroica occidentalis</i>	Chipe cabeza-amarilla	Hermit Warbler	Insectívoro de Follaje	T
		Chipe garganta-			
	<i>Dendroica dominica</i>	amarilla	Yellow-throated Warbler	Insectívoro de Corteza	O
	<i>Dendroica pinus</i>	Chipe pinero	Pine Warbler	Insectívoro de Corteza	O
	<i>Mniotilta varia</i>	Chipe trepador	Black-and-white Warbler	Insectívoro de Corteza	RI
	<i>Seiurus aurocapilla</i>	Chipe suelero	Ovenbird	Insectívoro Terrestre	T
	<i>Seiurus noveboracensis</i>	Chipe charquero	Northern Waterthrush	Insectívoro Terrestre	T
	<i>Oporornis tolmiei</i> *	Chipe de Tolmie	MacGillivray's Warbler	Insectívoro de Follaje	T
	<i>Geothlypis trichas</i> ^o	Mascarita común	Common Yellowthroat	Insectívoro de Follaje	RP
	<i>Wilsonia pusilla</i>	Chipe corona negra	Wilson's Warbler	Insectívoro de Follaje	RI
	<i>Myioborus pictus</i>	Chipe ala blanca	Painted Redstart	Insectívoro de Follaje	RV
	<i>Basileuterus rufifrons</i>	Chipe gorra rufa	Rufous-capped Warbler	Insectívoro de Follaje	RP
	<i>Icteria virens</i> ^o	Buscabreña	Yellow-breasted Chat	Insectívoro de Follaje	RV

*Enlistada en la NOM-059-SEMARNAT-2001 (SEMARNAT, 2002); ^o ribereña obligada, ^d ribereña dependiente (Rich, 2002).

Tabla 1. Listado de especies registradas para el Río Sabinas, Coahuila, México en orden filogenético (AOU 1998, 2000; Banks *et al.*, 2002-2009). Incluye familia, nombre científico, nombre común en español (Escalante-Pliego *et al.*, 1996) e inglés, gremio funcional (Ehrlich *et al.*, 1988) y temporalidad (Howell y Webb, 1995). Especies observadas dentro de los puntos de conteo en negritas.

FAMILIA	Nombre Científico	Nombre común	Common Name	Gremio	T
PASSERIFORMES					
THRAUPIDAE	<i>Piranga flava</i>	Tángara encinera	Hepatic Tanager	Insectívoro de Follaje	RP?
	<i>Piranga rubra</i>^o	Tángara roja	Summer Tanager	Insectívoro de Follaje	RV
	<i>Piranga ludoviciana</i>	Tángara capucha roja	Western Tanager	Insectívoro de Follaje	T
EMBERIZIDAE	<i>Arremonops rufivirgatus</i>	Rascador oliváceo	Olive Sparrow	Insectívoro Terrestre	RP
	<i>Spizella passerina</i>	Gorrión ceja blanca	Chipping Sparrow	Insectívoro Terrestre	RI
	<i>Spizella pallida</i>	Gorrión pálido	Clay-colored Sparrow	Insectívoro Terrestre	RI
	<i>Spizella pusilla</i>	Gorrión pusila	Field Sparrow	Insectívoro Terrestre	RI
	<i>Pooecetes gramineus</i>	Gorrión cola blanca	Vesper Sparrow	Insectívoro Terrestre	RI
	<i>Chondestes grammacus</i>	Gorrión arlequín	Lark Sparrow	Granívoro Terrestre	RP
		Zacatonero garganta			
	<i>Amphispiza bilineata</i>	negra	Black-throated Sparrow	Insectívoro Terrestre	RP
	<i>Passerculus sandwichensis</i>	Gorrión sabanero	Savannah Sparrow	Insectívoro Terrestre	RI
	<i>Melospiza melodia</i>	Gorrión cantor	Song Sparrow	Insectívoro Terrestre	RI?
	<i>Melospiza lincolni</i>	Gorrión de Lincoln	Lincoln's Sparrow	Insectívoro Terrestre	RI
	<i>Melospiza georgiana</i>	Gorrión pantanero	Swamp Sparrow	Insectívoro Terrestre	RI
	<i>Zonotrichia leucophrys</i>	Gorrión corona blanca	White-crowned Sparrow	Insectívoro Terrestre	RI

*Enlistada en la NOM-059-SEMARNAT-2001 (SEMARNAT, 2002); ^o ribereña obligada, ^d ribereña dependiente (Rich, 2002).

Tabla 1. Listado de especies registradas para el Río Sabinas, Coahuila, México en orden filogenético (AOU 1998, 2000; Banks *et al.*, 2002-2009). Incluye familia, nombre científico, nombre común en español (Escalante-Pliego *et al.*, 1996) e inglés, gremio funcional (Ehrlich *et al.*, 1988) y temporalidad (Howell y Webb, 1995). Especies observadas dentro de los puntos de conteo en negritas.

FAMILIA	Nombre Científico	Nombre común	Common Name	Gremio	T
PASSERIFORMES					
CARDINALIDAE	<i>Cardinalis cardinalis</i>	Cardenal rojo	Northern Cardinal	Insectívoro Terrestre	RP
	<i>Cardinalis sinuatus</i>	Cardenal pardo	Pyrrhuloxia	Granívoro Terrestre	RP
	<i>Pheucticus melanocephalus</i>	Picogordo tigrillo	Black-headed Grosbeak	Granívoro Terrestre	T
	<i>Passerina caerulea</i> ^o	Picogordo azul	Blue Grosbeak	Insectívoro Terrestre	RV
	<i>Passerina ciris</i> ^o	Colorín sietecolores	Painted Bunting	Granívoro Terrestre	RV
ICTERIDAE	<i>Agelaius phoeniceus</i>	Tordo sargento	Red-winged Blackbird	Insectívoro Terrestre	RP
	<i>Quiscalus mexicanus</i>	Zanate mexicano	Great-tailed Grackle	Omnívoro Terrestre	RP
	<i>Molothrus aeneus</i>	Tordo cabeza café	Bronzed Cowbird	Insectívoro Terrestre	RP
	<i>Molothrus ater</i>	Tordo ojo rojo	Brown-headed Cowbird	Insectívoro Terrestre	RP
	<i>Icterus spurius</i> ^o	Bolsero castaño	Orchard Oriole	Insectívoro de Follaje	RV
	<i>Icterus cucullatus</i> ^d	Bolsero encapuchado	Hooded Oriole	Insectívoro de Follaje	RV
	<i>Icterus bullockii</i> ^d	Bolsero calandria	Bullock's Oriole	Insectívoro de Follaje	RV
	<i>Icterus graduacauda</i>	Bolsero cabeza negra	Audubon's Oriole	Insectívoro de Follaje	RP
	<i>Icterus galbula</i>	Bolsero de Baltimore	Baltimore Oriole	Insectívoro de Follaje	T
FRINGILLIDAE	<i>Carpodacus mexicanus</i>	Pinzón mexicano	House Finch	Granívoro Terrestre	RP
	<i>Carduelis pinus</i>	Jilguero pinero	Pine Siskin	Granívoro de Follaje	T
	<i>Carduelis psaltria</i> ^d	Jilguero dominico	Lesser Goldfinch	Granívoro de Follaje	RP

*Enlistada en la NOM-059-SEMARNAT-2001 (SEMARNAT, 2002); ^o ribereña obligada, ^d ribereña dependiente (Rich, 2002).

La distribución de las abundancias de especies para toda la comunidad se ajustó mejor a la serie logarítmica ($D=0.035$, $p>0.05$; Figura 8), lo cual se sugiere que está asociado con una comunidad dominada por uno o varios factores (Magurran, 2004). Esto tendría sentido para un tipo de vegetación restringido, como los bosques de galería en el norte de México, y que generalmente se encuentran inmersos en una matriz de matorrales áridos o semi-áridos.

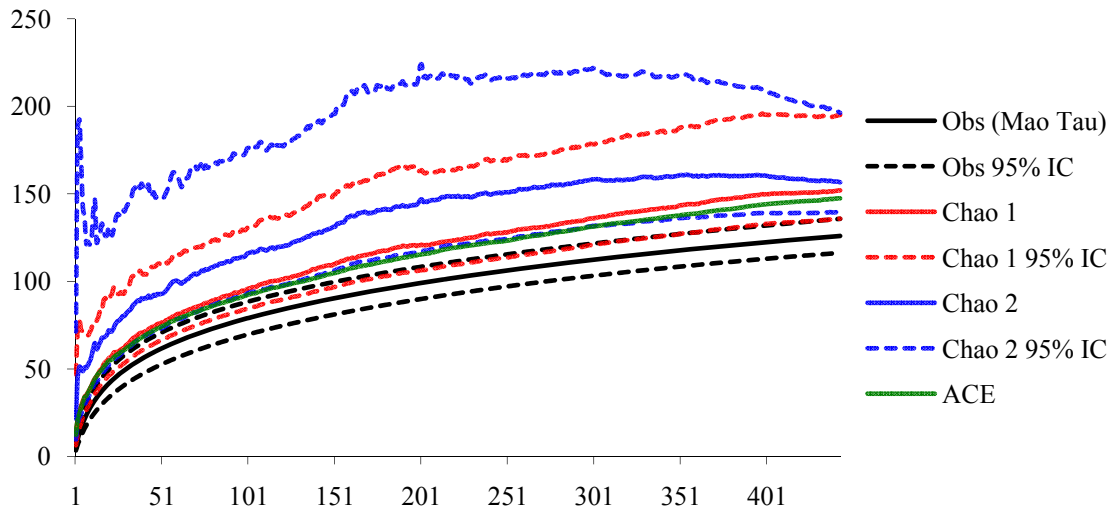


Figura 7. Riqueza observada ($\pm 95\%IC$) y estimadores de riqueza obtenidos mediante el programa EstimateS (Colwell, 2006): Chao 1 (Chao, 1984; Chazdon *et al.*, 1998), Chao 2 y ACE (Abundance-based Coverage Estimator, Chazdon *et al.*, 1998).

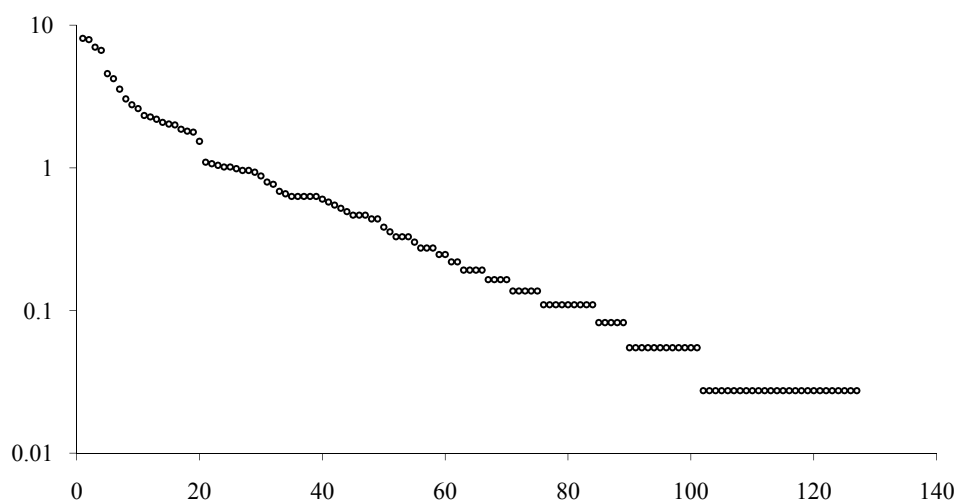


Figura 8. Rangos de abundancia de la comunidad de aves del Río Sabinas, Coahuila, México.

Durante la temporada reproductiva, se categorizaron 40 especies como comunes, 12 como poco comunes y 42 como raras para la comunidad de aves del Río Sabinas (Tabla 2, Figura 9). Las especies más dominante fueron *Thryothorus ludovicianus* ($A_r=5.28$ inds./ha; $A=173$ inds.; $FO= 62.2\%$) y *Melanerpes aurifrons* ($A_r=5.19$ inds./ha; $A= 198$ inds.; $FO=57.9\%$), como permanentes residentes, y *Piranga rubra* ($A_r=6.36$ inds./ha; $A=167$ inds.; $FO=50.2\%$), como reproductor veraniego.

Por su parte, durante la temporada migratoria/invernal, 21 especies fueron consideradas comunes, 21 poco comunes y 59 raras (Tabla 2, Figura 10). Las especies más dominantes fueron *Thryothorus ludovicianus* ($A_r=93$ inds.; $FO= 48.2\%$), *Baeolophus atricristatus* y *Cardinalis cardinalis* (ambos $A_r=0.18$ inds./ha; $A=76$ inds.; $FO=39.8\%$); pero los residentes invernales también estuvieron presentes entre las especies comunes, *Dendroica coronata* ($A_r=2.78$ inds./ha; $A=155$ inds.; $FO=26.5\%$) y *Regulus calendula* ($A_r=1.37$ inds./ha; $A=76$ inds.; $FO=23.5\%$).

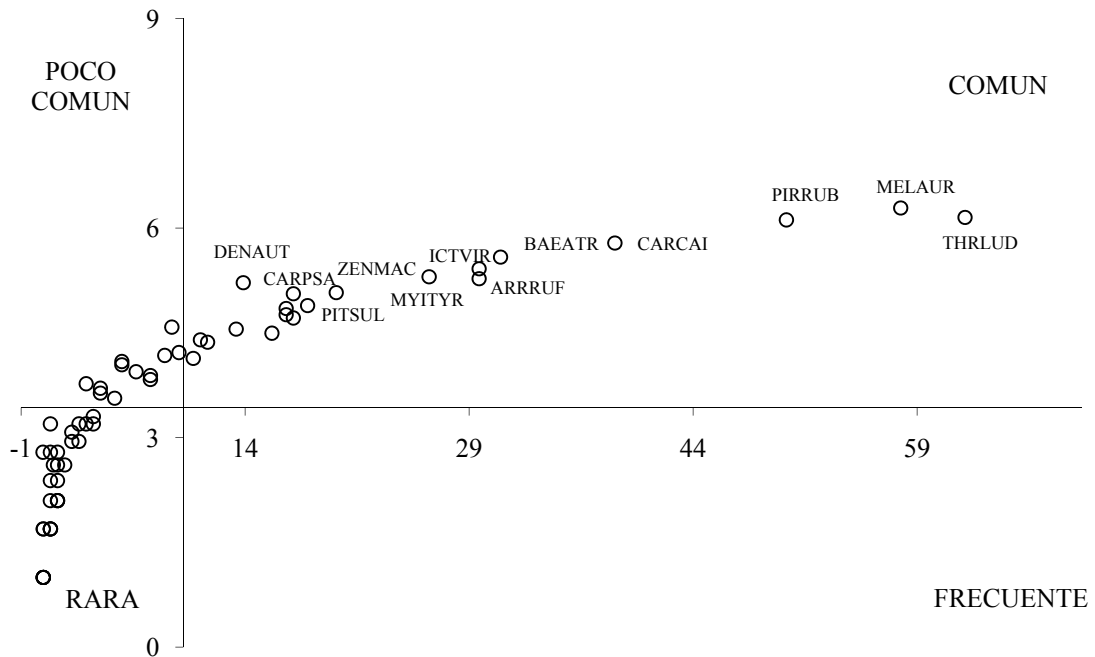


Figura 9. Diagrama de Olmstead-Tukey para la comunidad de aves del Río Sabinas durante la temporada reproductiva. ARRRUF= *Arremonops rufivirgatus*, BAEATR= *Baeolophus atricristatus*, CARCAI= *Cardinalis cardinalis*, DENAUT= *Dendrocygna autumnalis*, ICTVIR= *Icteria virens*, MELAUR= *Melanerpes aurifrons*, MYITYR= *Myiarchus tyrannulus*, PIRRUB= *Piranga rubra*, PITSUL= *Pitangus sulphuratus*, THRLUD= *Thryothorus ludovicianus*, ZENMAC= *Zenaida macroura*.

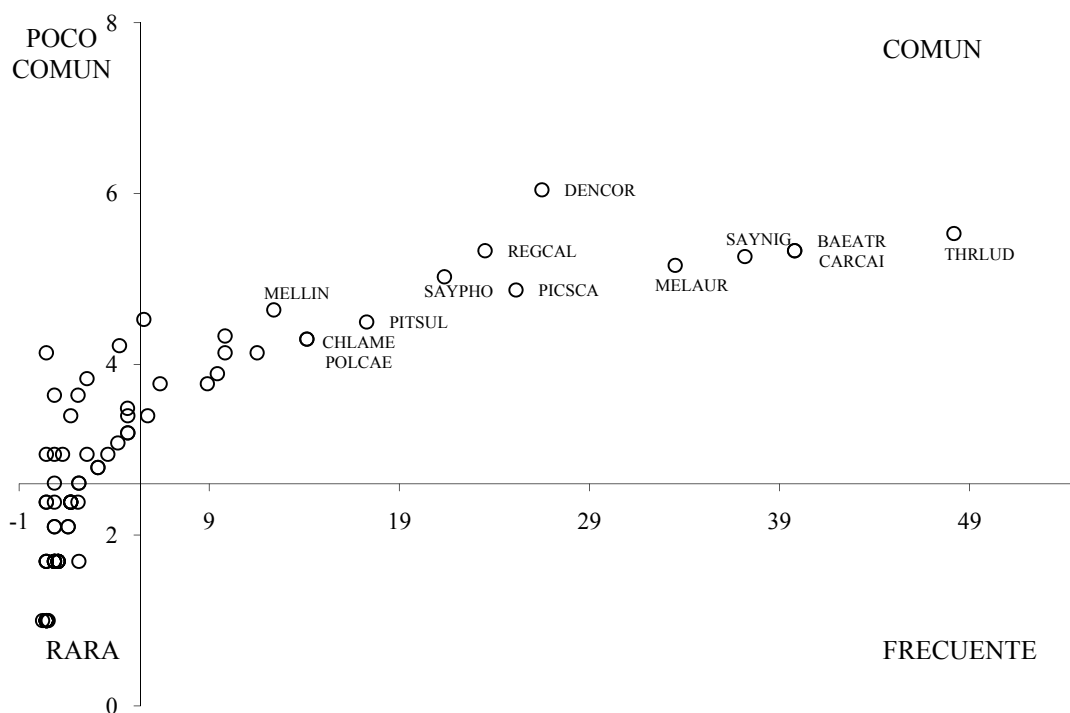


Figura 10. Diagrama de Olmstead-Tukey para la comunidad de aves del Río Sabinas durante la temporada invernal. BAEATR= *Baeolophus atricristatus*, CARCAI= *Cardinalis cardinalis*, CHLAME= *Choloroceryle americana*, DENCOR= *Dendroica coronata*, MELLAUR= *Melanerpes aurifrons*, MELLIN= *Melospiza lincolni*, PICSCA= *Picoides scalaris*, PITSUL= *Pitangus sulphuratus*, POLCAE= *Polioptila caerulea*, REGCAL= *Regulus caléndula*, SAYNIG= *Sayornis nigricans*, SAYPHO= *Sayornis phoebe*, THRLUD= *Thryothorus ludovicianus*.

Tabla 2. Valores de abundancia relativa (A_r) y clasificación de importancia de cada especie en base al diagrama de Olmstead-Tukey, durante las temporadas reproductiva (OT-R) e invernal (OT-I).

Especie	Temporalidad	A_r	OT-R	OT-I
<i>Dendrocygna autumnalis</i>	RV	2.59	C	-
<i>Cairina moschata</i> *	RP	0.07	R	R
<i>Aix sponsa</i>	RI/ RP?	0.45	-	U
<i>Anas strepera</i>	RI	0.14	-	R

Tabla 2. Valores de abundancia relativa (A_r) y clasificación de importancia de cada especie en base al diagrama de Olmstead-Tukey, durante las temporadas reproductiva (OT-R) e invernada (OT-I).

Especie	Temporalidad	A_r	OT-R	OT-I
<i>Anas platyrhynchos</i>	RI/ RP	0.41	R	U
<i>Anas discors</i>	T	0.24	-	U
<i>Anas cyanoptera</i>	T		-	-
<i>Anas crecca</i>	T		-	-
<i>Meleagris gallopavo*</i>	RP	0.11	R	-
<i>Colinus virginianus</i>	RP	0.16	R	R
<i>Tachybaptus dominicus*</i>	RP	0.02	-	R
<i>Podilymbus podiceps</i>	RP		-	-
<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	RV	0.84	U	-
<i>Phalacrocorax auritus</i>	T			
<i>Ardea herodias</i>	RP	0.09	-	R
<i>Ardea alba</i>	RP	0.16	R	R
<i>Egretta thula</i>	RV	0.15	R	-
<i>Egretta tricolor</i>	O	0.02	-	R
<i>Bubulcus ibis</i>	RP	0.02	R	-
<i>Butorides virescens</i>	RV	0.38	R	-
<i>Nycticorax nycticorax</i>	RI	0.10	-	R
<i>Nyctanassa violacea</i>	RV	0.72	U	-
<i>Plegadis chihi</i>	T		-	-
<i>Mycteria americana*</i>	O		-	-
<i>Coragyps atratus</i>	RP	0.66	U	U
<i>Cathartes aura</i>	RP	1.31	C	U
<i>Elanus leucurus</i>	RV	0.15	R	-
<i>Circus cyaneus</i>	O			
<i>Accipiter striatus*</i>	RI	0.07	-	R
<i>Accipiter cooperii*</i>	RI	0.07	-	R
<i>Buteogallus anthracinus*</i>	RV		-	-
<i>Parabuteo unicinctus*</i>	RP	0.11	-	R
<i>Buteo lineatus</i>	RI/ RP	0.36	R	U

Tabla 2. Valores de abundancia relativa (A_r) y clasificación de importancia de cada especie en base al diagrama de Olmstead-Tukey, durante las temporadas reproductiva (OT-R) e invernada (OT-I).

Especie	Temporalidad	A_r	OT-R	OT-I
<i>Buteo nitidus</i>	RP	0.18	R	U
<i>Buteo swainsoni</i> *	RV	0.04	R	-
<i>Buteo albicaudatus</i> *	O	0.02	-	R
<i>Buteo jamaicensis</i>	RP		-	-
<i>Falco sparverius</i>	T	0.03	-	R
<i>Falco columbarius</i>	RI?		-	-
<i>Grus canadensis</i> *	T?	0.07	-	R
<i>Charadrius vociferus</i>	RP	0.14	R	R
<i>Actitis macularius</i>	RI	0.95	-	C
<i>Calidris minutilla</i>	RI	0.17	-	U
<i>Gallinago delicata</i>	RI		-	-
<i>Zenaida asiatica</i>	O?		-	-
<i>Zenaida macroura</i>	RP	1.44	C	C
<i>Columbina inca</i>	RV	0.31	R	-
<i>Columbina passerina</i>	RP	0.04	U	R
<i>Leptotila verreauxi</i>	RP?	0.02	-	R
<i>Ara militaris</i>	O?		-	-
<i>Coccyzus americanus</i>	RV	0.11	R	-
<i>Geococcyx californianus</i>	RP	0.02	R	-
<i>Crotophaga sulcirostris</i>	RV	0.08	R	-
<i>Tyto alba</i>	RP	0.04	R	-
<i>Megascops kennicottii</i>	RP	0.04	-	R
<i>Megascops asio</i>	RP		-	-
<i>Bubo virginianus</i>	RP	0.02	-	R
<i>Glaucidium gnoma</i>	RV		-	-
<i>Chordeiles acutipennis</i>	RV	0.04	R	-
<i>Lampornis clemenciae</i>	RV	0.04	R	-
<i>Calothorax lucifer</i>	RV		-	-
<i>Archilochus alexandri</i>	RV	0.88	C	-

Tabla 2. Valores de abundancia relativa (A_r) y clasificación de importancia de cada especie en base al diagrama de Olmstead-Tukey, durante las temporadas reproductiva (OT-R) e invernala (OT-I).

Especie	Temporalidad	A_r	OT-R	OT-I
<i>Selasphorus platycercus</i>	RV		-	-
<i>Megaceryle torquata</i>	RP	0.65	-	-
<i>Megaceryle alcyon</i>	RI	0.54	-	C
<i>Chloroceryle americana</i>	RP	1.19	C	C
<i>Melanerpes aurifrons</i>	RP	5.19	C	C
<i>Sphyrapicus varius</i>	RI	0.17	-	U
<i>Sphyrapicus nuchalis</i>	RI	0.07	-	R
<i>Picoides scalaris</i>	RP	1.71	C	C
<i>Colaptes auratus</i>	RI	0.03	-	R
<i>Camptostoma imberbe</i>	RV?		-	-
<i>Contopus cooperi</i>	T	0.14	-	R
<i>Contopus sordidulus</i>	T	0.03	-	R
<i>Contopus virens</i>	T		-	-
<i>Empidonax sp.</i>	T	0.07	-	R
<i>Empidonax minimus</i>	T		-	-
<i>Empidonax wrightii</i>	RI		-	-
<i>Empidonax oberholseri</i>	T		-	-
<i>Sayornis nigricans</i>	RP	2.34	C	C
<i>Sayornis phoebe</i>	RI	1.90	-	C
<i>Sayornis saya</i>	RI		-	-
<i>Pyrocephalus rubinus</i>	RP	0.38	U	U
<i>Myiarchus cinerascens</i>	RV	0.91	U	-
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	RV	2.82	C	-
<i>Pitangus sulphuratus</i>	RP	1.81	C	C
<i>Tyrannus couchii</i>	RV	1.10	C	-
<i>Tyrannus vociferans</i>	RV	0.19	R	-
<i>Tyrannus forficatus</i>	T		-	-
<i>Lanius ludovicianus</i>	RI?	0.02	-	R
<i>Vireo griseus</i>	RP	1.17	C	C

Tabla 2. Valores de abundancia relativa (A_r) y clasificación de importancia de cada especie en base al diagrama de Olmstead-Tukey, durante las temporadas reproductiva (OT-R) e invernala (OT-I).

Especie	Temporalidad	A_r	OT-R	OT-I
<i>Vireo bellii</i>	RV	0.69	U	-
<i>Vireo vicinior</i>	T?	0.07	-	R
<i>Vireo cassinii</i>	T	0.03	-	R
<i>Vireo solitarius</i>	RI	0.14	-	R
<i>Cyanocorax yncas</i>	RP	0.29	-	R
<i>Corvus sp.</i>		0.70	U	R
<i>Corvus cryptoleucus</i>	RP		-	-
<i>Corvus corax</i>	RP		-	-
<i>Stelgidopteryx serripennis</i>	RI/ RP?	0.61	-	C
<i>Hirundo rustica</i>	RV		-	-
<i>Baelophus atricristatus</i>	RP	4.60	C	C
<i>Auriparus flaviceps</i>	RP	0.18	R	R
<i>Thryothorus ludovicianus</i>	RP	5.28	C	C
<i>Thryomanes bewickii</i>	RP	0.63	U	U
<i>Troglodytes aedon</i>	RI	0.78	-	C
<i>Cistothorus palustris</i>	RI		-	-
<i>Regulus satrapa</i>	RI	0.24	-	U
<i>Regulus calendula</i>	RI	2.58	-	C
<i>Polioptila caerulea</i>	RP	0.72	R	C
<i>Sialia sialis</i>	RI	0.58	-	U
<i>Catharus guttatus</i>	RI	0.03	-	R
<i>Turdus grayi</i>	O?		-	-
<i>Turdus migratorius</i>	RI		-	-
<i>Mimus polyglottos</i>	RP	0.31	R	R
<i>Toxostoma longirostre</i>	RP	0.22	R	R
<i>Toxostoma curvirostre</i>	RP		-	-
<i>Anthus rubescens</i>	RI		-	-
<i>Bombycilla cedrorum</i>	T	0.48	-	U
<i>Vermivora celata</i>	RI	0.41	-	U

Tabla 2. Valores de abundancia relativa (A_r) y clasificación de importancia de cada especie en base al diagrama de Olmstead-Tukey, durante las temporadas reproductiva (OT-R) e invernada (OT-I).

Especie	Temporalidad	A_r	OT-R	OT-I
<i>Vermivora ruficapilla</i>	T	0.14	-	R
<i>Dendroica petechia</i>	T	0.10	-	R
<i>Dendroica coronata</i>	RI	5.27	-	C
<i>Dendroica nigrescens</i>	T	0.03	-	R
<i>Dendroica virens</i>	T	0.03	-	R
<i>Dendroica townsendi</i>	T	0.07	-	R
<i>Dendroica occidentalis</i>	T		-	-
<i>Dendroica dominica</i>	O	0.02	-	R
<i>Dendroica pinus</i>	O	0.02	-	R
<i>Mniotilta varia</i>	RI	0.07	-	R
<i>Seiurus aurocapilla</i>	T	0.03	-	-
<i>Seiurus noveboracensis</i>	T		-	-
<i>Oporornis tolmiei*</i>	T	0.03	-	R
<i>Geothlypis trichas</i>	RP	0.11	R	R
<i>Wilsonia pusilla</i>	RI	0.24	-	U
<i>Myioborus pictus</i>	RV		-	-
<i>Basileuterus rufifrons</i>	RP	0.05	-	R
<i>Icteria virens</i>	RV	3.16	C	-
<i>Piranga flava</i>	RP?		-	-
<i>Piranga rubra</i>	RV	6.36	C	-
<i>Piranga ludoviciana</i>	T	0.14	-	R
<i>Arremonops rufivirgatus</i>	RP	1.53	C	U
<i>Spizella passerina</i>	RI		-	-
<i>Spizella pallida</i>	RI	0.03	-	R
<i>Spizella pusilla</i>	RI	0.78	-	U
<i>Poocetes gramineus</i>	RI		-	-
<i>Chondestes grammacus</i>	RP	0.57	-	R
<i>Amphispiza bilineata</i>	RP		-	-
<i>Passerculus sandwichensis</i>	RI		-	-

Tabla 2. Valores de abundancia relativa (A_r) y clasificación de importancia de cada especie en base al diagrama de Olmstead-Tukey, durante las temporadas reproductiva (OT-R) e invernala (OT-I).

Especie	Temporalidad	A_r	OT-R	OT-I
<i>Melospiza melodia</i>	RI?		-	-
<i>Melospiza lincolnii</i>	RI	1.29	-	C
<i>Melospiza georgiana</i>	RI	0.37	-	U
<i>Zonotrichia leucophrys</i>	RI	0.24	-	U
<i>Cardinalis cardinalis</i>	RP	4.37	C	C
<i>Cardinalis sinuatus</i>	RP	0.09	-	U
<i>Pheucticus melanocephalus</i>	T		-	-
<i>Passerina caerulea</i>	RV	0.49	U	-
<i>Passerina ciris</i>	RV	1.33	C	-
<i>Agelaius phoeniceus</i>	RP	0.41	-	-
<i>Quiscalus mexicanus</i>	RP	0.66	R	R
<i>Molothrus aeneus</i>	RP		-	-
<i>Molothrus ater</i>	RP	0.11	R	-
<i>Icterus spurius</i>	RV	0.27	R	-
<i>Icterus cucullatus</i>	RV	0.08	R	-
<i>Icterus bullockii</i>	RV	0.11	R	-
<i>Icterus graduacauda</i>	RP	0.02	-	R
<i>Icterus galbula</i>	T		-	-
<i>Carpodacus mexicanus</i>	RP	0.22	R	R
<i>Carduelis pinus</i>	T	0.14	-	R
<i>Carduelis psaltria</i>	RP	1.92	C	C

7.3. Análisis por secciones

7.3.1. Aves

La riqueza y abundancia de especies por sección del Río Sabinas se observaron como sigue: Melchor Múzquiz (MM; N=172), 69 especies y 1119 individuos, San Juan de Sabinas (SJS; N=141), 84 y 1172, y Sabinas (S; N=130) 95 y 1359, respectivamente.

Se encontraron diferencias importantes entre las comunidades al separar el análisis con la prueba de Olmstead-Tukey por secciones. Durante la temporada reproductiva, MM (43 especies, 694 individuos; Figura 11, Tabla 3), *Thryothorus ludovicianus* (A=102 inds.; FO= 68%) y *Piranga rubra* (A=98 inds.; FO= 50%) como especies dominantes; SJS (49 especies, 800 individuos; Figura 12, Tabla 3) también mostró a *T. ludovicianus* como la más dominante (A=74 inds.; FO= 53.4%), pero a *Melanerpes aurifrons* (A=75 inds.; FO= 52.3%) como la segunda. Por el otro lado, S (58 especies, 736 individuos; Figura 13, Tabla 3) mostró una comunidad mayormente dominada por *M. aurifrons* (A=102 inds.; FO= 82.43%, Figura 13, Tabla 3). Asimismo, *Passerina ciris*, solo fue categorizada como especie común para la sección MM (A=20 inds.; FO= 14%), mientras que en SJS (A=7 inds.; FO= 8%) y S (A=7 inds.; FO= 8.1%) apareció como poco común (casi rara; Tabla 3).

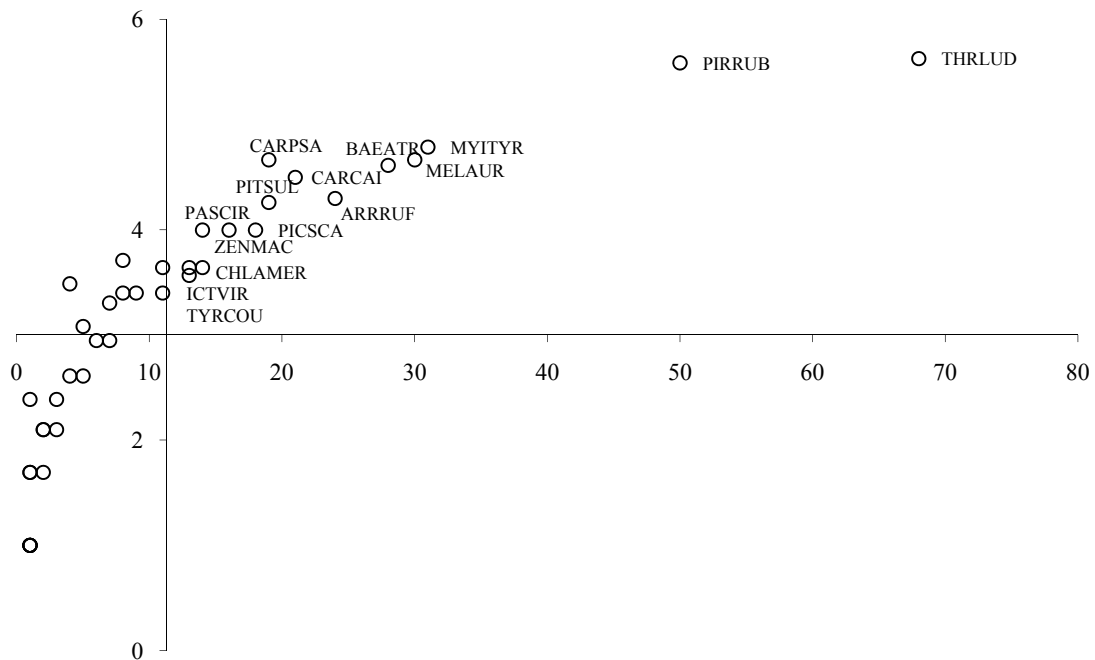


Figura 11. Diagrama de Olmstead-Tukey para la comunidad de aves reproductoras de la sección Melchor Múzquiz (MM) del Río Sabinas. ARRRUF= *Arremonops rufivirgatus*, BAEATR= *Baeolophus atricristatus*, CARCAI= *Cardinalis cardinalis*, CARPSA= *Carduelis psaltria*, CHLAME= *Chloroceryle americana*, ICTVIR= *Icteria virens*, MELAUR= *Melanerpes aurifrons*, MYITYR= *Myiarchus tyrannulus*, PASCIR= *Passerina ciris*, PICSCA= *Picoides scalaris*, PIRRUB= *Piranga rubra*, PITSUL= *Pitangus sulphuratus*, THRLUD= *Thryothorus ludovicianus*, TYRCOU= *Tyrannus couchii*, ZENMAC= *Zenaida macroura*.

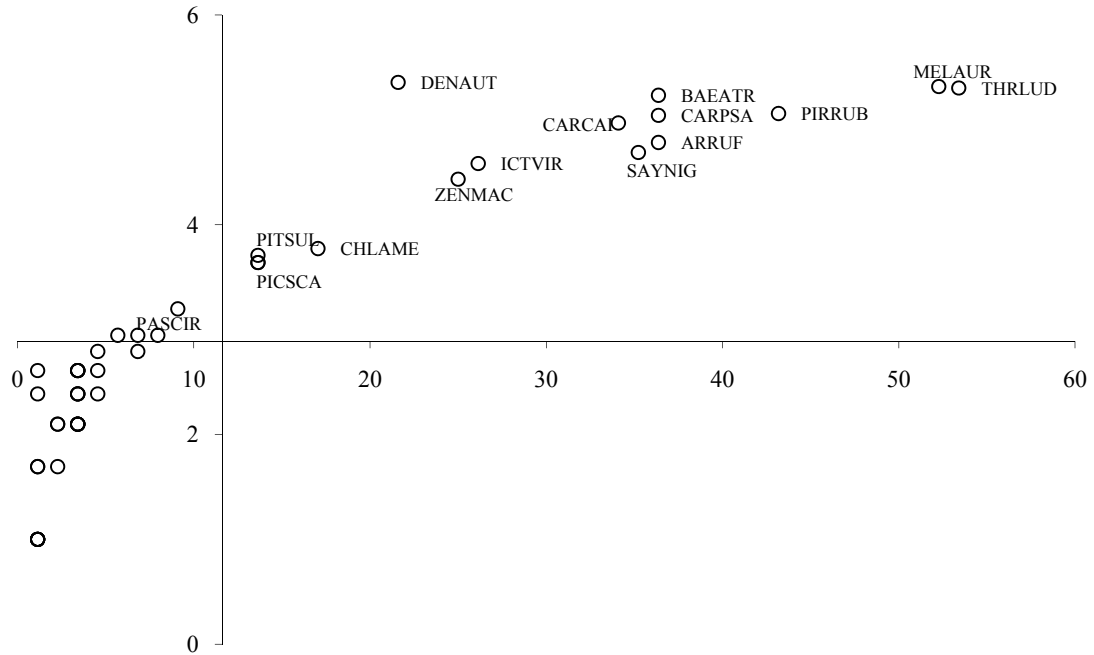


Figura 12. Diagrama de Olmstead-Tukey para la comunidad de aves reproductora de la sección San Juan de Sabinas (SJS) del Río Sabinas. ARRRUF= *Arremonops rufivirgatus*, BAEATR= *Baeolophus atricristatus*, CARCAI= *Cardinalis cardinalis*, CARPSA= *Carduelis psaltria*, CHLAME= *Chloroceryle americana*, DENAUT= *Dendrocygna autumnalis*, ICTVIR= *Icteria virens*, MELLAUR= *Melanerpes aurifrons*, MYITYR= *Myiarchus tyrannulus*, PICSCA= *Picoides scalaris*, PIRRUB= *Piranga rubra*, PITSUL= *Pitangus sulphuratus*, SAYNIG= *Sayornis nigricans*, THRLUD= *Thryothorus ludovicianus*, ZENMAC= *Zenaida macroura*.

Tabla 3. Valores de abundancia (A), frecuencia de ocurrencia (FO) y clasificación de importancia de cada especie en base al diagrama de Olmstead-Tukey, para cada sección del Río Sabinas: Melchor Múzquiz (MM), San Juan de Sabinas (SJS) y Sabinas (S).

Especie	MM			SJS			S		
	FO	A (ln+1)	OT	FO	A (ln+1)	OT	FO	A (ln+1)	OT
<i>Dendrocygna autumnalis</i> ⁺	1	2(1.7)	R	21.6	78(5.4)	C	13.5	22(4.1)	C
<i>Cairina moschata</i> ^{*+}				1.1	1(1)	R	1.4	1(1)	R
<i>Anas platyrhynchos</i>				3.4	5(2.6)	R	5.4	6(2.8)	R
<i>Meleagris gallopavo</i> [*]	1	4(2.4)	R				1.4	2(1.7)	R
<i>Colinus virginianus</i>							1.4	2(1.7)	R
<i>Phalacrocorax brasilianus</i>				3.4	4(2.4)	R	12.2	18(3.9)	U

Tabla 3. Valores de abundancia (A), frecuencia de ocurrencia (FO) y clasificación de importancia de cada especie en base al diagrama de Olmstead-Tukey, para cada sección del Río Sabinas: Melchor Múzquiz (MM), San Juan de Sabinas (SJS) y Sabinas (S).

Especie	MM			SJS			S		
	FO	A (ln+1)	OT	FO	A (ln+1)	OT	FO	A (ln+1)	OT
<i>Ardea alba</i> ⁺				1.1	2(1.7)	R	5.4	5(2.6)	R
<i>Egretta thula</i>							2.7	4(2.4)	R
<i>Bubulcus ibis</i>							1.4	1(1)	R
<i>Butorides virescens</i>	1	2(1.7)	R	4.5	5(2.6)	R	5.4	4(2.4)	R
<i>Nyctanassa violacea</i> ⁺	5	8(3.1)	U	9.1	9(3.2)	U	1.4	2(1.7)	R
<i>Coragyps atratus</i>	4	12(3.5)	U	3.4	4(2.4)	R			
<i>Cathartes aura</i>	9	11(3.4)	U	5.7	7(3)	U	16.2	16(3.8)	C
<i>Elanus leucurus</i> ⁺				2.3	3(2.1)	R	1.4	1(1)	R
<i>Parabuteo unicinctus</i> *				1.1	1(1)	R			
<i>Buteo lineatus</i> ⁺	1	1(1)	R	3.4	4(2.4)	R	4.1	4(2.4)	R
<i>Buteo nitidus</i> ^{o+}	1	1(1)	R	2.3	3(2.1)	R			
<i>Buteo swainsoni</i> *				1.1	1(1)	R	1.4	1(1)	R
<i>Charadrius vociferus</i>							4.1	5(2.6)	R
<i>Zenaida macroura</i>	16	20(4)	C	25	31(4.4)	C	21.6	24(4.2)	C
<i>Columbina inca</i>				1.1	1(1)	R			
<i>Columbina passerina</i>	1	1(1)	R	3.4	5(2.6)	R	6.8	9(3.2)	U
<i>Leptotila verreauxi</i>							1.4	1(1)	R
<i>Coccyzus americanus</i>	1	2(1.7)	R	3.4	3(2.1)	R			
<i>Geococcyx californianus</i>							1.4	1(1)	R
<i>Crotophaga sulcirostris</i>							2.7	2(1.7)	R
<i>Tyto alba</i>				1.1	2(1.7)	R			
<i>Bubo virginianus</i>				1.1	1(1)	R			
<i>Chordeiles acutipennis</i>							1.4	1(1)	R
<i>Lampornis clemenciae</i>	1	1(1)	R						
<i>Archilochus alexandri</i>	7	7(2.9)	R	6.8	6(2.8)	R	12.2	10(3.3)	U
<i>Megasceryle torquata</i> ⁺	5	5(2.6)	R	4.5	6(2.8)	R	12.2	9(3.2)	U
<i>Chloroceryle americana</i>	14	14(3.6)	C	17	16(3.8)	C	14.9	12(3.5)	C
<i>Melanerpes aurifrons</i>	30	39(4.7)	C	52.3	75(5.3)	C	82.4	102(5.6)	C

Tabla 3. Valores de abundancia (A), frecuencia de ocurrencia (FO) y clasificación de importancia de cada especie en base al diagrama de Olmstead-Tukey, para cada sección del Río Sabinas: Melchor Múzquiz (MM), San Juan de Sabinas (SJS) y Sabinas (S).

Especie	MM			SJS			S		
	FO	A (ln+1)	OT	FO	A (ln+1)	OT	FO	A (ln+1)	OT
<i>Picoides scalaris</i>	18	20(4)	C	13.6	14(3.6)	C	21.6	19(4)	C
<i>Sayornis nigricans</i>	11	11(3.4)	U	35.2	40(4.7)	C	18.9	19(4)	C
<i>Pyrocephalus rubinus</i>	7	10(3.3)	U	1.1	1(1)	R	2.7	4(2.4)	R
<i>Myiarchus cinerascens</i>	8	11(3.4)	U	3.4	5(2.6)	R	8.1	8(3.1)	U
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	31	44(4.8)	C	13.6	14(3.6)	C	17.6	18(3.9)	C
<i>Pitangus sulphuratus</i>	19	26(4.3)	C	13.6	15(3.7)	C	13.5	12(3.5)	C
<i>Tyrannus couchii</i> ⁺	13	14(3.6)	C	3.4	3(2.1)	R	9.5	11(3.4)	U
<i>Tyrannus vociferans</i>							4.1	5(2.6)	R
<i>Vireo griseus</i>	11	14(3.6)	U				24.3	22(4.1)	C
<i>Vireo bellii</i>	3	4(2.4)	R	6.8	7(3)	U	10.8	8(3.1)	U
<i>Cyanocorax yncas</i> ⁺				3.4	3(2.1)	R			
<i>Corvus sp.</i>	8	15(3.7)	U	3.4	3(2.1)	R	12.2	19(4)	U
<i>Baelophus atricristatus</i>	28	37(4.6)	C	36.4	69(5.2)	C	27	26(4.3)	C
<i>Auriparus flaviceps</i>							4.1	6(2.8)	R
<i>Thryothorus ludovicianus</i>	68	102(5.6)	C	53.4	74(5.3)	C	55.4	48(4.9)	C
<i>Thryomanes bewickii</i>	2	3(2.1)	R	4.5	4(2.4)	R	18.9	18(3.9)	C
<i>Poliophtila caerulea</i>	1	1(1)	R						
<i>Toxostoma longirostre</i>	2	3(2.1)	R	2.3	2(1.7)	R	4.1	4(2.4)	R
<i>Geothlypis trichas</i>	3	3(2.1)	R						
<i>Icteria virens</i>	13	13(3.6)	C	26.1	36(4.6)	C	35.1	34(4.5)	C
<i>Piranga rubra</i>	50	98(5.6)	C	43.2	58(5.1)	C	31.1	37(4.6)	C
<i>Arremonops rufivirgatus</i>	24	27(4.3)	C	36.4	44(4.8)	C	32.4	28(4.3)	C
<i>Cardinalis cardinalis</i>	21	33(4.5)	C	34.1	53(5)	C	50	50(4.9)	C
<i>Passerina caerulea</i>	6	7(2.9)	R	3.4	5(2.6)	R	5.4	5(2.6)	R
<i>Passerina ciris</i>	14	20(4)	C	8	7(3)	U	8.1	7(3)	U
<i>Agelaius phoeniceus</i>	2	2(1.7)	R				12.2	19(4)	U
<i>Quiscalus mexicanus</i>				1.1	5(2.6)	R	1.4	4(2.4)	R

Tabla 3. Valores de abundancia (A), frecuencia de ocurrencia (FO) y clasificación de importancia de cada especie en base al diagrama de Olmstead-Tukey, para cada sección del Río Sabinas: Melchor Múzquiz (MM), San Juan de Sabinas (SJS) y Sabinas (S).

Especie	MM			SJS			S		
	FO	A (ln+1)	OT	FO	A (ln+1)	OT	FO	A (ln+1)	OT
<i>Molothrus ater</i>				1.1	4(2.4)	R	1.4	2(1.7)	R
<i>Icterus spurius</i>	4	5(2.6)	R				2.7	2(1.7)	R
<i>Icterus cucullatus</i>				3.4	3(2.1)	R			
<i>Icterus bullockii</i>							4.1	3(2.1)	R
<i>Carpodacus mexicanus</i>	1	1(1)	R				5.4	7(3)	U
<i>Carduelis psaltria</i>	19	39(4.7)	C	36.4	57(5)	C	9.5	9(3.2)	U

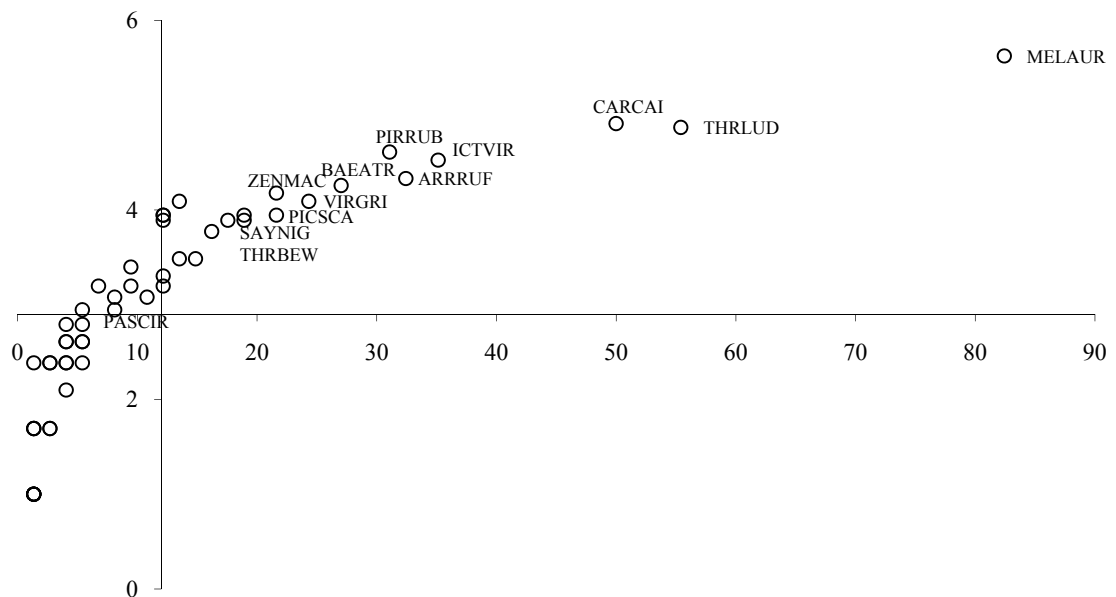


Figura 13. Diagrama de Olmstead-Tukey para la comunidad de aves reproductora de la sección Sabinas (S) del Río Sabinas. ARRRUF= *Arremonops rufivirgatus*, BAEATR= *Baeolophus atricristatus*, CARCAI= *Cardinalis cardinalis*, ICTVIR= *Icteria virens*, MELAUR= *Melanerpes aurifrons*, MYITYR= *Myiarchus tyrannulus*, PICSCA= *Picoides scalaris*, PIRRU= *Piranga rubra*, SAYNIG= *Sayornis nigricans*, THRBW= *Thryomanes bewickii*, THRLUD= *Thryothorus ludovicianus*, VIRGRI= *Vireo griseus*, ZENMAC= *Zenaid macroura*.

En cuanto a la comparación de las secciones en base a su riqueza de especies corregidas mediante rarefacción por muestra, MM fue significativamente más baja que SJS y S; sin embargo, SJS y S no fueron significativamente distintas entre sí (Figura 14).

Una prueba de Kruskal-Wallis entre las secciones, comparando el número de especies e individuos por punto de conteo, mostró una alta diferencia significativa en ambos casos (riqueza: $KW_{2,443} = 58.21$, $p < 0.0001$, Figura 15; abundancia: $KW_{2,443} = 48.72$, $p < 0.0001$, Figura 16). Un análisis post-hoc posterior (prueba de Mann-Whitney) entre cada sección mostró diferencias significativas en todos los casos, mostrando el número más alto de especies e individuos por punto de conteo para S, y el menor para MM (riqueza: MM vs. SJS, $U=10332$, $p < 0.05$; MM vs. S, $U=5418$, $p < 0.01$; SJS vs. S, $U=6095$, $p < 0.01$; abundancia: MM vs. SJS, $U=10196$, $p < 0.05$; MM vs. S, $U=5789$, $p < 0.01$; SJS vs. S, $U=6645$, $p < 0.01$).

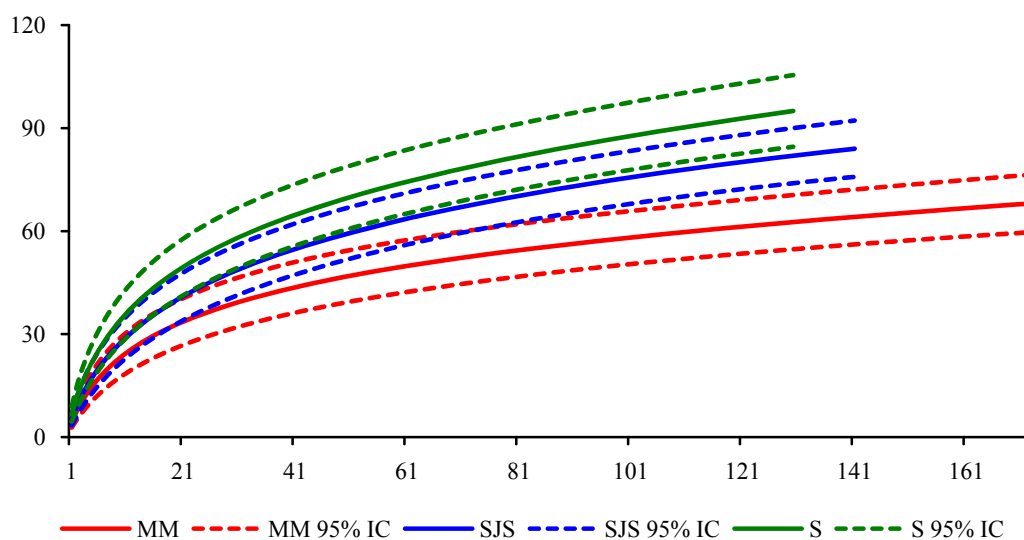


Figura 14. Curvas de acumulación de especies corregidas mediante rarefacción por muestras $\pm 95\%IC$ (Modelo Mao Tau; Colwell *et al.* 2004) para cada sección del Río Sabinas: Melchor Múzquiz (MM), San Juan de Sabinas (SJS) y Sabinas (S).

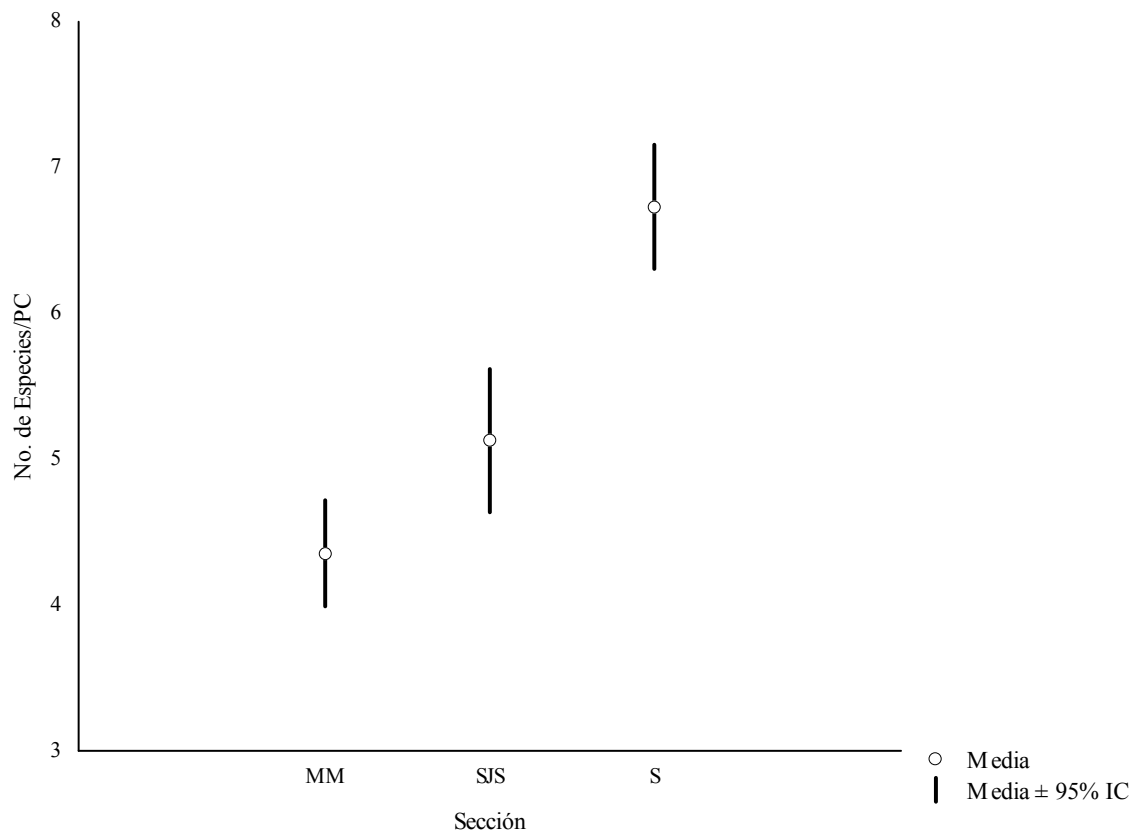


Figura 15. Promedio del número de especies de aves por punto de conteo por sección ($\pm 95\%$ IC) del Río Sabinas: Melchor Múzquiz (MM), San Juan de Sabinas (SJS) y Sabinas (S).

Utilizando el índice de similitud de Bray-Curtis, el valor más alto de similitud fue obtenido para las secciones de S y SJS (66.3%), seguido por MM y S (63.7%), y SJS (63.5%, Tabla 4, Figura 17). Los valores de diversidad mostraron el mismo patrón en todas las secciones, la más alta fue S ($H' = 3.8$, $J' = 0.84$), luego SJS ($H' = 3.6$, $J' = 0.83$), y M ($H' = 3.5$, $J' = 0.82$). La comunidad en su conjunto mostró una mayor diversidad ($H' = 3.8$), pero una equitatividad ligeramente menor ($J' = 0.79$), que las secciones individuales (Tabla 5).

Tabla 4. Valores del índice de similitud de Bray-Curtis entre las comunidades de aves de cada sección del Río Sabinas. Melchor Múzquiz (MM), San Juan de Sabinas (SJS) y Sabinas (S).

	MM	SJS	S
MM	-	63.5	63.7
SJS	-	-	66.3
S	-	-	-

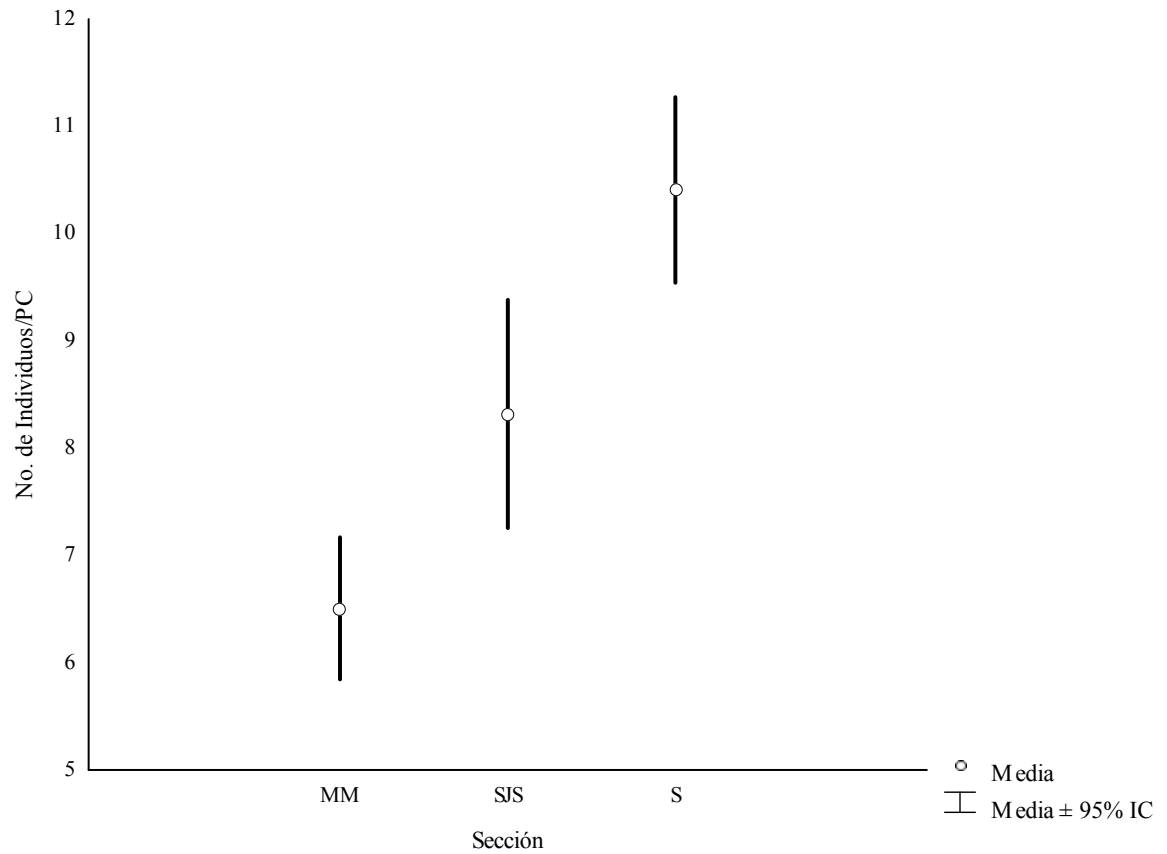


Figura 16. Promedio del número de aves por punto de conteo por sección ($\pm 95\%IC$) del Río Sabinas: Melchor Múzquiz (MM), San Juan de Sabinas (SJS) y Sabinas (S).

Tabla 5. Valores del índice de diversidad (H') y equitatividad (J') de Shannon para la comunidad de aves de cada sección del Río Sabinas. Melchor Múzquiz (MM), San Juan de Sabinas (SJS) y Sabinas (S).

	MM	SJS	S	T
H'	3.5	3.6	3.8	3.8
J'	0.82	0.83	0.84	0.79

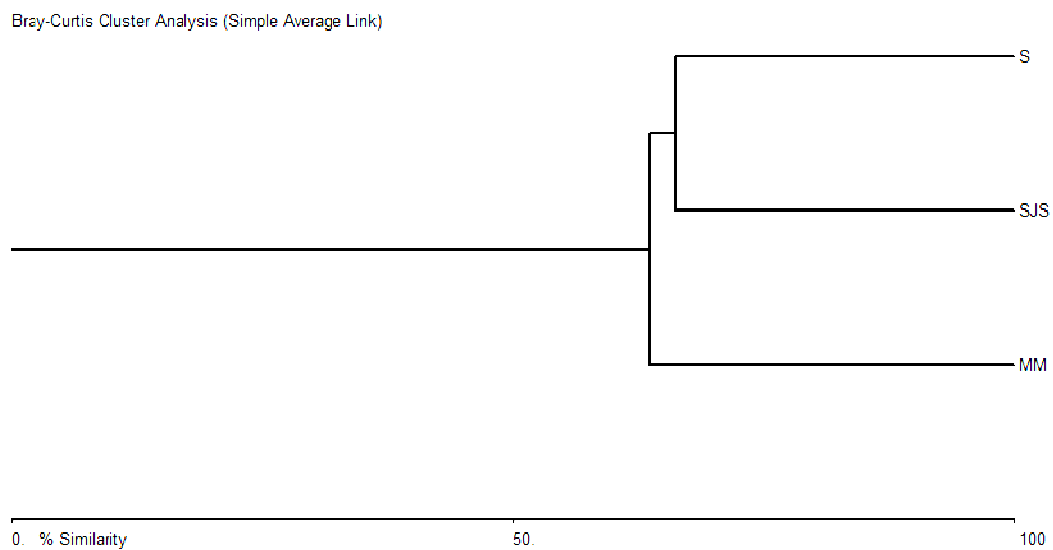


Figura 17. Fenograma del índice de similitud de Bray-Curtis de las tres secciones del Río Sabinas: Melchor Múzquiz (MM), San Juan de Sabinas (SJS) y Sabinas (S).

7.3.2. Vegetación

7.3.2.1. Sección Melchor Múzquiz

El estrato arbóreo está compuesto por 10 especies, en una densidad de 256 árboles/ha y con una altura y DAP promedios de 12.41 ± 6.53 m y 39.51 ± 42.15 , respectivamente (Tabla 6). El estrato está dominado por *T. mucronatum* tanto en altura (14.2 ± 7.1) como en valor de importancia (61.3 %), seguido por *C. illinoensis* y *P. occidentalis*.

El estrato arbustivo presentó 24 especies, en una densidad de 623 arbustos/ha y con una altura promedio de 2.28 ± 1.0 y DAP de 2.94 ± 5.8 . Éste estrato está dominado por las mismas especies del estrato arboreo (Tabla 7).

Por su parte, en el estrato herbáceo se encontraron 13 especies leñosas con una altura promedio de 0.48 ± 0.2 . El estrato está dominado por *A. farnesiana*, *T. mucronatum* y *C. salicifolius* (Tabla 8).

Tabla 6. Número de individuos, diámetro a 1.30 m (DAP), A=área basal, dominancia relativa (DomR), densidad relativa (DR), frecuencia relativa (FR) y valor de importancia (VI) para las especies del estrato arboreo del hábitat ribereño de Melchor Múzquiz.

Especie	Inds	DAP ($\bar{X} \pm DE$)	A ($\bar{X} \pm DE$)	DomR	DR	FR	VI (100%)
<i>Taxodium mucronatum</i>	246	52.1 ± 49.3	14.2 ± 7.1	88.1	57.2	38.5	61.3
<i>Carya illinoensis</i>	67	33.9 ± 23.2	12 ± 5.5	7.9	15.6	18.3	13.9
<i>Platanus occidentalis</i>	38	24.2 ± 18.8	10.8 ± 4.2	2.5	8.8	14.7	8.7
<i>Celtis laevigata</i>	43	12.5 ± 9.4	8.1 ± 3.1	0.7	10.0	9.2	6.6
<i>Acacia farnesiana</i>	13	6.9 ± 3.2	6.4 ± 2.1	0.1	3.0	6.4	3.2
<i>Morus celtidifolia</i>	11	22.7 ± 21.5	10 ± 4.1	0.7	2.6	5.5	2.9
<i>Cephalanthus salicifolius</i>	8	10.5 ± 5.5	7.9 ± 3.6	0.1	1.9	3.7	1.9
<i>Zanthoxylum fagara</i>	2	5.2 ± 0.9	5.9 ± 1.3	< 0.01	0.5	1.8	0.8
<i>Condalia hookeri</i>	1	19.0	21.0	< 0.01	0.2	0.9	0.4
<i>Acacia greggii</i>	1	1.0	5.0	< 0.01	0.2	0.9	0.4
10 spp.	430	inds.					

Tabla 7. Número de individuos, diámetro a 1.30 m (DAP), A=área basal, dominancia relativa (DomR), densidad relativa (DR), frecuencia relativa (FR) y valor de importancia (VI) para las especies del estrato arbustivo del hábitat ribereño de Melchor Múzquiz.

Especie	Inds	DAP ($\bar{X} \pm DE$)	A ($\bar{X} \pm DE$)	DR	FR	VI
<i>Taxodium mucronatum</i>	298	4.67 ± 8.87	2.49 ± 1.05	28.4	13.1	20.8
<i>Acacia farnesiana</i>	264	2.45 ± 3.98	2.17 ± 0.97	25.2	15.2	20.2
<i>Celtis laevigata</i>	57	2.95 ± 1.87	2.91 ± 1.13	5.4	8.4	6.9
<i>Platanus occidentalis</i>	46	3.68 ± 5.51	2.64 ± 1.13	4.4	7.9	6.1
<i>Carya illinoensis</i>	44	1.88 ± 1.91	2.25 ± 1.14	4.2	6.3	5.2
<i>Cephalanthus salicifolius</i>	42	3.56 ± 8.17	2.47 ± 1.13	4.0	6.3	5.1
<i>Baccharis salicifolia</i>	52	0.55 ± 0.2	1.52 ± 0.36	5.0	4.7	4.8
<i>Morus celtidifolia</i>	34	1.62 ± 1.71	2.33 ± 0.97	3.2	5.8	4.5
<i>Acacia greggii</i>	29	1.81 ± 1.06	2.01 ± 0.86	2.8	4.7	3.7
<i>Celtis pallida</i>	20	1.98 ± 0.9	2.32 ± 0.78	1.9	4.7	3.3
<i>Zanthoxylum fagara</i>	33	3.14 ± 5.68	2.18 ± 0.91	3.1	2.6	2.9
<i>Diospyros texana</i>	20	0.55 ± 0.15	1.48 ± 0.47	1.9	3.7	2.8
<i>Colubrina texensis</i>	19	1.11 ± 2.4	1.7 ± 0.57	1.8	2.6	2.2
<i>Fraxinus berlandieriana</i>	19	1.7 ± 0.92	2.3 ± 0.68	1.8	2.6	2.2
<i>Colubrina greggii</i>	30	1.51 ± 0.53	2.33 ± 0.7	2.9	0.5	1.7
<i>Acacia roemeriana</i>	7	2.3 ± 1.26	1.99 ± 0.92	0.7	2.1	1.4
<i>Sophora secundiflora</i>	7	1.4 ± 1.03	1.63 ± 0.85	0.7	2.1	1.4
<i>Prosopis glandulosa</i>	5	0.5 ± 0	1.33 ± 0.24	0.5	1.6	1.0
<i>Condalia hookeri</i>	3	1.5 ± 0.87	1.6 ± 0.52	0.3	1.6	0.9
<i>Leucophyllum frutescens</i>	8	4.44 ± 4.62	2.31 ± 0.45	0.8	1.0	0.9
24 spp.	1048	inds.				

Tabla 8. Número de individuos, diámetro a 1.30 m (DAP), A=área basal, dominancia relativa (DomR), densidad relativa (DR), frecuencia relativa (FR) y valor de importancia (VI) para las especies del estrato herbáceo del hábitat ribereño de Melchor Múzquiz.

Especie	Inds	DAP ($\bar{X}\pm DE$)	A ($\bar{X}\pm DE$)	DR	FR	VI
<i>Acacia farnesiana</i>	20	0.64 ± 0.28	0.53 ± 0.26	22.7	20.8	21.8
<i>Taxodium mucronatum</i>	23	2.27 ± 6.08	0.5 ± 0.25	26.1	16.7	21.4
<i>Cephalantus salicifolius</i>	16	0.5 ± 0	0.33 ± 0.12	18.2	4.2	11.2
<i>Carya illinoensis</i>	9	0.5 ± 0	0.31 ± 0.1	10.2	8.3	9.3
<i>Celtis laevigata</i>	4	0.8 ± 0.24	0.54 ± 0.33	4.5	8.3	6.4
<i>Celtis pallida</i>	4	0.93 ± 0.3	0.68 ± 0.26	4.5	8.3	6.4
<i>Zanthoxylum fagara</i>	2	0.5 ± 0.25	0.4 ± 0.24	2.3	8.3	5.3
<i>Platanus occidentalis</i>	3	0.9 ± 0.53	0.85 ± 0.09	3.4	4.2	3.8
<i>Condalia hookeri</i>	2	0.75 ± 0.35	0.58 ± 0.32	2.3	4.2	3.2
<i>Prosopis glandulosa</i>	2	0.5 ± 0	0.55 ± 0.35	2.3	4.2	3.2
<i>Colubrina texensis</i>	1	0.7	0.9	1.1	4.2	2.7
<i>Leucophyllum frutescens</i>	1	0.5	0.9	1.1	4.2	2.7
<i>Morus celtidifolia</i>	1	0.5	0.5	1.1	4.2	2.7
13 spp.	88 inds.					

7.3.2.2. San Juan de Sabinas

El estrato arbóreo está compuesto por 10 especies, en una densidad de 143.6 árboles/ha y con una altura y DAP promedios de 17.42 ± 9.65 m y 66.81 ± 17.42 , respectivamente. El estrato está dominado por *T. mucronatum* tanto en altura (23.3 ± 7.7) como en valor de importancia (64.5 %), seguido por el nogal (*C. illinoensis*) y el huizache (*A. farnesiana*; Tabla 9).

El estrato arbustivo presentó 26 especies, en una densidad de 555 arbustos/ha y con una altura promedio de 1.95 ± 0.95 y DAP de 1.87 ± 5.4 . Éste estrato está dominado por *A. farnesiana*, *P. glandulosa* y *Baccharis salicifolia* (Tabla 10).

Por su parte, en el estrato herbáceo se encontraron 21 especies leñosas con una altura promedio de 0.51 ± 0.24 . El estrato está dominado por *A. farnesiana*, *P. glandulosa* y *Allowissadula holosericea* (Tabla 11).

Tabla 9. Número de individuos, diámetro a 1.30 m (DAP), A=área basal, dominancia relativa (DomR), densidad relativa (DR), frecuencia relativa (FR) y valor de importancia (VI) para las especies del estrato arbóreo del hábitat ribereño de San Juan de Sabinas.

Especie	Inds	DAP ($\bar{X} \pm DE$)	A ($\bar{X} \pm DE$)	DmR	DR	FR	VI
<i>Taxodium mucronatum</i>	173	102.4 \pm 54.9	23.3 \pm 7.7	93.8	54.7	45.0	64.5
<i>Carya illinoensis</i>	53	46.2 \pm 21.8	16.9 \pm 6.5	5.5	16.8	25.2	15.8
<i>Acacia farnesiana</i>	42	8 \pm 4.9	5.7 \pm 8.7	0.1	13.3	13.5	9.0
<i>Celtis laevigata</i>	34	12.7 \pm 10.9	7.2 \pm 2.0	0.4	10.8	5.4	5.5
<i>Prosopis glandulosa</i>	4	9.9 \pm 1.8	6.1 \pm 1.1	< 0.01	1.3	3.6	1.6
<i>Quercus fusiformis</i>	5	18.7 \pm 17.3	7.6 \pm 1.8	0.1	1.6	2.7	1.5
<i>Cephalanthus salicifolius</i>	2	9 \pm 1.4	5 \pm 0	< 0.01	0.6	1.8	0.8
<i>Platanus occidentalis</i>	1	17.0	16.2	< 0.01	0.3	0.9	0.4
<i>Morus celtidifolia</i>	1	13.3	9.0	< 0.01	0.3	0.9	0.4
<i>Zanthoxylum fagara</i>	1	8.0	5.0	< 0.01	0.3	0.9	0.4
10 spp.	316	inds.					

Tabla 10. Número de individuos, diámetro a 1.30 m (DAP), A=área basal, dominancia relativa (DomR), densidad relativa (DR), frecuencia relativa (FR) y valor de importancia (VI) para las especies del estrato arbustivo del hábitat ribereño de San Juan de Sabinas.

Especie	Inds.	DAP ($\bar{X} \pm DE$)	A ($\bar{X} \pm DE$)	DR	FR	VI
<i>Acacia farnesiana</i>	485	2.28 ± 5.6	2.14 ± 1.08	39.7	23.4	31.5
<i>Prosopis glandulosa</i>	167	2.36 ± 8.72	1.93 ± 0.9	13.7	14.7	14.2
<i>Baccharis salicifolia</i>	104	1.04 ± 0.61	1.97 ± 0.54	8.5	5.4	7.0
<i>Colubrina texensis</i>	66	1.03 ± 0.88	1.68 ± 0.53	5.4	6.0	5.7
<i>Celtis laevigata</i>	83	1.33 ± 1.48	1.96 ± 0.9	6.8	4.3	5.6
<i>Cephalanthus salicifolius</i>	21	4.59 ± 4.53	3.05 ± 1.2	1.7	6.5	4.1
<i>Taxodium mucronatum</i>	15	7.49 ± 14.35	2.91 ± 1.23	1.2	6.5	3.9
<i>Celtis pallida</i>	25	1.69 ± 1.45	2.37 ± 0.98	2.0	4.3	3.2
<i>Allowissadula holosericea</i>	36	0.52 ± 0.13	1.09 ± 0.08	2.9	3.3	3.1
<i>Diospyros texana</i>	17	0.79 ± 0.5	1.42 ± 0.39	1.4	3.3	2.3
<i>Acacia rigidula</i>	16	0.99 ± 0.65	2.19 ± 1.03	1.3	3.3	2.3
<i>Quercus fusiformis</i>	32	0.8 ± 0.63	1.74 ± 0.63	2.6	1.6	2.1
<i>Morus celtidifolia</i>	25	1.11 ± 1.9	1.74 ± 0.74	2.0	2.2	2.1
<i>Karwinskia humboldtiana</i>	31	0.5 ± 0	1 ± 0.02	2.5	1.1	1.8
<i>Bumelia celestina</i>	35	0.5 ± 0	1.14 ± 0.19	2.9	0.5	1.7
<i>Condalia hookeri</i>	13	1.12 ± 0.95	1.62 ± 0.45	1.1	2.2	1.6
<i>Zanthoxylum fagara</i>	7	1.36 ± 0.8	2.6 ± 1.33	0.6	2.7	1.6
<i>Acacia greggii</i>	9	1.03 ± 0.84	1.92 ± 0.96	0.7	1.6	1.2
<i>Leucophyllum frutescens</i>	4	0.63 ± 0.25	1.39 ± 0.13	0.3	1.6	1.0
26 spp.	1222 inds.					

Tabla 11. Número de individuos, diámetro a 1.30 m (DAP), A=área basal, dominancia relativa (DomR), densidad relativa (DR), frecuencia relativa (FR) y valor de importancia (VI) para las especies del estrato herbáceo del hábitat ribereño de San Juan de Sabinas.

Especie	Inds.	DAP	A ($\bar{X} \pm DE$)	DR	FR	VI
<i>Acacia farnesiana</i>	246	0.52 ± 0.14	0.44 ± 0.21	38.2	25.5	31.8
<i>Prosopis glandulosa</i>	93	0.52 ± 0.1	0.4 ± 0.18	14.4	20.0	17.2
<i>Allowissadula holosericea</i>	86	0.56 ± 0.22	0.68 ± 0.21	13.4	5.5	9.4
<i>Bumelia celestina</i>	102	0.5 ± 0	0.67 ± 0.19	15.8	1.8	8.8
<i>Colubrina texensis</i>	15	0.5 ± 0	0.64 ± 0.22	2.3	7.3	4.8
<i>Condalia hookeri</i>	30	0.5 ± 0	0.45 ± 0.22	4.7	1.8	3.2
<i>Celtis laevigata</i>	6	0.73 ± 0.26	0.7 ± 0.16	0.9	5.5	3.2
<i>Karwinskia humboldtiana</i>	15	0.5 ± 0	0.34 ± 0.28	2.3	3.6	3.0
<i>Lobelia cardinalis</i>	21	0.5 ± 0	0.3 ± 0.1	3.3	1.8	2.5
<i>Carya illinoensis</i>	5	0.7 ± 0.27	0.56 ± 0.23	0.8	3.6	2.2
<i>Diospyros texana</i>	3	0.5 ± 0	0.72 ± 0.24	0.5	3.6	2.1
<i>Celtis pallida</i>	2	0.5 ± 0	0.58 ± 0.25	0.3	3.6	2.0
<i>Citharexylum brachyanthum</i>	7	0.5 ± 0	0.49 ± 0.18	1.1	1.8	1.5
<i>Ziziphus obtusifolia</i>	4	0.5 ± 0	0.31 ± 0.13	0.6	1.8	1.2
<i>Leucophyllum frutescens</i>	2	0.5 ± 0	0.18 ± 0.04	0.3	1.8	1.1
<i>Acacia rigidula</i>	2	0.5 ± 0	0.73 ± 0.11	0.3	1.8	1.1
<i>Morus celtidifolia</i>	1	0.5	0.6	0.2	1.8	1.0
<i>Rhus virens</i>	1	0.5	0.5	0.2	1.8	1.0
<i>Ruellia sp.</i>	1	0.5	1.0	0.2	1.8	1.0
<i>Taxodium mucronatum</i>	1	2.0	0.8	0.2	1.8	1.0
<i>Acacia greggii</i>	1	0.5	0.5	0.2	1.8	1.0
21 spp.	644	inds.				

7.3.2.3. Sabinas

El estrato arbóreo está compuesto por 16 especies, en una densidad de 161.7 árboles/ha y con una altura y DAP promedios de 9.77 ± 6.20 m y 39.35 ± 53.77 , respectivamente. El estrato está dominado por *T. mucronatum* tanto en altura (17.21 ± 6.47) como en valor de importancia (50.75 %), seguido por el huizache (*A. farnesiana*) y palo blanco (*C.laevigata*; Tabla 12).

El estrato arbustivo presentó 36 especies, en una densidad de 1,049 arbustos/ha y con una altura promedio de 2.56 ± 0.96 y DAP de 3.60 ± 6.17 . Éste estrato está dominado por *A. farnesiana*, *P. glandulosa* y *Celtis laevigata* (Tabla 13).

Por su parte, en el estrato herbáceo se encontraron 12 especies leñosas con una altura promedio de 0.60 ± 0.23 . El estrato está dominado por *A. farnesiana*, *P. glandulosa* y *A. rigidula*, y una nula regeneración de *Taxodium mucronatum* (Tabla 14).

Tabla 12. Número de individuos, diámetro a 1.30 m (DAP), A=área basal, dominancia relativa (DomR), densidad relativa (DR), frecuencia relativa (FR) y valor de importancia (VI) para las especies del estrato arbóreo del hábitat ribereño de Sabinas.

Especie	Inds.	DAP ($\bar{X} \pm DE$)	A ($\bar{X} \pm DE$)	DmR	DR	FR	VI
<i>Taxodium mucronatum</i>	87	101.2 ± 67	17.21 ± 6.47	94.4	28.6	28.9	50.7
<i>Acacia farnesiana</i>	57	12.9 ± 8.1	6.02 ± 1.54	1.0	18.8	14.9	11.5
<i>Celtis laevigata</i>	55	18.5 ± 11.1	7.46 ± 2.31	1.9	18.1	10.5	10.2
<i>Prosopis glandulosa</i>	42	9.2 ± 5.86	5.86 ± 1.36	0.4	13.8	15.8	10.0
<i>Fraxinus berlandieriana</i>	26	20 ± 11.96	7.49 ± 2.19	1.0	8.6	7.0	5.5
<i>Salix nigra</i>	10	18.25 ± 16.1	7.6 ± 3.03	0.4	3.3	5.3	3.0
<i>Morus celtidifolia</i>	7	11.5 ± 8.08	7.3 ± 1.37	0.1	2.3	4.4	2.3
<i>Acacia greggii</i>	3	6.2 ± 5.07	5.33 ± 0.58	< 0.01	1.0	2.6	1.2
<i>Celtis pallida</i>	4	3.88 ± 1.65	10.25 ± 9.84	< 0.01	1.3	1.8	1.0
<i>Zanthoxylum fagara</i>	2	18 ± 18.38	6.1 ± 0.14	0.4	0.7	1.8	1.0

Tabla 12. Número de individuos, diámetro a 1.30 m (DAP), A=área basal, dominancia relativa (DomR), densidad relativa (DR), frecuencia relativa (FR) y valor de importancia (VI) para las especies del estrato arbóreo del hábitat ribereño de Sabinas.

Especie	Inds.	DAP ($\bar{X}\pm DE$)	A ($\bar{X}\pm DE$)	DmR	DR	FR	VI
<i>Diospyros texana</i>	3	11.33 ± 4.04	8.33 ± 5.77	< 0.01	1.0	1.8	0.9
<i>Carya illinoensis</i>	2	16.6 ± 10.75	9 ± 4.24	< 0.01	0.7	1.8	0.8
<i>Acacia rigidula</i>	2	11.5 ± 2.12	5.25 ± 0.35	< 0.01	0.7	0.9	0.5
<i>Parkinsonia aculeata</i>	2	3.5 ± 0.71	5 ± 0	< 0.01	0.7	0.9	0.5
<i>Hemia salicifolia</i>	1	52.5	10.2	0.2	0.3	0.9	0.5
<i>Colubrina texensis</i>	1	20.5	10.0	< 0.01	0.3	0.9	0.4
16 spp.	304	inds.					

Tabla 13. Número de individuos, diámetro a 1.30 m (DAP), A=área basal, dominancia relativa (DomR), densidad relativa (DR), frecuencia relativa (FR) y valor de importancia (VI) para las especies del estrato arbustivo del hábitat ribereño de Sabinas.

Especie	Inds.	DAP ($\bar{X}\pm DE$)	A ($\bar{X}\pm DE$)	DR	FR	VI
<i>Acacia farnesiana</i>	424	4.59 ± 9.51	2.51 ± 1.06	21.5	13.9	17.7
<i>Prosopis glandulosa</i>	350	3.45 ± 4.05	2.63 ± 1.1	17.7	12.0	14.9
<i>Celtis pallida</i>	347	1.51 ± 1.29	2.02 ± 0.74	17.6	10.8	14.2
<i>Diospyros texana</i>	130	2.15 ± 2.31	2.05 ± 0.91	6.6	6.6	6.6
<i>Celtis laevigata</i>	121	2.93 ± 3.4	2.04 ± 0.88	6.1	4.1	5.1
<i>Baccharis salicifolia</i>	69	1.08 ± 0.56	1.98 ± 0.81	3.5	3.8	3.6
<i>Sesbania herbacea</i>	123	1.92 ± 0.68	2.62 ± 0.22	6.2	0.3	3.3
<i>Acacia greggii</i>	34	3.49 ± 3.12	2.68 ± 0.84	1.7	4.1	2.9
<i>Acacia rigidula</i>	44	3.23 ± 5.9	2.58 ± 1	2.2	3.5	2.9
<i>Parkinsonia aculeata</i>	46	2.37 ± 1.82	2.18 ± 0.92	2.3	2.8	2.6

Tabla 13. Número de individuos, diámetro a 1.30 m (DAP), A=área basal, dominancia relativa (DomR), densidad relativa (DR), frecuencia relativa (FR) y valor de importancia (VI) para las especies del estrato arbustivo del hábitat ribereño de Sabinas.

Especie	Inds.	DAP ($\bar{X}\pm DE$)	A ($\bar{X}\pm DE$)	DR	FR	VI
<i>Zanthoxylum fagara</i>	36	1.69 ± 2.64	1.96 ± 0.7	1.8	3.2	2.5
<i>Salix nigra</i>	18	20.19 ± 14.04	3.55 ± 0.7	0.9	2.8	1.9
<i>Colubrina texensis</i>	23	1.43 ± 2.32	1.67 ± 0.63	1.2	2.5	1.8
<i>Baccharis sp.</i>	32	1.18 ± 2.11	1.54 ± 0.75	1.6	1.9	1.8
<i>Morus celtidifolia</i>	23	1.76 ± 2.87	1.59 ± 0.96	1.2	2.2	1.7
<i>Taxodium mucronatum</i>	9	16.38 ± 22.55	3.21 ± 1	0.5	2.8	1.7
<i>Lycium berlandieri</i>	16	1.44 ± 1.28	2.02 ± 1.05	0.8	2.2	1.5
<i>Nicotiana glauca</i>	16	3.08 ± 2.64	2.31 ± 0.78	0.8	2.2	1.5
<i>Fraxinus berlandieriana</i>	13	10.13 ± 13.33	2.91 ± 0.88	0.7	2.2	1.4
<i>Ziziphus obtusifolia</i>	12	1.25 ± 0.84	1.59 ± 0.5	0.6	1.9	1.3
<i>Condalia hookeri</i>	10	2.53 ± 1.22	2.11 ± 0.57	0.5	1.9	1.2
36 spp.	1972	inds.				

Tabla 14. Número de individuos, diámetro a 1.30 m (DAP), A=área basal, dominancia relativa (DomR), densidad relativa (DR), frecuencia relativa (FR) y valor de importancia (VI) para las especies del estrato herbáceo del hábitat ribereño de Sabinas.

Especie	Inds	DAP ($\bar{X}\pm DE$)	A ($\bar{X}\pm DE$)	DR	FR	VI
<i>Acacia farnesiana</i>	55	0.49 ± 0.04	0.54 ± 0.25	34.8	26.3	30.6
<i>Prosopis glandulosa</i>	51	0.62 ± 0.67	0.55 ± 0.22	32.3	18.4	25.3
<i>Acacia rigidula</i>	25	0.51 ± 0.06	0.68 ± 0.17	15.8	10.5	13.2
<i>Celtis pallida</i>	9	0.54 ± 0.1	0.79 ± 0.16	5.7	15.8	10.7
<i>Diospyros texana</i>	6	0.58 ± 0.2	0.61 ± 0.24	3.8	5.3	4.5

Tabla 14. Número de individuos, diámetro a 1.30 m (DAP), A=área basal, dominancia relativa (DomR), densidad relativa (DR), frecuencia relativa (FR) y valor de importancia (VI) para las especies del estrato herbáceo del hábitat ribereño de Sabinas.

Especie	Inds	DAP ($\bar{X}\pm DE$)	A ($\bar{X}\pm DE$)	DR	FR	VI
<i>Opuntia engelmannii</i>	4		0.76 ± 0.11	2.5	5.3	3.9
<i>Opuntia leptocaulis</i>	2		0.85 ± 0.07	1.3	5.3	3.3
<i>Acacia greggii</i>	2	1.75 ± 1.77	0.7 ± 0	1.3	2.6	1.9
<i>Allowissadula holosericea</i>	1	0.5	0.8	0.6	2.6	1.6
<i>Baccharis salicifolia</i>	1	1.0	0.9	0.6	2.6	1.6
<i>Baccharis sp.</i>	1	1.0	0.9	0.6	2.6	1.6
<i>Celtis laevigata</i>	1	5.5	0.5	0.6	2.6	1.6
12 spp.	158	inds.				

7.3. Análisis jerárquico

7.3.2. Fragmentos

Se digitalizaron un total de 36 fragmentos, de los cuales 29 (0.21-187.42 ha) se utilizaron para el análisis multivariado que incluyó las variables de aves y dos niveles de variables independientes, fragmento y paisaje. Para el análisis de todas las variables se usaron sólo 20 (0.28-187.42 ha) fragmentos.

7.3.3. Variables

7.3.3.2. Aves

Se llevaron a cabo 202 puntos de conteo por temporada reproductiva (mayo-agosto). Durante dichos periodos se registraron 3,750 individuos de 96 especies, de las cuales 47 fueron categorizadas como residentes permanentes, 29 residente veraniegas, nueve residentes invernales, tres ocasionales y ocho transeúntes. Sólo las 75 especies correspondientes a las categorías de residentes permanentes y veraniegas fueron consideradas para análisis subsecuentes. Posteriormente, se realizó la prueba Kolmogorov-Smirnov en cada una de las variables del índice de abundancia relativa por

especie (inds/ha) por fragmento y sólo 15 de ellas se ajustaron al modelo de normalidad ($p>0.05$; ver Apéndice 1).

En cuanto al análisis de gremios funcionales, se establecieron 15 variables (categorías), de las cuales, sólo seis se ajustaron al modelo normal, al igual que las variables de equitatividad de Shannon y abundancia relativa de aves por fragmento ($p>0.05$).

7.3.3.3. Hábitat

Se obtuvieron un total de 11 variables en esta escala, de las cuáles sólo 10 se ajustaron al modelo de normalidad ($p>0.05$; Apéndices 2 y 3).

7.3.3.4. Fragmento

Se calcularon un total de seis variables relacionadas con el tamaño del fragmento, borde y complejidad de forma, de las cuales sólo dos se ajustaron al modelo de normalidad ($p>0.05$; Apéndice 6).

7.3.3.5. Paisaje

El número de fragmentos de hábitats circundantes a los fragmentos blanco variaron entre nueve y 239. La riqueza de dichos fragmentos osciló entre cinco y 12 tipos de hábitat. Se obtuvieron 10 variables a esta escala, todas se ajustaron al modelos de normalidad ($p>0.05$; Apéndice 7).

7.3.4. Análisis multivariado

En un paso inicial, se realizaron Análisis de Componentes Principales y matrices de correlación para las variables dependientes (aves) y las independientes, hábitat, fragmento y paisaje.

En las variables dependientes, los dos primer ejes explicaron 42.3 % de la variación en la abundancia relativa de las especies. Asimismo, se observó la formación de dos grupos, las aves asociadas al estrato arbustivo denso como *Icteria virens*, *Cardinalis cardinalis*, *Arremonops rufivirgatus* y *Baeolophus atricristatus* y las

asociadas a la presencia de un estrato arbóreo, como *Pitangus sulphuratus*, *Piranga rubra* y *Myiarchus tyrannulus* (Figura 18).

En el caso de las variables de hábitat se encontró una correlación significativa ($r=.71$, $p=0.01$) entre la densidad de huizaches (*Acacia farnesiana*, ACAFAR) y mezquites (*Prosopis glandulosa* PROGLA) y de ambas con la densidad de plantas con DAP entre cinco y 15 ($r=.65$, $p=0.02$). La densidad de granjenos (*Celtis pallida*) y palos blancos (*C. laevigata*) también estuvieron correlacionados con la densidad de plantas con DAP entre dos y cinco ($r=.59$, $p=0.01$ y $r=.55$, $p=0.007$). La densidad de sabinos estuvo correlacionada con la densidad de árboles con DAP mayor a 40 ($r=0.72$, $p=0.0003$). Finalmente, la densidad de DAP menor de dos y DAP entre dos y cinco también estuvieron correlacionadas ($r=0.58$, $p=0.008$), por lo que se combinaron en una sola clase, DAP menor que cinco. Como resultado de lo anterior, se redujeron las variables de esta escala a cuatro, las referentes a las densidades de plantas por clase de DAP (Figura 19, Tabla 15 y Apéndice 4).

El análisis de PCA y la matriz de correlaciones de las variables de fragmento y paisaje mostraron una correlación significativa entre la dimensión fractal de los fragmentos y su índice de forma (P/Pc; $r= 0.613$, $p=0.004$). Por su parte las variables de paisaje se redujeron de 10 a ocho, eliminándose la riqueza de fragmentos (RF) y el porcentaje de pastizal por su correlación con otras variables (Figura 20, Tabla 16, Apéndice 8).

Tabla 15. Matriz de correlaciones de las variables de hábitat incluidas en el análisis de redundancia canónica (RDA). Densidad de plantas por clase de DAP (diámetro a 1.30 m).

		DAP<5	DAP >5>15	DAP >15<40	DAP>40
DAP<5	<i>r</i>	1	0.362	0.141	-0.377
	<i>p</i>		0.117	0.553	0.101
DAP>5>15	<i>r</i>		1	0.162	-0.406
	<i>p</i>			0.495	0.076
DAP>15<40	<i>r</i>			1	0.256
	<i>p</i>				0.276

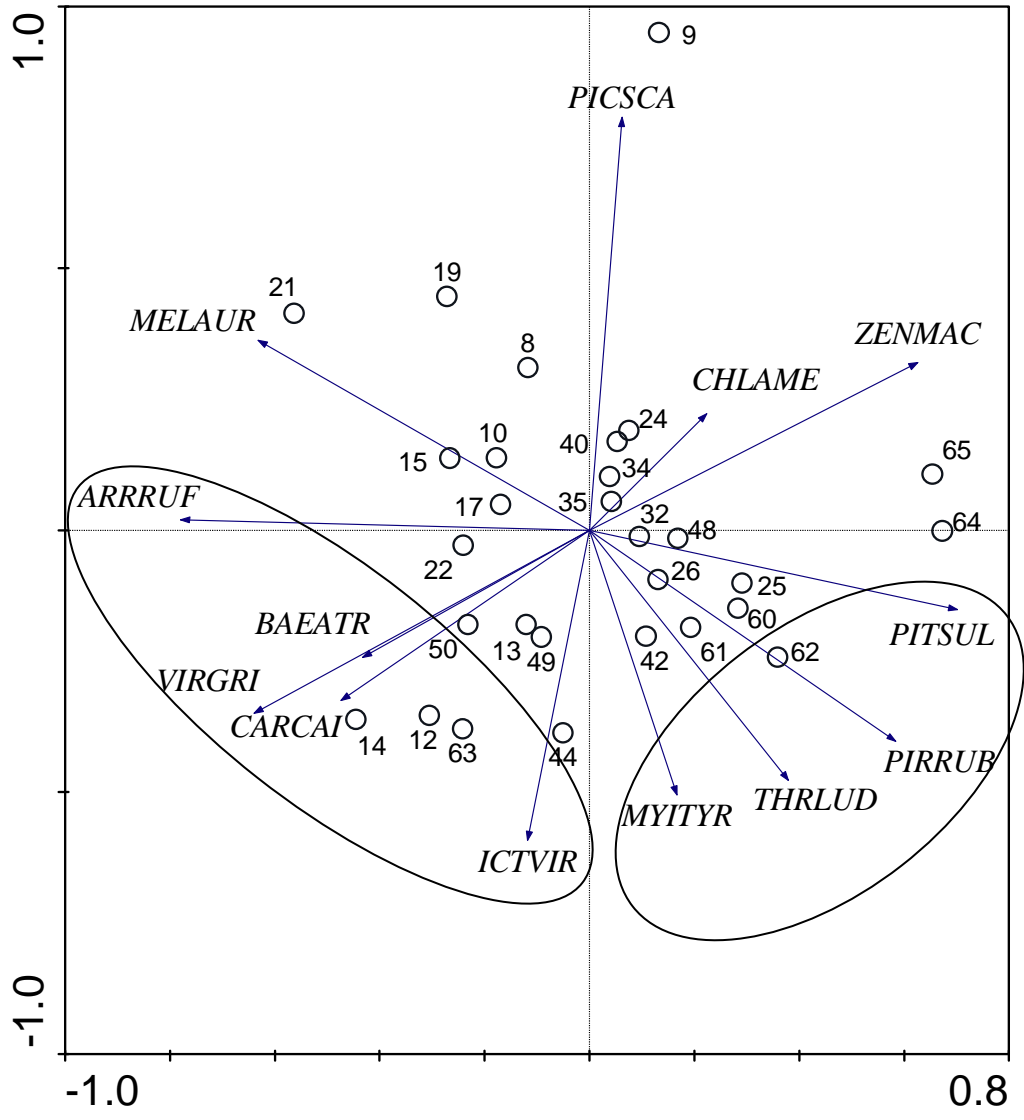


Figura 18. Análisis de componentes principales de las variables dependientes (abundancia relativa por especie). ARRRUF=*Arremonops rufivirgatus*, BAEATR=*Baeolophus atricristatus*, CARCAI=*Cardinalis cardinalis*, CHLAME=*Chloroceryle americana*, ICTVIR=*Icteria virens*, MELAUR=*Melanerpes aurifrons*. MYITYR=*Myiarchus tyrannulus*, PICSCA=*Picoides scalaris*, PIRRUB=*Piranga rubra*, PITSUL=*Pitangus sulphuratus*, THRLUD=*Thryothorus ludovicianus*, VIRGRI=*Vireo griseus*, ZENMAC=*Zenaida macroura*.

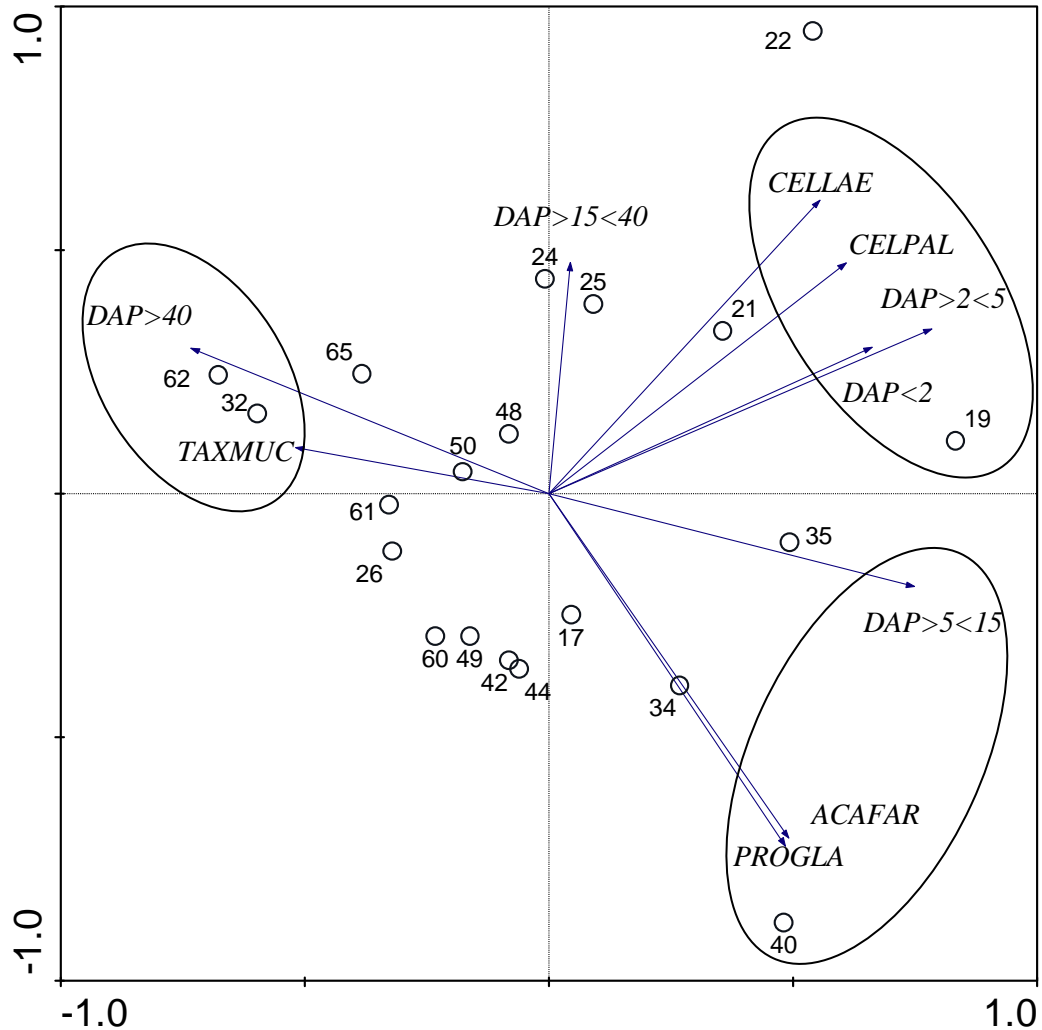


Figura 19. Análisis de componentes principales (PCA) de las variables de hábitat en 20 fragmentos de bosque de *Taxodium mucronatum* mostrados en el Río Sabinas, Coahuila de Zaragoza, México. Densidad de plantas (inds./ha) por clase de diámetro a la altura del pecho (1.30 m, DAP) y densidad de plantas (inds./ha) por especies leñosas más importantes: ACAFAR=*Acacia farnesiana*, PROGLA=*Prosopis glandulosa*, TAXMUC=*Taxodium mucronatum*, CELLAE=*Celtis laevigata*, CELPAL=*Celtis pallida*, CARILL=*Carya illinoensis*.

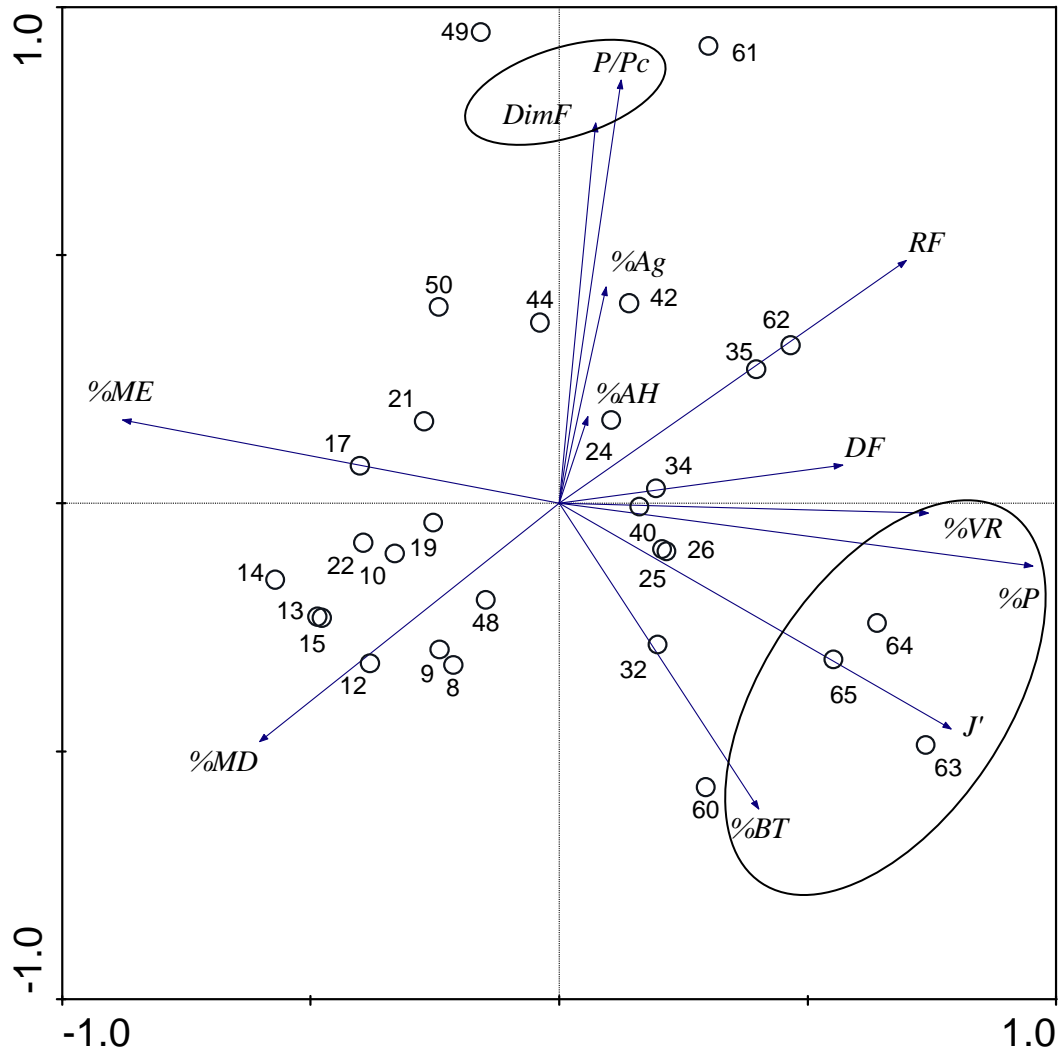


Figura 20. Análisis de componentes principales (PCA) de las variables de fragmento y paisaje en 29 fragmentos de bosque de *Taxodium mucronatum* muestrados en el Río Sabinas, Coahuila de Zaragoza, México. P/Pc=índice de forma, DF=densidad de fragmentos, RF=riqueza de fragmentos, J'=índice de equitatividad de fragmentos, %BT=porcentaje de bosque de *Taxodium*, %VR= porcentaje de vegetación ribereña, %MD=porcentaje de matorral desértico, %ME= porcentaje de matorral espinoso, %P= porcentaje de pastizal, %Ag=porcentaje de agricultura, %AH=porcentaje de asentamientos humanos (zonas urbanas, rurales, minas).

Tabla 16. Matriz de correlaciones de las variables de fragmentos y paisaje incluidas en el análisis de redundancia canónica (RDA). P/Pc=índice de forma, DF=densidad de fragmentos, %BT=porcentaje de bosque de *Taxodium*, %VR= porcentaje de vegetación ribereña, %MD=porcentaje de matorral desértico, %ME= porcentaje de matorral espinoso, %Ag=porcentaje de agricultura, %AH=porcentaje de asentamientos humanos (zonas urbanas, rurales, minas).

		P/Pc	DF	%BT	%VR	%MD	%ME	%Ag	%AH
P/Pc	<i>r</i>	1	-0.033	-0.369*	0.167	-0.350	-0.012	0.445*	-0.094
	<i>p</i>		0.864	0.049	0.388	0.063	0.950	0.016	0.629
DF	<i>r</i>		1	0.031	0.146	-0.250	-0.404*	-0.216	0.348
	<i>p</i>			0.872	0.450	0.191	0.030	0.261	0.064
%BT	<i>r</i>			1	0.162	0.000	-0.420*	0.022	-0.346
	<i>p</i>				0.402	0.999	0.023	0.911	0.066
%VR	<i>r</i>				1	-0.463*	-0.672**	0.049	-0.216
	<i>p</i>					0.011	0.000	0.800	0.260
%MD	<i>r</i>					1	0.285	-0.475**	-0.044
	<i>p</i>						.134	0.009	0.820
%ME	<i>r</i>						1	-0.084	-0.120
	<i>p</i>							0.665	0.534
%Ag	<i>r</i>							1	-0.416*
	<i>p</i>								0.025

Una vez reducidas las variables independientes de 22 a 12, se procedió a un análisis de correspondencia rectificado (DCA) con las variables dependientes, donde se obtuvo una longitud del gradiente < 3 (2.21). A partir de este dato se utilizó el análisis de redundancia canónica (RDA) para incorporar las variables independientes. Inicialmente, se realizó el RDA sin selección de variables, donde se obtuvieron ejes altamente significativos ($p=0.005$). Los dos primeros ejes explicaron el 42.1% de la variación en la abundancia relativa de las especies (Figura 21). Posteriormente, se utilizó una selección manual donde se eligieron sólo las variables independientes significativas. Éstas fueron, porcentaje de matorral espinoso (%ME), porcentaje de asentamientos

humanos (%AH), áreas urbanas, rurales, minas a cielo abierto) y la densidad de arbustos con DAP entre 5 y 15, logrando una explicación del 42.5% de la variación de las especies (Tabla 17).

A partir del análisis visual de la gráfica generada por el RDA, se pueden observar la formación de grupos de especies en base a su relación con las variables ambientales. *Piranga rubra*, *Pitangus sulphuratus*, *Myiarchus tyrannulus* y *Zenaida macroura* (línea sólida negra, Figura 21) mostraron una asociación positiva con la densidad de árboles con DAP>40 y el porcentaje de vegetación ribereña en el paisaje (%VR). Las tres últimas, y en conjunto con *Thryothorus ludovicianus*, *Baeolophus atricristatus* y *Vireo griseus* (línea punteada gris, Figura 21) mostraron una asociación negativa con el porcentaje de asentamientos humanos (%AH). A su vez, *B. atricristatus* y *V. griseus* formaron otro grupo con *Cardinalis cardinalis*, *Arremonops rufivirgatus*, *Picoides scalaris* y *Melanerpes aurifrons* (línea punteada negra, Figura 21), asociado positivamente a la densidad de arbustos con DAP<15 y el porcentaje de matorral espinoso en el paisaje (%ME) y negativamente a la densidad de árboles con DAP>40 y el porcentaje de vegetación ribereña. *M. aurifrons* fue la única especie de este grupo que al igual que *Chloroceryle americana* (línea sólida gris, Figura 21) mostraron una relación positiva con el porcentaje de asentamientos humanos (%AH). *Icteria virens*, no mostró una relación clara con alguna de las variables ambientales en el análisis RDA, sin embargo, sí mostró una correlación significativa independiente con la densidad de plantas con DAP entre 15 y 40 ($r=0.61$, $p=0.004$; Tabla 18).

Por otra parte, a partir del análisis RDA realizado con la densidad de aves por gremio funcional, se encontró una asociación positiva significativa entre los insectívoros de corteza y la densidad de plantas entre 5 y 15 de DAP y el porcentaje de matorral espinoso (%ME), mientras que la asociación fue negativa con los insectívoros de follaje. Los insectívoros de suelo estuvieron asociados a un porcentaje mayor de asentamientos humanos en el paisaje (%AH). Los insectívoros aéreos mostraron una fuerte correlación positiva con la densidad de árboles con DAP mayor que 40 y negativa con el porcentaje de matorral espinoso en el paisaje (Figura 22). Asimismo, este grupo, de manera independiente, mostró una relación positiva con el porcentaje de pastizal (%P, $r=.56$, $p=0.002$; Tabla 18).

La abundancia relativa de aves mostró una asociación positiva con el porcentaje de asentamientos humanos en el paisaje (Figura 22). La equitatividad de aves (J'), por su parte, estuvo negativamente relacionada con el porcentaje de agricultura en el paisaje ($r=-45$, $p= 0.015$; Tabla 19).

Tabla 17. Variables independientes significativas obtenidas mediante selección manual para el análisis de redundancia canónica (RDA) de las abundancias relativas por especie.

Variable	%Varianza Acumulada	F	<i>p</i>
%ME	0.174	3.780	0.0010
%AH	0.136	3.53	0.0010
DAP >5 y <15	0.115	3.206	0.0010

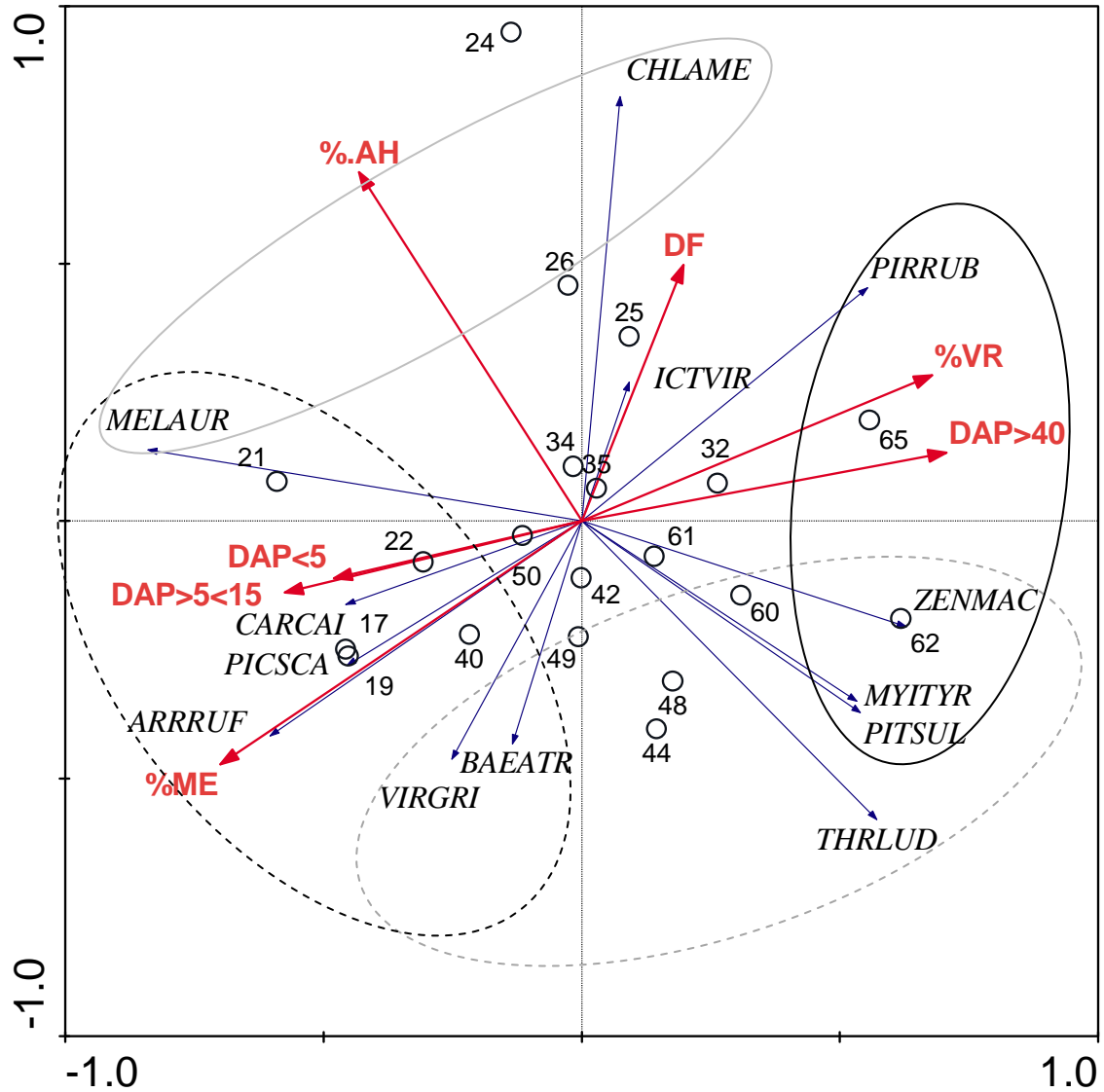


Figura 21. Análisis de redundancia canónica (RDA) utilizando sólo variables independientes con correlaciones ≥ 0.40 y la densidad de aves por especie como variables dependientes. %AH= porcentaje de asentamientos humanos, %VR= porcentaje de vegetación ribereña, %ME= porcentaje de matorral espinoso. DAP<5= densidad de plantas (inds./ha) con diámetro a la altura de 1.30 m menor que 5 DAP>5<15=densidad de plantas con DAP entre 5 y 15, DAP>40= densidad de plantas con DAP mayor que 40, DF= densidad de fragmentos, ARRRUF=*Arremonops rufivirgatus*, BAEATR= *Baeolophus atricristatus*, CARCAI= *Cardinalis cardinalis*, CHLAME= *Chloroceryle americana*, ICTVIR= *Icteria virens*, MELAUR= *Melanerpes aurifrons*. MYITYR= *Myiarchus tyrannulus*, PICSCA= *Picoides scalaris*, PIRRUB= *Piranga rubra*, PITSUL= *Pitangus sulphuratus*, THRLUD= *Thryothorus ludovicianus*, VIRGRI= *Vireo griseus*, ZENMAC= *Zenaida macroura*.

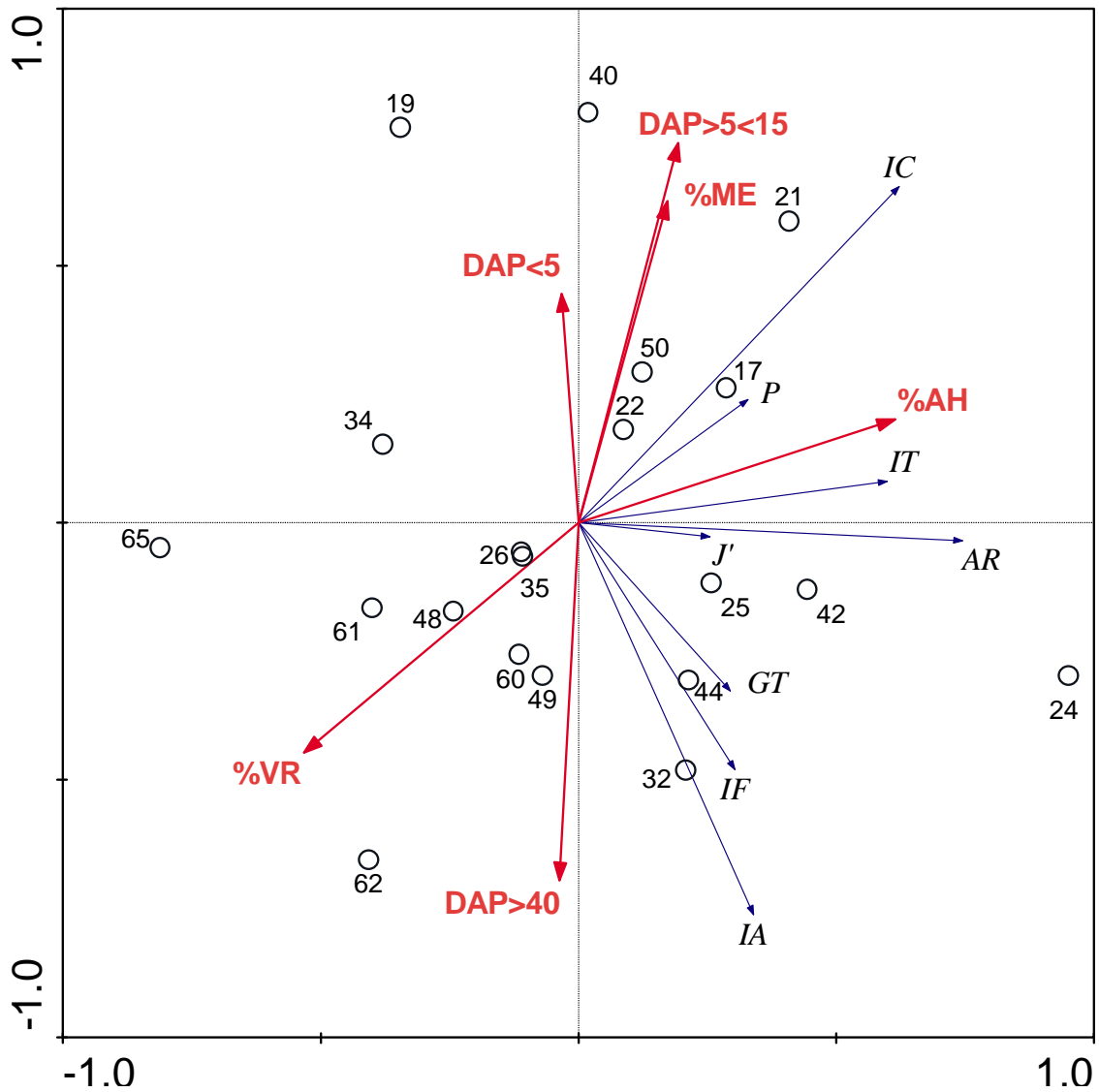


Figura 22. Análisis de redundancia canónica (RDA) utilizando sólo variables independientes con correlaciones ≥ 0.40 y la densidad de aves por gremio funcional como variables dependientes. %AH= porcentaje de asentamientos humanos, %VR= porcentaje de vegetación ribereña, %ME= porcentaje de matorral espinoso. DAP<5= densidad de plantas (inds./ha) con diámetro a la altura de 1.30 m menor que 5 DAP>5<15= densidad de plantas con DAP entre 5 y 15, DAP>40= densidad de plantas con DAP mayor que 40, GT= granívoro terrestre, IA= insectívoro aéreo, IC= insectívoro de corteza, IF= insectívoro de follaje, IT= insectívoro de suelo, P= piscívoro, AR= abundancia relativa de aves (inds./ha), J'= equitatividad de aves.

Tabla 18. Matriz de correlaciones (Pearson) entre la abundancia relativa por especie y las variables independientes. P/Pc=índice de forma, DF=densidad de fragmentos, %BT=porcentaje de bosque de *Taxodium*, %VR= porcentaje de vegetación ribereña, %MD=porcentaje de matorral desértico, %ME= porcentaje de matorral espinoso, %Ag=porcentaje de agricultura, %AH=porcentaje de asentamientos humanos (zonas urbanas, rurales, minas). Densidad (inds./ha) de plantas por clase de diámetro a la altura de 1.30 m (DAP). ARRRUF= *Arremonops rufivirgatus*, BAEATR= *Baeolophus atricristatus*, CARCAI= *Cardinalis cardinalis*, CHLAME= *Chloroceryle americana*, ICTVIR= *Icteria virens*, MELAUR= *Melanerpes aurifrons*. MYITYR= *Myiarchus tyrannulus*, PICSA= *Picoides scalaris*, PIRRUB= *Piranga rubra*, PITSUL= *Pitangus sulphuratus*, THRLUD= *Thryothorus ludovicianus*, VIRGRI= *Vireo griseus*, ZENMAC= *Zenaida macroura*.

Especies		P/Pc	DF	%BT	%VR	%MD	%ME	%Ag	%AH	DAP<5	DAP>5>15	DAP>15<40	DAP>40
ARRRUF	<i>r</i>	-0.040	-0.586**	0.003	-0.395*	0.210	0.531**	0.023	-0.100	0.238	0.110	-0.045	-0.159
	<i>p</i>	0.838	0.001	0.986	0.034	0.274	0.003	0.908	0.606	0.312	0.643	0.852	0.503
BAEATR	<i>r</i>	0.302	-0.300	-0.132	-0.139	0.109	0.292	0.280	-0.344	0.095	0.256	0.010	0.305
	<i>p</i>	0.111	0.114	0.495	0.471	0.575	0.124	0.142	0.067	0.690	0.275	0.966	0.190
CARCAI	<i>r</i>	0.040	-0.185	-0.326	-0.414*	0.110	0.711**	-0.175	0.006	0.242	-0.024	0.257	0.259
	<i>p</i>	0.839	0.338	0.085	0.026	0.572	0.00002	0.365	0.975	0.303	0.921	0.275	0.270
CHLAME	<i>r</i>	-0.077	0.308	-0.191	0.067	0.167	-0.319	-0.300	0.541**	-0.107	0.253	0.093	-0.062
	<i>p</i>	0.692	0.105	0.320	0.729	0.386	0.091	0.114	0.002	0.655	0.282	0.698	0.796
ICTVIR	<i>r</i>	0.039	0.094	-0.043	0.164	-0.289	-0.158	0.212	0.111	-0.179	0.025	0.609**	0.274
	<i>p</i>	0.842	0.629	0.826	0.396	0.129	0.412	0.270	0.568	0.449	0.917	0.004	0.243
MELAUR	<i>r</i>	-0.239	-0.062	-0.102	-0.459*	0.246	0.342	-0.184	0.298	0.140	-0.089	-0.367	-0.315
	<i>p</i>	0.212	0.749	0.598	0.012	0.198	0.070	0.340	0.116	0.556	0.709	0.111	0.176

Tabla 18. Matriz de correlaciones (Pearson) entre la abundancia relativa por especie y las variables independientes. P/Pc=índice de forma, DF=densidad de fragmentos, %BT=porcentaje de bosque de *Taxodium*, %VR= porcentaje de vegetación ribereña, %MD=porentaje de matorral desértico, %ME= porcentaje de matorral espinoso, %Ag=porcentaje de agricultura, %AH=porcentaje de asentamientos humanos (zonas urbanas, rurales, minas). Densidad (inds./ha) de plantas por clase de diámetro a la altura de 1.30 m (DAP). ARRRUF= *Arremonops rufivirgatus*, BAEATR= *Baeolophus atricristatus*, CARCAI= *Cardinalis cardinalis*, CHLAME= *Chloroceryle americana*, ICTVIR= *Icteria virens*, MELAUR= *Melanerpes aurifrons*. MYITYR= *Myiarchus tyrannulus*, PICSA= *Picoides scalaris*, PIRRUB= *Piranga rubra*, PITSUL= *Pitangus sulphuratus*, THRLUD= *Thryothorus ludovicianus*, VIRGRI= *Vireo griseus*, ZENMAC= *Zenaida macroura*.

Especies		P/Pc	DF	%BT	%VR	%MD	%ME	%Ag	%AH	DAP<5	DAP>5>15	DAP>15<40	DAP>40
MYITYR	<i>r</i>	0.008	-0.085	0.455*	0.494**	-0.359	-0.387*	0.156	-0.267	-0.084	-0.318	0.131	0.167
	<i>p</i>	0.966	0.660	0.013	0.007	0.056	0.038	0.418	0.162	0.723	0.172	0.581	0.482
PICSCA	<i>r</i>	-0.097	-0.043	0.089	-0.190	0.354	-0.083	0.081	-0.051	0.318	0.372	-0.327	-0.442
	<i>p</i>	0.616	0.824	0.646	0.323	0.060	0.669	0.677	0.794	0.172	0.107	0.159	0.051
PIRRUB	<i>r</i>	0.151	0.408*	-0.076	0.481**	-0.376*	-0.387*	-0.031	0.109	-0.377	-0.317	0.142	0.359
	<i>p</i>	0.435	0.028	0.696	0.008	0.044	0.038	0.872	0.575	0.102	0.173	0.549	0.120
PITSUL	<i>r</i>	0.086	0.073	0.206	0.354	-0.393*	-0.419*	0.430*	-0.191	-0.455*	-0.408	-0.126	0.604**
	<i>p</i>	0.656	0.707	0.285	0.059	0.035	0.024	0.020	0.320	0.044	0.074	0.597	0.005
THRLUD	<i>r</i>	0.263	-0.024	0.240	0.101	-0.465*	-0.073	0.533**	-0.396*	0.078	-0.360	0.219	0.577**
	<i>p</i>	0.168	0.902	0.210	0.603	0.011	0.705	0.003	0.034	0.744	0.120	0.355	0.008
VIRGRI	<i>r</i>	-0.056	-0.307	0.004	-0.266	0.096	0.377*	0.122	-0.198	0.117	0.078	0.104	0.230
	<i>p</i>	0.774	0.105	0.985	0.163	0.619	0.044	0.529	0.302	0.624	0.744	0.662	0.329

Tabla 18. Matriz de correlaciones (Pearson) entre la abundancia relativa por especie y las variables independientes. P/Pc=índice de forma, DF=densidad de fragmentos, %BT=porcentaje de bosque de *Taxodium*, %VR= porcentaje de vegetación ribereña, %MD=porcentaje de matorral desértico, %ME= porcentaje de matorral espinoso, %Ag=porcentaje de agricultura, %AH=porcentaje de asentamientos humanos (zonas urbanas, rurales, minas). Densidad (inds./ha) de plantas por clase de diámetro a la altura de 1.30 m (DAP). ARRRUF= *Arremonops rufivirgatus*, BAEATR= *Baeolophus atricristatus*, CARCAI= *Cardinalis cardinalis*, CHLAME= *Chloroceryle americana*, ICTVIR= *Icteria virens*, MELAUR= *Melanerpes aurifrons*. MYITYR= *Myiarchus tyrannulus*, PICSA= *Picoides scalaris*, PIRRUB= *Piranga rubra*, PITSUL= *Pitangus sulphuratus*, THRLUD= *Thryothorus ludovicianus*, VIRGRI= *Vireo griseus*, ZENMAC= *Zenaida macroura*.

Especies	P/Pc	DF	%BT	%VR	%MD	%ME	%Ag	%AH	DAP<5	DAP>5>15	DAP>15<40	DAP>40	
ZENMAC	<i>r</i>	-0.024	0.087	0.149	0.394*	-0.175	-0.324	0.237	-0.307	0.098	0.121	-0.208	-0.327
	<i>p</i>	0.901	0.653	0.440	0.034	0.364	0.086	0.215	0.105	0.680	0.610	0.379	0.159

Tabla 19. Matriz de correlaciones (Pearson) entre la abundancia relativa (inds/ha.) por gremio y las variables independientes. Densidad (inds./ha) de plantas por clase de diámetro a la altura de 1.30 m (DAP), P/Pc=índice de forma, DF=densidad de fragmentos, RF=riqueza de fragmentos, J'(F)=índice de equitatividad de fragmentos, %BT=porcentaje de bosque de *Taxodium*, %VR= porcentaje de vegetación ribereña, %MD=porcentaje de matorral desértico, %ME= porcentaje de matorral espinoso, %P= porcentaje de pastizal, %Ag=porcentaje de agricultura, %AH=porcentaje de asentamientos humanos (zonas urbanas, rurales, minas), GT=granívoros terrestres, IA= insectívoros aéreos, IC=insectívoros de corteza, IF=insectívoros de follaje, IT= insectívoros terrestres, P=piscívoros, J' (A)= índice de equitatividad de aves, AR=abundancia relativa de aves.

		DAP<5	DAP>5>15	DAP>15<40	DAP>40	P/Pc	DF	RF	J' (F)	%BT	%VR	%MD	%ME	%P	%Ag	%AH
GT	<i>r</i>	-0.417	-0.125	-0.341	0.450*	0.144	-0.028	0.218	0.025	0.008	0.089	-0.150	-0.223	0.098	0.189	0.114
	<i>p</i>	0.068	0.601	0.141	0.046	0.457	0.883	0.255	0.897	0.967	0.645	0.437	0.245	0.613	0.326	0.556
IA	<i>r</i>	-0.469*	-0.284	-0.132	0.282	0.086	0.393*	0.425*	0.494**	0.153	.415*	-0.315	-0.649**	0.556**	0.085	0.178
	<i>p</i>	0.037	0.225	0.579	0.229	0.656	0.035	0.022	0.006	0.427	.025	0.096	0.0001	0.002	0.661	0.355
IC	<i>r</i>	0.271	0.144	-0.430	-0.458*	-0.238	-0.070	-0.273	-0.235	-0.043	-.458*	0.358	0.241	-0.410*	-0.114	0.220
	<i>p</i>	0.249	0.544	0.058	0.042	0.214	0.719	0.152	0.219	0.823	.012	0.057	0.208	0.027	0.557	0.251
IF	<i>r</i>	-0.223	0.099	0.447*	0.337	0.179	0.112	0.029	-0.206	-0.173	.080	-0.037	0.013	-0.032	0.153	-0.139
	<i>p</i>	0.345	0.677	0.048	0.146	0.354	0.562	0.883	0.283	0.370	.680	0.848	0.949	0.868	0.429	0.471
IT	<i>r</i>	0.142	0.107	0.325	0.253	-0.131	-0.289	-0.197	-0.486**	-0.326	-.367	0.182	0.377*	-0.429*	-0.245	0.409*
	<i>p</i>	0.552	0.654	0.162	0.282	0.497	0.128	0.307	0.008	0.085	.050	0.344	0.044	0.020	0.201	0.028
P	<i>r</i>	0.070	-0.016	-0.247	0.053	-0.071	0.138	-0.064	-0.131	0.001	-.251	0.067	0.235	-0.110	-0.092	0.013
	<i>p</i>	0.770	0.947	0.294	0.823	0.713	0.474	0.741	0.497	0.996	.188	0.728	0.221	0.568	0.633	0.946

Tabla 19. Matriz de correlaciones (Pearson) entre la abundancia relativa (inds/ha.) por gremio y las variables independientes. Densidad (inds./ha) de plantas por clase de diámetro a la altura de 1.30 m (DAP), P/Pc=índice de forma, DF=densidad de fragmentos, RF=riqueza de fragmentos, J'(F)=índice de equitatividad de fragmentos, %BT=porcentaje de bosque de *Taxodium*, %VR= porcentaje de vegetación ribereña, %MD=porcentaje de matorral desértico, %ME= porcentaje de matorral espinoso, %P= porcentaje de pastizal, %Ag=porcentaje de agricultura, %AH=porcentaje de asentamientos humanos (zonas urbanas, rurales, minas), GT=granívoros terrestres, IA= insectívoros aéreos, IC=insectívoros de corteza, IF=insectívoros de follaje, IT= insectívoros terrestres, P=piscívoros, J' (A)= índice de equitatividad de aves, AR=abundancia relativa de aves.

		DAP	DAP	DAP	DAP	P/Pc	DF	RF	J' (F)	%BT	%VR	%MD	%ME	%P	%Ag	%AH
		<5	>5>15	>15<40	>40											
J' (A)	<i>r</i>	0.130	0.204	0.315	-0.224	-0.721**	0.238	-0.376*	0.232	0.075	.029	0.320	-0.074	-0.003	-0.448*	0.171
	<i>p</i>	0.585	0.389	0.176	0.342	0.000	0.215	0.044	0.226	0.698	.880	0.090	0.702	0.990	0.015	0.376
AR	<i>r</i>	-0.201	-0.017	-0.280	0.375	-0.021	0.022	.009	-0.321	-0.182	-.318	0.065	0.147	-0.226	-0.036	0.324
	<i>p</i>	0.395	0.945	0.231	0.104	0.915	0.908	0.963	0.090	0.346	.092	0.736	0.446	0.238	0.851	0.086

8. DISCUSIÓN

8.1. Comunidad de aves

Se confirmaron 145 especies de las 248 reportadas como potenciales en el Plan de Manejo de la ANP Estatal Área de Protección de los Recursos Naturales del Río Sabinas (ICE/FCF-UANL, 2002). Además, se agregaron 24 especies, por lo que el listado de la zona alcanzó las 272 especies. El alto número de especies registradas (168; hipótesis 1) es consistente, con lo encontrado en otras zonas ribereñas de desiertos y pastizales, donde la riqueza parece ser mayor debido a que la vegetación riparia presenta una estructura más compleja y con mayor contraste, en comparación con vegetación adyacente de bajo volumen y altura (Austin, 1970; Szaro y Jakle, 1985; Strong y Bock, 1990; Knopf y Samson, 1994).

Asimismo, el Río Sabinas es un sitio importante para aves reproductoras (87), ya que comparando con estudios realizados en EU, se obtienen valores similares y generalmente mayores: en Idaho, 97 (Saab, 1999); en Colorado, 95 (Miller *et al.*, 2003); en South Dakota, 63 y 55 (dos años, Gentry *et al.*, 2006); en Washington, 80 (Lehkmul *et al.*, 2007); y en British Columbia, 36 (Shirley, 2005).

Todas las especies reproductivas del área son especies reproductivas confirmadas (82), probables (4), o posibles (1) para el sur de Texas (al sur del paralelo 31; Benson y Arnold, 2001; Lockwood y Freeman, 2004). Esto era de esperarse debido a que existen ríos con bosques ribereños similares, dominados por sabinos, nogales y sicomoros, especialmente en la Región Edwards Plateau, como los Ríos Nueces, West Nueces, Frio,

y South Llano (El-Hage y Moulton, 2007). Igualmente, en el noreste de México, existen ríos dominados por sabinos como el Río Nazas en Durango y Coahuila, y el Río Sabinas Hidalgo y el Río Ramos en Nuevo León; por lo que deben esperarse similitudes en sus comunidades de aves.

Por su parte, 26 de las 35 especies migratorias más comunes de los sistemas riparios del Suroeste de EU (Skagen *et al.*, 2005) se encontraron en el área, lo que resalta su importancia como corredor y sitio de descanso para este grupo. También es notable que entre las 72 especies migratorias se observaron tanto del este (i. e. *Vireo solitarius*, *Dendroica dominica*, *D. pinus*, *D. virens*, y *Sphyrapicus varius*) como del oeste de EU (i. e. *Vermivora celata*, *D. occidentalis* y *S. nuchalis*).

En cuanto a los estimadores de riqueza, la exactitud de los estimadores Chao 1 y 2 ya ha sido probada: Walther y Martin (2001) utilizaron datos de ensamblajes de aves en Canadá para probar 7 estimadores no –paramétricos distintos y encontraron que los de Chao fueron lo menos sesgados y más precisos. Sin embargo, Poulin (1998) encontró que estos estimadores resultaron imprecisos cuando el ensamblaje contiene muchas especies raras. Asimismo, Chazdon *et al.* (1998) concluyeron que Chao 1 y ACE son especialmente sensibles a la fragmentación y fueron sólo efectivos cuando las especies estaban distribuidas al azar y que Chao 2 se desempeña bien cuando las muestras son pequeñas.

8.1.1. Nuevos registros reproductivos

Dendrocygna autumnalis (píjije canelo):

Esta especie se distribuye en México a lo largo de la Costa del Pacífico y desde el este de San Luis Potosí y el norte de Tamaulipas hacia el sur a lo largo de la costa del Golfo de México hasta el Istmo de Tehuantepec; y al sur en las tierras bajas (ausente de tierras altas interiores) a través del resto de México y Centroamérica, hasta Nicaragua (Howell y Webb, 1995). En Texas, se encuentra desde Del Rio y Dallas hacia el sur hasta el Río Grande y el Golfo de México (Lockwood y Freeman, 2004). El único reporte previo para Coahuila fue un individuo en el municipio de Saltillo (Urban, 1959).

Se registraron un total de 162 individuos durante la temporada reproductiva en 2005 y 195 durante el 2006. Las observaciones fueron hechas desde abril hasta agosto y en su mayoría de individuos perchados sobre sabinos (*T. mucronatum*). En agosto de 2006, se fotografiaron 3 juveniles en Guadalupe Victoria, Sabinas. Las fechas de arribo y partida fueron similares a las reportadas para las poblaciones reproductivas del sur de Texas (Mar-Abr y Ago-Oct; Bellrose, 1976; Palmer, 1976).

Buteogallus anthracinus (aguililla-negra menor):

En México se distribuye en ambas vertientes (Atlántico y Pacífico), desde el sur Sonora y Tamaulipas hasta El Salvador y Honduras (Howell y Webb, 1995). En Texas, pocas parejas anidantes ocurren en la región del Big Bend y zonas aledañas (Oberholser, 1974; Lockwood y Freeman, 2004). No existen registros previos para Coahuila. Se observaron 7 individuos durante el primer año (Mar-Oct 2005) y durante el segundo (Dic 2005 - Jul 2006). La confirmación de la reproducción se basa en la observación de un pareja en cópula sobre un sabino (*T. mucronatum*) a 3 km corriente abajo desde Rancho Nuevo, SJS (17 Mar 2005), una pareja sobrevolando bajo y vocalizando 3 km corriente arriba desde El Polvo, MM (21 Abril 2005), y una tercer pareja en Santa María, SJS (27 Jun 2006). Todas las observaciones se hicieron en fragmentos maduros de bosques de sabinos, siempre relativamente alejadas de las comunidades rurales, al igual que lo reportado por Schnell (1994) para esta especie.

Buteo lineatus (aguililla pecho-rojo):

La población del este de Norteamérica abarca desde el sur de Canadá hasta el límite este de las Grandes Planicies, hacia el sur hasta Florida y a lo largo de la Costa del Golfo de México hasta el norte de Tamaulipas (AOU, 1998). En Texas, anida regularmente en el Río Nueces del Sur de Texas (Brush, 2005). Inverna principalmente desde el este de Kansas, centro de Missouri, Ohio, noroeste de Pennsylvania, sur de New York, y sur de New England hacia el sur hasta el centro de México (incluyendo Coahuila; AOU, 1998; Howell y Webb, 1995). Se observó como una especie

relativamente común durante el invierno, pero también como un residente permanente y como una especie anidante. Durante ambas épocas reproductivas (May-Ago) se registraron 27 y 31 individuos respectivamente; incluyendo 1 juvenil en Sabinos, SJS (17 Jun 2005); 2 nidos con 2 adultos y 1 juvenil cada uno, en Santa María, SJS (en sabinos, 26 Jun 2007); y 2 adultos (uno atrapando una culebra de agua: *Thamnophis* sp.), en Las Rucias MM (17 Jul 2005). Estas localidades representan las áreas de anidación más sureñas en México, a excepción posiblemente de la parte más norteña de Tamaulipas (Brush, 2005).

Buteo nitidus (aguililla gris):

En el noreste de México, esta especie se distribuye en Tamaulipas (Gehlbach *et al.*, 1976), Nuevo León, y Coahuila (Urban, 1959; un registro en Ramos Arizpe). En Texas, estas aguilillas se distribuyen (y anidan) muy raramente en la región del Big Bend y regularmente en el Valle Bajo del Río Grande (Brush, 2005). Se confirmó su presencia y estatus de residente permanente como una aguililla relativamente común a lo largo del Río Sabinas (51 individuos). Durante la temporada reproductiva se observaron 27 y 15 individuos en 2005 y 2006 respectivamente; incluyendo 1 juvenil (17 Abr 2005), 1 adulto y 2 juveniles (15 Jul 2005), y 1 nido con 2 adultos (25 May 2006) en un sabino en Las Tablas, MM; 1 pareja planeando (12 Mar 2005), y 1 adulto y 1 juvenil (24 Sep 2005) en Santa María, SJS, 1 adulto y 1 juvenil en SJS (15 Jul 2005), y 2 adultos y 1 juvenil en Guadalupe Victoria, SA (2 Ago 2006).

Nyctanassa violacea (pedrete corona-clara):

El rango reproductivo de esta especie comprende el este de Estados Unidos (incluyendo Texas), donde habita pantanos, humedales con bosques, y bosques de tierras altas cercanos a lago, ríos y riachuelos (Watts, 1995). En México y Centroamérica, a través de su rango sureño, anida en las vertientes del Pacífico y el Atlántico en tierras bajas costeras e interiores (Howell y Webb, 1995). Para Coahuila solo ha habido un registro previo de un individuo en plumaje post-juvenil en Cuatro Ciénegas (Urban,

1959). Se observaron 45 individuos durante ambas temporadas reproductivas, a menudo en pares (May - Sep). Las observaciones que confirman su estatus reproductivo incluyen: una pareja (17 May 2005), 1 adulto y 1 juvenil (19 Jul 2006) en Pueblo Nuevo, SA; 1 juvenil (27 Jun 2006) y 2 parejas (29 Jun 2006) en Santa María, SJS; 3 parejas en Rancho Nuevo, SJS (26 Jun 2006); 1 pareja (16 Jun 2005), 1 adulto y 1 juvenil (13 Jul 2005), y 2 juveniles (15 Jul 2005) en Las Tablas, MM, 2 adultos y 1 juvenil (17 Jul 2005) en Las Rucias, MM.

Ardea alba (garza blanca):

Esta especie se reproduce ampliamente en la costa este de Estados Unidos y localmente en el costa oeste y el interior (AOU, 1998). Es una especie reproductora local a lo largo de las costas de México (a excepción de Baja California) y hacia el sur hasta Centroamérica (Howell y Webb, 1995; Russell y Monson, 1998). En el oeste de México también anida en el centro de Durango (Howell y Webb, 1995). Esta especie también se distribuye a través de gran parte de Texas, con las mayores densidades a lo largo de la costa (Telfair, 2007a). Se confirma como una especie reproductiva en Coahuila debido a que se encontró una pequeña colonia de 5 nidos en las copas de sabinos, 7 km corriente abajo desde la localidad de San Juan de Sabinas en SJS. La colonia consistía de: 1 nido con 2 polluelos, uno con 1 adulto y 2 polluelos, uno con 1 adulto y 1 polluelo, dos son polluelos, 1 adulto perchado cerca y un polluelo muerto en el suelo (1 Ago 2006).

Ardea herodias (Great Blue Heron):

Esta especie se encuentra ampliamente distribuida en Estados Unidos como residente permanente y anida en sureste y centro-sur de Canadá (Butler, 1992). En México es un anidante local en ambas vertientes (Howell y Webb, 1995). No existían registros reproductivos recientes para Coahuila. Se observaron individuos durante todo el año; y se encontró una pequeña colonia reproductiva de 9 nidos en las copas de sabinos: 8 nidos con 1 individuo cada uno y 1 nido con una pareja (16 Feb 2005). Estas observaciones son consistentes con lo que se conoce de esta especie, donde los machos

arriban primero a la colonia para establecer los nidos, desde donde atraen y cortejan a las hembras (Mock, 1976).

Cyanocorax yncas (chara verde):

En México, las charas verdes se distribuyen localmente en una banda delgada a lo largo de la costa del Pacífico desde el sur de Nayarit hasta Jalisco, y ampliamente a lo largo de la vertiente del Atlántico desde el este de Nuevo León y Tamaulipas hasta Centroamérica (Howell y Webb, 1995). En el sur de Texas, esta especie prefiere bosques abiertos, vegetación secundaria densa, y matorrales densos dominados por mezquites y huizaches (Gayou, 1995). En Texas, los grupos familiares están formados y consisten de una pareja reproductora, los anidantes del año actual y la descendencia (del año anterior) no-reproductora de dos años de edad (Gayou, 1986). Se observaron 31 individuos (en grupos de 1-6 individuos) únicamente durante el primer año en MM and SJS. Durante la época reproductiva, se registraron 4 individuos en Las Tablas, MM (15 Abr 2005, probablemente un grupo familiar); 2 individuos en Rancho Nuevo, SJS (22 Ago 2005), y 6 en un sitio cercano, Rancho El Refugio, un mes después (25 Sep 2005, incluyendo 2 juveniles, probablemente un grupo familiar).

8.1.2. Nuevos registros reproductivos potenciales

Aix sponsa (pato arcoiris):

La mayoría de los patos arcoiris de las poblaciones del este de EU, invernán en el sureste de EU, desde Maryland hacia el sur, a lo largo de la planicie costera del Atlántico, hasta las Carolinas, Georgia y Florida y hacia el oeste hasta el este de Texas, sureste de Oklahoma, Arkansas, sureste de Missouri, y el oeste de Tennessee (Bellrose 1976). Esta especie se ha venido observando más frecuentemente invernando en el norte y centro de México (incluyendo Coahuila), y esporádicamente hacia el sur hasta Veracruz y la Península de Yucatán (Williams, 1987; Howell y Webb, 1995). Recientemente, una población reproductiva pequeña fue documentada en un hábitat ribereño (*T. mucronatum* y *Populus* sp.) a lo largo del Río Nazas, Durango,

representando el primer registro reproductivo para México (Valdés-Perezgasga, 1999). Durante el primer año se observaron 95 individuos (Dic 2004-Abr 2005 y Oct-Nov 2005). Durante el segundo año se registraron 60 individuos durante el invierno (Dic 2005-Ene 2006) y 13 (May-Ago 2006) durante la temporada reproductiva. Se observaron dos parejas, un individuo y un grupo de 6 en Las Tablas, y un solo adulto en Las Rucias, MM (24-26 May 2006); y un individuo en Guadalupe Victoria SA (18 Jul 2006). Aunque no se documentó nido alguno, tanto el hábitat observado a lo largo del Río, que parece apropiado para la anidación (debido a la disponibilidad de cavidades), como el hecho de observar individuos durante todo el año, sugieren una alta probabilidad de anidación para esta especie.

Butorides virescens (garceta verde):

Esta especie se reproduce comúnmente a través de la mayor parte de Estados Unidos y México, pero no había sido documentada previamente anidando en Coahuila (Hancock y Kushlan, 1984; Howell y Webb, 1995). Se registraron 13 individuos (May-Sep) durante la temporada reproductiva del 2005, y 27 durante el 2006. Esta especie muy probablemente anida en el bosque ribereño del Río Sabinas, esto, en base al número importante de individuos observados durante los dos años y en las características del hábitat.

Egretta thula (garceta pie-dorado):

En México, esta especie se reproduce localmente (en tierras bajas costeras) a lo largo de las costas del Atlántico y el Pacífico desde Sonora y Tamaulipas, hasta Centroamérica (Land, 1970; Howell y Webb, 1995). Se ha encontrado menos frecuentemente en los valles interiores de México (Durango y desde Jalisco hacia el este hasta Guanajuato; Howell y Webb, 1995). No existían registros previos para Coahuila. Se observaron 9 individuos durante el primer año en MM y Sa y 69 durante el segundo, en MM, SJS y SA, en ambos casos durante la época reproductiva (May-Ago). Estos números tan contrastantes entre años pueden ser explicados por el comportamiento de

esta especie, que suele errático e impredecible en cuanto a los sitios de anidación a utilizar (e.g. Janssen, 1987, en Parsons y Master, 2000).

8.1.3. Nuevos registros no-reproductivos

Cairina moschata (pato real):

Esta especie es residente permanente desde el sur de Sinaloa y el centro de Nuevo León, y a lo largo del Río Grande en el extremo sur de Texas (Leopold, 1959; Brush, 2005) hacia el sur a través de las tierras bajas de México (Howell y Webb, 1995), por lo que no existían registros para el Estado. Se reproduce principalmente a lo largo o cerca de ríos de corriente lenta (Carboneras, 1992). Se observaron 12 individuos durante el primer año y cuatro durante el segundo, tres parejas en total. Esta especie podría estar anidando en el área debido a que el hábitat es adecuado y a la disponibilidad de cavidades.

Elanus leucurus (milano cola-blanca):

Es un anidante común en el sur de Texas (Dunk, 1995) y a lo largo de las costas de México, desde Tamaulipas hacia el sur, hasta Campeche (Howell y Webb, 1995). Esta especie ha expandido su rango en años recientes, con el registro de algunos individuos en el noreste de Texas, cerca del límite con Oklahoma (Dunk, 1995, Lockwood y Freeman, 2004). Se observaron siete individuos solo durante el verano del 2005: una pareja y dos individuos en Pueblo Nuevo, SA (17 May 2005); y una pareja (17 Jun 2006) y un individuo (16 Jun 2006) en SJS.

Mycteria americana (cigüeña americana):

Su rango de distribución reproductiva en México y Centroamérica es poco conocido (Coulter *et al.*, 1999). Anidan localmente a lo largo de la vertiente del Pacífico, al menos desde Oaxaca, hasta El Salvador; de manera igualmente local a lo largo de la

vertiente del Atlántico desde Tabasco hasta el sur de Quintana Roo. Su rango reproductivo podría extenderse hacia el norte de México hasta Sinaloa y Tamaulipas (Howell y Webb, 1995). Asimismo, poco se conoce de los movimientos de las poblaciones de México y Centro y Sudamérica. Grandes grupos de esta especie que anidan durante la temporada seca en el sur de México, desaparecen de estas regiones durante la época de lluvias (B. Thomas *pers. comm.*, en Coulter *et al.*, 1999). Debido a lo anterior, es probable que otras poblaciones también presenten una dispersión post-reproductiva, pero esto no ha sido documentado (Coulter *et al.*, 1999). No existían registros previos para Coahuila. Se observaron cinco individuos en el Río Sabinas, entre junio (un juvenil, en Rancho Nuevo, SJS) y julio (cuatro adultos, en Pueblo Nuevo, SA). En los alrededores de la presa Venustiano Carranza se observaron siete individuos en mayo, uno en agosto y 19 en Septiembre de 2005 (10 planeando en termales con zopilotes aura, *Cathartes aura*; y nueve en la orilla de la presa). Dichas observaciones no son inesperadas, debido al extenso vagabundeo que se ha observado en el sur y este de Texas (Lockwood y Freeman, 2004).

Ara militaris (guacamaya verde):

En México, se distribuye en la vertiente del Pacífico, desde el centro de Sonora hasta Jalisco y en la del Atlántico desde el sureste de Nuevo León hasta San Luis Potosí; encontrándose en bosques sub-caducifolios, principalmente en pies de montaña, pero llegando a desplazarse (en parejas o parvadas) grandes distancia en búsqueda de alimento (Howell y Webb, 1995). No existen registros previos para Coahuila. Se observaron 2 individuos forrajeando en nogales (*Carya illinoensis*) en el fragmento de vegetación ribereña de mayor área (187 ha) y con sabinos maduros (DAP>40) en Las Tablas, MM (25 May 2006). Probablemente sean aves silvestres debido a que el hábitat parece apropiado y la Sierra Santa Rosa se encuentra relativamente cerca.

Megaceryle torquata (martín-pescador de collar):

Esta especie se distribuye en la vertiente del Pacífico desde el sur de Sinaloa, y en la del Atlántico desde Nuevo León y Tamaulipas hacia el sur, hasta El Salvador y Honduras (Howell y Webb, 1995). En Texas, se encuentra desde Del Rio y desde San Antonio hacia el sur, hasta el Río Grande (Lockwood y Freeman, 2004). Se observaron un total de 65 individuos durante ambos años, a menudo en parejas. Veintiún y 13 individuos fueron observados durante las temporadas reproductivas de 2005 y 2006, respectivamente. Debido a que las características importantes de los sitios de anidación reportados, se encuentran a lo largo del Río Sabinas (e.g. banco del río expuesto; Woodall, 2001), se considera a esta especie como una posible anidante del área.

Camptostoma imberbe (mosquero lampiño):

Esta especie anida desde el este de Sonora, oeste de Chihuahua, y norte-centro de Durango, Zacatecas y San Luis Potosí, este de Nuevo León, y norte de Tamaulipas hacia el sur, a través del centro y sur de México, hasta la frontera con Guatemala, y hacia el este por la Península de Yucatán (Howell y Webb, 1995). Habita zonas de matorral semiabierto de árido a semihúmedo, y bordes de bosques, generalmente a lo largo de corrientes de agua o arroyos secos. No existen registros previos de ningún tipo para Coahuila. Se observaron sólo 2 individuos, 1 en Las Rucias, MM (24 May 2006) y 1 en Guadalupe Victoria, SA (20 Jul 2006). El hábitat es apropiado para la anidación, con gran una gran presencia de epífitas del género *Tillandsia*, el cual es un sustrato común de anidación en Texas (Brush, 1999a). Sin embargo, debido al número tan bajo de observaciones y a la falta de evidencia de anidación, solo se debe considerar a esta especie como posible reproductora del área.

Tyrannus couchii (tirano silbador):

En México, se distribuye en la vertiente del Atlántico desde el norte de Nuevo León y Tamaulipas hacia el sur, hasta el noreste de Oaxaca, norte de Chiapas, y la

Península de Yucatán (Howell y Webb, 1995). En Texas, se encuentra desde Del Rio y Goliad hacia el sur, hasta el Río Grande (Brush, 1999b; Lockwood y Freeman, 2004). Se encontró a esta especie durante ambas temporadas reproductivas (38 y 9, en 2005 y 2006, respectivamente), desde abril hasta octubre, principalmente llamando o cantando desde sabinos secos. El uso de dichas perchas ha sido previamente reportado para esta especie (Brush, 1999). Debido al número importante de individuos observados, consideramos a esta especie como posible reproductora del área.

Turdus grayi (mirlo pardo):

Se distribuye a lo largo de la vertiente del Atlántico desde Nuevo León y Tamaulipas hasta Honduras; también se encuentra en la del Pacífico (Howell y Webb, 1995). No existían registros previos para Coahuila. Se registraron 1 individuo en un fragmento de bosque de sabinos relativamente ancho, 5 km corriente abajo desde Las Rucias, MM (24 May 2006). En los últimos 15 años, esta especie ha expandido su rango de distribución hacia el norte, hasta el bajo Río Grande, reproduciéndose hasta en Laredo, Texas en 2002 (Brush, 2005).

Basileuterus rufifrons (chipe gorra rufa):

Reside en ambas vertientes costeras del país, desde Sonora y el este de Nuevo León y en el interior desde el centro de México hasta Guatemala (Howell y Webb, 1995). Se encuentra en áreas de matorral semiabiertas con cercas, arbustos dispersos, vegetación secundaria, y bordes de bosques (Peterson y Chalif, 1989). Se observaron 5 individuos en diciembre de 2004 y entre Agosto de 2005 y enero de 2006, en el Rancho El Refugio y Rancho Nuevo, SJS y Rancho El Polvo, MM. Esta especie se ha reportado esporádicamente en las regiones de Edwards Plateau y Big Bend del centro y oeste de Texas (Lockwood y Freeman, 2004), por lo que se esperaría que su reproducción se confirme para Coahuila en el corto plazo.

8.1.4. Registros raros

Egretta tricolor (garceta tricolor):

Esta especie se reproduce principalmente a lo largo de la línea costera del Atlántico y el Golfo de México. En México, también lo hace en la costa del Pacífico desde Sonora, hasta El Salvador; y en la del Atlántico, en las costas de Tamaulipas y el norte de Veracruz; y en pocos sitios de la costa este de la Península de Yucatán, y la costa oeste de Baja California Sur (Howell y Webb, 1995). Posterior a la época de anidación, los individuos vagabundean en muchas direcciones, particularmente hacia el norte, pero se dispersan a lo largo de costas (Willard, 1977; Telfair, 1979) y tierras interiores. Esta especie fue reportada previamente para Coahuila por Gómez de Silva (2004). Se observaron 1 (17 Ago 2005) y 2 individuos en su primer plumaje básico (2 Ago 2006) en Guadalupe Victoria, SA; probablemente debido a su dispersión post-reproductiva desde la costa de Tamaulipas.

Egretta caerulea (garceta azul):

Anida localmente en México, principalmente en tierras bajas costeras desde Baja California Sur, Sonora y Tamaulipas, hacia el sur hasta Veracruz y la Península de Yucatán (Howell y Webb, 1995). También se encuentra a lo largo del Río Grande, desde Laredo hacia su desembocadura y en la mitad este de Texas (Telfair, 2007b). Se sabe que individuos no reproductores pasan el verano en un rango amplio. Existe un reporte de esta especie en Torreón, Coahuila (13 y 21 Abr; Gómez de Silva, 2002). Se registró un individuo en la presa Venustiano Carranza (18 May 2005).

Buteo albicaudatus (aguililla cola-blanca):

Se distribuye localmente en áreas abiertas áridas a semiáridas de la región costera del Golfo del sureste de Texas (Oberholser, 1974; Farquhar, 1986, 1992; Kopeny, 1988). En México y Centroamérica, es residente local en las vertientes del Pacífico y Atlántico desde el nivel del mar hasta 1,500 msnm (S. Howell *comm. pers.*, en Farquhar, 1992).

Existe sólo un reporte previo de 2 individuos en Cuatro Ciénegas (25-27 Oct; Gómez de Silva, 2003). Se observó un individuo planeando sobre un área abierta semiárida (al menos a una distancia de 100 m del hábitat ribereño) en Rancho Nuevo, SJS (19 May 2005). Esta especie se considera como vagabunda al alejarse de la costa de Texas (Lockwood y Freeman, 2004), de manera que los patrones de observación en tierras interiores requieren mayor estudio.

Leptotila verreauxi (paloma arroyera):

Esta especie es residente desde Eagle Pass, Texas (Oberholser, 1974; Boydston y DeYoung, 1985, 1988; Rappole y Blacklock, 1994; Waggerman *et al.*, 1994; Brush, 2005), hacia el sur, a través del este de Nuevo León, norte de Tamaulipas, y sur de México (Howell y Webb, 1995). Urban (1959) la registró previamente para Coahuila en el municipio de Sabinas. Se documentó un individuo durante la primera temporada reproductiva en Guadalupe Victoria, SA (18 May 2005), y seis en la segunda: dos en Guadalupe Victoria, SA (19 Jul 2006) y cuatro en SJS (1 Ago 2006).

Dendroica dominica (chipe garganta-amarilla):

Esta especie anida en el sur-centro de Texas e inverna desde la costa sur de Texas hacia el sur, a través de la vertiente del Atlántico (principalmente cercana a la costa) desde Tamaulipas hasta el sur de México (Howell y Webb, 1995). Anteriormente, se ha reportado para Torreón, Coahuila, el 30 de abril de 2001 (Gómez de Silva, 2001). En el Río Sabinas se observó un individuo forrajeando en sabinos de Pueblo Nuevo, SA (20 Feb 2005), y un segundo individuo en el 2006 en un sitio muy cercano a la primera observación (± 200 m; 22 enero).

Dendroica pinus (chipe pinero):

Esta especie se observa raramente más allá de su rango invernal en el extremo sur de Texas (Oberholser, 1974), y el norte de Tamaulipas y Nuevo León (Howell y Webb, 1995). Fue reportada por única vez en Coahuila por Gómez de Silva (2004). Se observó un individuo forrajeando en la corteza del tronco y ramas de un sabino en El Rancho El Refugio, SJS (18 Dic 2004).

Seiurus aurocapilla (chipe suelero):

La mayor parte de su rango invernal se encuentra fuera de EU, en Bermuda (Amos 1990), y desde el sur de Sinaloa y Tamaulipas, hacia el sur a través de México (Howell y Webb, 1995); e inverna raramente en el Valle Bajo del Río Grande de Texas (Lockwood y Freeman, 2004). Fue previamente reportado para Coahuila, en Torreón, el 30 de abril de 2001 (Gómez de Silva, 2001). En el área de estudio se observó un individuo en Las Tablas MM (26 Ene 2005).

Icterus graduacauda (bolsero cabeza negra):

Se distribuye a lo largo de la vertiente del Atlántico, desde el sur de Texas, Tamaulipas y el este de Nuevo León hasta el centro de México (Howell y Webb, 1995; Jaramillo y Burke, 1999; Lockwood y Freeman, 2004). Flood *et al.* (2002) concluyeron que su estatus histórico en Coahuila es incierto, pero reportes recientes confirman que se encuentra en el estado (Benson *et al.*, 1989). El primero en reportarlo fue Urban (1959), pero existe un espécimen del Dallas Museum of Natural History de 1940 de la Sierra El Carmen, al norte de Coahuila, lo que sugiere una extensión de rango más temprana (Brush, 2005). En junio de 2000, J. Karges registró unas pocas parejas en la Sierra del Carmen (Brush, 2005). Se observaron 1 individuo en febrero de 2005; y durante la temporada reproductiva: cuatro individuos cantando (13 Jul 2005) y 2 (25 May 2006) en Las Tablas, MM; además de un individuo en Santa María, SJS (29 Jun 2006). Debido a lo anterior, es posible que esta especie poco conspicua anide en el área.

8.1.5. Nuevos sitios de anidación potenciales, dentro de Coahuila

Vireo vicinior (vireo gris):

Esta especie anida principalmente en regions montañosas y matorrales áridos cercanos en el suroeste de EU y norte de México (Barlow y Johnson, 1969; Phillips, 1991; AOU, 1998), incluyendo la región del Big Bend y áreas adyacentes de Texas (Lockwood y Freeman, 2004). Existe un registro previo para Coahuila hecho por S. Howell (22 Nov; Phillips, 1991). Se observó primero a una pareja y posteriormente a un individuo, ambos forrajeando en *Celtis pallida* (en el estrato arbustivo del bosque de sabinos) en Guadalupe Victoria, SA (19 May 2005); también se registró una pareja en Sabinitos, SJS (16 Jun 2005). Podría considerarse como una especie con posibilidad de reproducirse en el área.

Stelgidopteryx serripennis (golondrina aliaserrada):

El estatus reproductivo de esta especie en el centro del altiplano mexicano es incierto, pero la especie anida en el centro de Durango y el sur de Coahuila (Howell y Webb, 1995) y se encuentra durante el verano en la mayor parte de Texas (Lockwood y Freeman, 2004). Se documentaron 32 y 28 individuos durante las temporadas reproductivas de 2005 y 2006, respectivamente, en SJS y MM, donde existen bancos ribereños aparentemente apropiados para anidar.

Geothlypis trichas (mascarita común):

Esta especie se reproduce localmente en el suroeste de Texas, particularmente a lo largo del Río Grande en el extremo sur de Texas (Dunn y Garrett, 1997; Brush, 2005). Fue reportada para el Estado por Miller *et al.* (1957) y Urban (1959; en Saltillo y Cuatro Ciénegas). Se observaron 6 y 3 individuos cantando activamente durante las temporadas reproductivas del 2005 y 2006, respectivamente, únicamente en MM. El hábitat donde se les registró eran humedales con carrizo (*Typha* spp.) adyacentes al Río Sabinas, por lo que se espera que se confirme su anidación en el corto plazo.

Icteria virens (buscabreña):

En la zona árida del oeste de EU, esta especie se encuentra confinada a hábitats ribereños y arbustivos; es generalista comparado con otras especies respecto al uso del hábitat de anidación disponible (vegetación baja y densa in zonas ribereñas y tierras altas; Brown y Trosset, 1989). Urban (1959) la reportó como poco común en SJS, Coahuila; y Lockwood y Freeman (2004) como común a poco común en las regiones de Trans-Pecos (a lo largo del Río Grande), Edwards Plateau y Pineywoods de Texas. Se observó esta especie regularmente desde abril hasta septiembre, con una actividad canora especialmente alta durante mayo y junio. Se registraron un total de 104 individuos durante el presente estudio, comúnmente en el estrato arbustivo denso de los bosques de sabinos. Se requiere más investigación respecto al estatus reproductivo de esta especie en el noreste de México, ya que existe un reporte, sin confirmar anidación, de una población veraniega en Nuevo León (Behrstock y Eubanks, 1997).

Arremonops rufivirgatus (rascador oliváceo):

En Estados Unidos, es residente en el sur de Texas a lo largo del Río Grande; y hacia el sur a través de las tierras bajas de México, incluyendo el norte de Tamaulipas, este de Coahuila, y Nuevo León (Oberholser, 1974; Howell y Webb, 1995). Urban (1959) reportó esta especie para SJS y S, pero no para MM. Es una especie bastante común del estrato arbustivo bajo que fue registrada en 153 ocasiones durante todo el año en los 3 municipios (S, SJS y MM); se observaron 120 y 88 individuos durante las temporadas reproductivas de 2005 y 2006, respectivamente.

Muchos de los nuevos registros (reproductivos y no-reproductivos) documentados arriba, constituyen extensiones de rango hacia el oeste desde la vertiente del Atlántico, pero también extensiones hacia el sur de poblaciones de Norteamérica, de las que solo se conocía que invernaban o migraban a través de Coahuila. Todos estos nuevos registros reflejan la falta de atención previamente dada al área del Río Sabinas en Coahuila y refuerza su importancia como un área crítica para la reproducción e

invernación de aves en el norte de México. Ésto último es particularmente importante cuando consideramos que 6 de las 32 especies previamente discutidas se encuentran protegidas por la Norma Oficial Mexicana y/o por la Lista Roja de Especies Amenazadas (IUCN, 2009): *Mycteria americana*, *Buteogallus anthracinus*, *Buteo lineatus* (cercanas a amenazadas; IUCN, 2009), y *Buteo albicaudatus* se encuentran enlistadas como sujetas a protección especial; y *Cairina moschata* y *Ara militaris* (vulnerable; IUCN, 2009) son consideradas como en peligro de extinción (NOM059-SEMARNAT-2001; SEMARNAT, 2002). Finalmente, es importante resaltar la relevancia de los sabinos para la comunidad de aves ribereña, especialmente cuando esta vegetación se está perdiendo debido a la extracción a cielo abierto de carbón.

8.2. Comunidad de aves por secciones

A pesar de que la sección MM no mostró los valores más altos de diversidad o equitatividad, ni el mayor número de especies o individuos por punto de conteo como se había hipotetizado (hipótesis 2), su comunidad de aves muestra una importante diferencia entre la dominancia de las especies. Asimismo, es la sección mejor conservada y que muestra la mayor regeneración de sabinos en todos los estratos. Además, es la única sección con *Passerina ciris* como una especie común. Esto es notable ya que esta especie ha mostrado una tendencia poblacional negativa (1966-2006) en el Monitoreo de Aves Reproductoras de EU (Breeding Bird Surveys; Sauer *et al.*, 2008). Asimismo, *Melanerpes aurifrons*, una especie que se adapta bien a los ambientes alterados por el hombre (Husak y Maxwell, 1998), domina la comunidad de la sección más deteriorada, S. Por el otro lado, las consecuencias del deterioro del hábitat ribereño en las secciones de S y SJS, pueden no estarse expresando por completo aún, debido a la longevidad de los sabinos, que causan un retraso en las consecuencias de la alteración del hábitat ribereño por varias décadas (Rood y Mahoney, 1993).

Igualmente, un número alto de especies e individuos en S, podría ser consecuencia de un hábitat más abierto con una mejor visibilidad y una mayor probabilidad de detección. También, es una sección con el hábitat ribereño más fragmentado y una nula regeneración de sabinos (hipótesis 3) y con una mayor

influencia de especies asociadas a matorrales áridos como *Tyrannus forficatus*, *Lanius ludovicianus* y *Cardinalis sinuatus*, las cuales sólo fueron observadas en esta área.

8.3. Análisis jerárquico

La cantidad de borde no estuvo relacionada con la abundancia relativa de las especies ni de los gremios (hipótesis 4). Esto es consistente con lo sugerido previamente por Szaro y Jakle (1985) y Saab (1999), que la naturaleza larga, delgada y con gran cantidad de borde de los sistemas riparios de regiones semiáridas, provocaría que los efectos de borde fueran de menor importancia. Igualmente, el resto de las variables a nivel fragmento carecieron de una relación con las abundancias relativas de aves por especie o gremio. Esto es consistente con lo que se ha venido encontrando en otros trabajos similares con análisis jerárquico, donde, menos del 5% de los mismos han reportado a las métricas de fragmento como importantes para la determinación de las especies de aves (Saab, 1999; Howell *et al.*, 2000; Smith y Wachob, 2006). De manera similar, Cushman y McGarigal (2002) encontraron que las medidas locales (hábitat) y de paisaje explicaron el 95% del total de la variación explicable en un ensamblaje de aves de bosque en Oregon. Esta baja importancia de las variables a nivel de fragmento puede ser debido a la posición que ocupa entre los niveles local y de paisaje (Slater, 2006). Es decir, es más probable que los niveles jerárquicos adyacentes estén interrelacionados que aquellos más ampliamente separados (Kotliar y Wiens, 1990), de manera que la información contenida en el nivel del fragmento puede estar ya incluida a nivel paisaje y local.

Debido a lo anterior, se esperaba que la naturaleza del hábitat adyacente a la vegetación ribereña fuera más importante para la determinación de las especies de aves (e.g. Saab, 1999; Slater, 2006) que las métricas mencionadas previamente. Consistente con esto, se encontró que 12 de las 13 especies analizadas en el RDA, estuvieron correlacionadas positiva y/o negativamente al menos con una variable de porcentaje de hábitat circundante a los fragmentos, ver Figura 21.

La equitatividad de aves (J') estuvo negativamente relacionada con el porcentaje de agricultura en el paisaje (hipótesis 5; Tabla 17). En contraste, la mayor parte de los

trabajos con aves y métricas de paisaje utilizan la riqueza de especies como variable para relacionarla con la agricultura o las zonas urbanas asociadas a los hábitats ribereños, sin embargo, sus resultados han variado. Por ejemplo, Rottenborn (1999) utilizando métricas locales y de paisaje encontró que la riqueza de especies de aves y la densidad total fueron menores en sitios más urbanizados, mientras que otros autores han encontrado (e.g. Tewksbury *et al.*, 2002; Slater, 2006) que tanto la abundancia como la riqueza de especies son mayores en áreas ribereñas rodeadas por una mayor cobertura de agricultura. Se ha sugerido que esto se debe a que las áreas agrícolas proveen de un subsidio forrajero a ciertas especies. Aún más importante es la dificultad de obtener conclusiones a partir de la riqueza y abundancia de especies debido a que no revelan nada acerca de su composición (Knopf y Samson, 1994) y pueden estar fuertemente influenciadas por grandes concentraciones de especies como *Sturnus vulgaris*, *Molothrus ater*, *Quiscalus* spp., etc. (e.g. Slater, 2006). Por lo tanto, la equitatividad (J') resultaría más apropiada que la riqueza o la abundancia para evaluar la estabilidad de una comunidad de aves ante disturbios antropogénicos.

En cuanto a la hipótesis 6, se consideró a *Melanerpes aurifrons* como una especie indicadora de disturbio debido a que se adapta bien a los ambientes alterados por el hombre (Husak y Maxwell, 1998). Dicha especie sí estuvo positivamente correlacionada con el porcentaje de asentamientos humanos (Figura 21). Lo anterior ha sido ampliamente documentado, para otras especies asociadas al disturbio antropogénico como *Molothrus ater* (parásito de nidos), *Sturnus vulgaris* (competidor introducido) y *Pica hudsonia* (depredador de nidos) que están positivamente asociados con los paisajes agrícolas del oeste de EU (Saab, 1999; Tewksbury *et al.*, 2002; Tewksbury *et al.*, 2006).

La asociación positiva de *Piranga rubra* (ribereña obligada) y *Myiarchus tyrannulus* (ribereña dependiente) con la densidad de árboles con DAP>40 y el porcentaje de vegetación ribereña en el paisaje (%VR) es consistente con lo encontrado por Brand *et al.* (2008) para un corredor ribereño en Arizona, donde *P. rubra* (82-100% de los puntos de conteo) y *M. tyrannulus* (46-55%) fueron más frecuentemente observadas en hábitats ribereños dominados por álamos y sauces (*Populus-Salix*) que en aquellos dominados por mezquite (*Prosopis*; 47-56 y 10-35%, respectivamente),

Tamarix (60-75 y 10-35%, respectivamente) o pastizales (0-13 y 0-13%, respectivamente). *P. rubra*, además, estuvo negativamente asociada con el porcentaje de matorral espinoso y la densidad de arbustos con DAP<15, lo cual tiene sentido al considerar que es una especie que forrajea y anida en el estrato medio (2-6 m) y dosel (>6 m) del hábitat ribereño (Rich, 2002).

Icteria virens, otra especie ribereña obligada, no mostró una relación clara con alguna de las variables ambientales en el análisis RDA, sin embargo, sí mostró una correlación significativa independiente con la densidad de plantas con DAP entre 15 y 40 ($r= 0.61$, $p=0.004$; Tabla 17). De manera similar, en otro estudio, esta especie fue observada en frecuencias muy similares en todos los hábitats ribereños estudiados (*Populus-Salix*, *Tamarix* y mezquitales; 82-100%), a excepción del pastizal (17-25%; Brand *et al.*, 2008). Lo anterior es congruente al considerar que es una especie que forrajea y anida en el sotobosque (0-2 m) y el estrato medio (2-6; Rich, 2002) por lo que su distribución y abundancia dependerían de las características y presencia del estrato arbustivo y herbáceo más que del arbóreo.

Cardinalis cardinalis, por su parte, no es una especie dependiente de los sistemas ribereños (Rich, 2002) por lo que estuvo positivamente asociada al porcentaje de matorral espinoso y la densidad de arbustos con DAP<15 y negativamente al porcentaje de vegetación ribereña y la densidad de árboles con DAP>40. Esto es consistente con lo observado por Brand *et al.*, (2008), quienes detectaron esta especie más frecuentemente en mezquitales (38-57%) que en el resto de los hábitats ribereños (0-32%, incluidos *Populus-Salix*, *Tamarix* y pastizales).

Zenaida macroura, otra especie no dependiente de los sistemas ribereños, mostró una asociación positiva con la densidad de árboles con DAP>40 y el porcentaje de vegetación ribereña en el paisaje (%VR) y negativa con el porcentaje de asentamientos humanos (%AH). Esto último es similar a lo encontrado en un hábitat ribereño dominado por *Populus* y *Salix* en Montana, donde *Z. macroura* mostró una asociación negativa significativa con el grado de desarrollo y urbanización del paisaje (Fletcher y Hutto, 2008).

Los insectívoros aéreos mostraron una fuerte correlación positiva con la densidad de árboles con DAP mayor que 40 y negativa con el porcentaje de matorral espinoso en el paisaje (Figura 22). Lo cual concuerda con Slater (2006), quien igualmente encontró una asociación entre el hábitat ribereño maduro de álamos (*Populus*) y las especies insectívoras aéreas.

La asociación de los insectívoros de suelo con un porcentaje mayor de asentamientos humanos en el paisaje (%AH) coincide con lo reportado por Slater (2006) y Smith y Wachob (2008) en Wyoming. Lo anterior, posiblemente debido a que las aves forrajeras de suelo se ven beneficiadas con forrajeo suplementario asociado con ambientes alterados. Finalmente, Slater (2006) no encontró una relación entre los insectívoros de corteza con alguna de las variables medidas, mientras que en el Río Sabinas si se observó una asociación con el porcentaje de asentamientos humanos (%AH) y matorral espinoso (%ME) y con la densidad de arbustos con DAP entre 5 y 15.

9. CONCLUSIONES

Se incrementó el listado de aves del Área Natural Protegida Estatal a 272 especies. Se observaron ocho nuevos registros reproductivos confirmados y tres potenciales, nueve nuevos registros no-reproductivos y ocho registros raros para Coahuila. También se sugiere al Río Sabinas como un nuevo sitio reproductivo potencial para 5 especies.

La sección de Melchor Múzquiz (MM) mostró valores muy similares de diversidad y equitatividad con respecto al resto de las secciones. Asimismo, mostró un número menor de especies e individuos por punto de conteo; sin embargo, mostró la mayor abundancia y frecuencia de ocurrencia de una especie de ave vulnerable, *Passerina ciris*, y la mayor regeneración de sabinos (*Taxodium mucronatum*).

La sección de Sabinas (S) mostró los valores más altos de diversidad, equitatividad, número de especies e individuos por punto de conteo. Sin embargo, mostró una regeneración de sabinos casi nula y una mayor presencia de especies asociadas a matorrales desérticos, como *Mimus polyglottos*, *Tyrannus forficatus* y *Lanius ludovicianus*.

Lo anterior da la pauta para promover planes de restauración de los hábitats ribereños y el flujo de agua del Río Sabinas, especialmente en las secciones con disturbio, San Juan de Sabinas (SJS) y Sabinas (S)

El efecto de borde y otras variables de fragmento no son importantes para la determinación de especies en el hábitat ribereño del Río Sabinas.

La naturaleza del hábitat adyacente a los fragmentos de vegetación ribereña dominada por *Taxodium mucronatum* y las variables de hábitat fueron importantes para la determinación de 12 de las 13 especies analizadas mediante RDA.

Las variables más importantes para la determinación de la abundancia relativa de las especies y gremios funcionales fueron el porcentaje de matorral espinoso, vegetación ribereña y asentamientos humanos y la densidad de plantas con DAP<15 y >40.

La equitatividad de aves (J') estuvo negativamente relacionada con el porcentaje de agricultura en el paisaje.

Asimismo, *Melanerpes aurifrons*, una especie asociada a los ambientes urbanos estuvo positivamente correlacionada con el porcentaje de asentamientos humanos en el paisaje adyacente.

Las diferentes especies obligadas o dependientes de los hábitats ribereños muestran una asociación positiva y negativa con distintas características del hábitat y del paisaje. Esto es importante considerarlo, al conservar dichos hábitats, ya que es crucial que se mantenga su variabilidad, en cuanto a su composición y estructura vegetativa, con el fin de beneficiar al mayor número posible de especies de aves que dependen de dichos sistemas.

Finalmente, estos resultados también sugieren que los planes de manejo y conservación de zonas ribereñas deben considerar no sólo la calidad y variabilidad del hábitat de interés sino también la de las áreas adyacentes.

APÉNDICES

Apéndice 1. Abundancia relativa (inds./ha.) de aves por especie para cada fragmento. F= clave del fragmento, PC=número de puntos de conteo por fragmento, A=área muestreada, ARRRUF=*Arremonops rufivirgatus*, BAEATR=*Baeolophus atricristatus*, CARCAI=*Cardinalis cardinalis*, CHLAME=*Chloroceryle americana*, ICTVIR=*Icteria virens*, MELAUR=*Melanerpes aurifrons*.

F	PC	A(ha)	ARRRUF	BAEATR	CARCAI	CHLAME	ICTVIR	MELAUR
8	4	0.79	2.53	2.53	1.27	0.00	1.27	6.33
9	2	0.39	0.00	2.56	0.00	2.56	0.00	10.26
10	6	1.18	3.39	3.39	2.54	0.00	0.85	6.78
12	2	0.39	2.56	2.56	7.69	0.00	2.56	7.69
13	2	0.39	2.56	0.00	7.69	0.00	2.56	7.69
14	4	0.79	3.80	5.06	5.06	1.27	3.80	2.53
15	3	0.59	3.39	0.00	3.39	0.00	0.00	11.86
17	8	1.57	1.91	4.46	4.46	1.27	0.64	8.92
19	5	0.98	6.12	0.00	1.02	0.00	0.00	6.12
21	3	0.59	5.08	1.69	3.39	1.69	1.69	11.86
22	5	0.98	2.04	2.04	5.10	2.04	3.06	7.14
24	1	0.20	0.00	0.00	0.00	5.00	5.00	10.00
25	3	0.59	0.00	0.00	5.08	1.69	1.69	5.08
26	2	0.39	0.00	0.00	2.56	2.56	5.13	5.13
32	2	0.39	0.00	2.56	0.00	2.56	2.56	5.13
34	10	1.96	1.02	2.04	4.59	1.02	1.53	7.14
35	19	3.73	1.88	0.80	2.14	0.54	2.41	6.17

Apéndice 1. Abundancia relativa (inds./ha.) de aves por especie para cada fragmento. F= clave del fragmento, PC=número de puntos de conteo por fragmento, A=área muestreada, ARRRUF=*Arremonops rufivirgatus*, BAEATR=*Baeolophus atricristatus*, CARCAI=*Cardinalis cardinalis*, CHLAME=*Chloroceryle americana*, ICTVIR=*Icteria virens*, MELAUR=*Melanerpes aurifrons*.

F	PC	A(ha)	ARRRUF	BAEATR	CARCAI	CHLAME	ICTVIR	MELAUR
40	6	1.18	0.85	0.00	4.24	0.00	0.00	9.32
42	14	2.75	1.09	2.18	2.55	1.09	1.82	7.27
44	12	2.36	2.54	2.97	1.69	0.42	5.51	5.93
48	4	0.79	1.27	0.00	0.00	0.00	3.80	5.06
49	56	11.00	1.45	3.73	6.45	1.09	2.64	6.36
50	11	2.16	4.17	3.24	3.70	0.93	5.09	8.33
60	17	3.34	2.10	2.69	1.80	2.40	1.50	1.80
61	167	32.79	1.56	3.05	1.31	0.76	1.98	2.44
62	35	6.87	0.44	0.87	1.16	0.73	2.47	2.18
63	2	0.39	2.56	2.56	0.00	0.00	5.13	10.26
64	2	0.39	0.00	0.00	0.00	0.00	2.56	2.56
65	2	0.39	0.00	0.00	0.00	2.56	0.00	0.00
K-S			.692	1.168	.664	.955	.810	.624
p			.725	.131	.770	.322	.527	.831

Apéndice 1. Abundancia relativa (inds./ha.) de aves por especie para cada fragmento. F= clave del fragmento, MYITYR= *Myiarchus tyrannulus*, PICSA= *Picoides scalaris*, PIRRUB=*Piranga rubra*, PITSUL=*Pitangus sulphuratus*, THRLUD=*Thryothorus ludovicianus*, VIRGRI=*Vireo griseus*, ZENMAC=*Zenaida macroura*.

F	MYITYR	PICSA	PIRRUB	PITSUL	THRLUD	VIRGRI	ZENMAC	TOTAL
8	0.00	3.80	3.80	1.27	0.00	1.27	0.00	37.97
9	0.00	7.69	0.00	0.00	2.56	0.00	7.69	53.85
10	0.00	1.69	2.54	0.00	3.39	0.85	1.69	65.25
12	2.56	0.00	2.56	0.00	5.13	2.56	0.00	48.72
13	2.56	0.00	5.13	0.00	2.56	0.00	0.00	38.46
14	0.00	0.00	2.53	0.00	2.53	5.06	0.00	56.96
15	3.39	0.00	1.69	0.00	1.69	1.69	1.69	50.85
17	0.00	1.27	1.91	1.27	4.46	1.27	0.64	73.25
19	0.00	3.06	0.00	0.00	2.04	1.02	1.02	36.73
21	0.00	3.39	0.00	0.00	0.00	3.39	0.00	40.68
22	2.04	0.00	0.00	0.00	2.04	2.04	2.04	51.02
24	0.00	0.00	5.00	0.00	0.00	0.00	0.00	75.00
25	1.69	1.69	8.47	1.69	3.39	0.00	0.00	55.93
26	0.00	0.00	5.13	0.00	2.56	0.00	0.00	38.46
32	2.56	0.00	2.56	0.00	2.56	2.56	5.13	53.85
34	1.02	2.04	3.06	1.53	3.06	1.02	3.06	46.94
35	0.27	0.54	2.95	0.80	3.22	0.80	2.95	47.45
40	0.00	1.69	3.39	0.85	5.08	0.00	0.85	61.02
42	2.91	1.09	5.09	2.18	5.09	1.82	0.73	54.55
44	2.97	0.42	1.69	2.12	5.51	3.39	3.39	51.27
48	1.27	1.27	0.00	3.80	3.80	2.53	3.80	40.51
49	1.27	0.36	2.91	1.09	4.27	1.55	2.27	53.64
50	0.00	0.93	4.17	0.46	4.17	1.85	1.85	60.19
60	2.69	2.10	5.09	1.50	6.89	0.30	1.80	59.88

Apéndice 1. Abundancia relativa (inds./ha.) de aves por especie para cada fragmento. F= clave del fragmento, MYITYR= *Myiarchus tyrannulus*, PICSA= *Picoides scalaris*, PIRRUB=*Piranga rubra*, PITSUL=*Pitangus sulphuratus*, THRLUD=*Thryothorus ludovicianus*, VIRGRI=*Vireo griseus*, ZENMAC=*Zenaida macroura*.

F	MYITYR	PICSA	PIRRUB	PITSUL	THRLUD	VIRGRI	ZENMAC	TOTAL
61	2.50	0.79	5.49	1.16	4.21	0.43	1.74	43.40
62	3.06	0.87	6.11	1.60	5.24	0.73	2.33	42.65
63	7.69	0.00	2.56	0.00	2.56	2.56	0.00	41.03
64	5.13	2.56	5.13	5.13	2.56	0.00	7.69	53.85
65	0.00	0.00	5.13	2.56	5.13	0.00	7.69	25.64
K-S	1.159	1.185	.749	1.258	.639	.812	1.025	.423
p	.136	.121	.628	.084	.809	.525	.244	.994

Apéndice 2. Densidad (inds./ha.) de plantas por clase de DAP (diámetro a la altura de 1.30 m) para cada fragmento. F= clave del fragmento, P=número de parcelas muestreadas, A=área muestreada.

F	P	A	DAP<2	DAP2- 5	DAP 5-15	DAP 15-40	DAP>40
17	7	0.28	153.57	382.14	228.57	21.43	46.43
18	1	0.04	550.00	200.00	150.00	150.00	125.00
19	3	0.12	1066.67	541.67	391.67	66.67	8.33
21	4	0.16	650.00	325.00	281.25	50.00	31.25
22	2	0.08	1725.00	762.50	137.50	150.00	62.50
24	1	0.04	425.00	350.00	150.00	175.00	75.00
25	1	0.04	250.00	500.00	325.00	150.00	100.00
26	1	0.04	50.00	200.00	0.00	0.00	25.00
32	1	0.04	425.00	0.00	25.00	25.00	125.00
34	4	0.16	1000.00	306.25	193.75	93.75	43.75
35	7	0.28	996.43	403.57	185.71	32.14	32.14
40	3	0.12	575.00	383.33	466.67	91.67	41.67
42	4	0.16	375.00	156.25	206.25	93.75	68.75
44	3	0.12	491.67	183.33	125.00	0.00	66.67
48	1	0.04	550.00	25.00	125.00	225.00	50.00
49	12	0.48	616.67	158.33	45.83	37.50	62.50
50	3	0.12	308.33	275.00	108.33	91.67	66.67
60	11	0.44	520.45	115.91	34.09	36.36	59.09
61	53	2.12	717.92	160.38	80.19	38.21	90.09
62	17	0.68	220.59	180.88	108.82	147.06	123.53
65	1	0.04	425.00	25.00	50.00	125.00	100.00
		K-S	.842	.761	.737	.713	.659
		p	.478	.609	.649	.689	.778

Apéndice 3. Densidad (inds./ha.) de plantas por especies principales para cada fragmento. F= clave del fragmento, P=número de parcelas muestreadas, A=área muestreada, ACAFAR=*Acacia farnesiana*, PROGLA= *Prosopis glandulosa*, TAXMUC= *Taxodium mucronatum*, CELLAE= *Celtis laevigata*, CELPAL= *Celtis pallida*, CARILL=*Carya illinoensis*.

F	P	ha	ACAFAR	PROGLA	TAXMUC	CELLAE	CELPAL	CARILL
17	7	0.28	221.43	214.29	53.57	3.57	139.29	0.00
18	1	0.04	100.00	150.00	0.00	175.00	75.00	0.00
19	3	0.12	558.33	108.33	16.67	400.00	258.33	0.00
21	4	0.16	118.75	87.50	31.25	406.25	212.50	6.25
22	2	0.08	62.50	37.50	75.00	350.00	287.50	0.00
24	1	0.04	75.00	50.00	25.00	175.00	175.00	0.00
25	1	0.04	50.00	200.00	125.00	50.00	375.00	0.00
26	1	0.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
32	1	0.04	25.00	0.00	125.00	0.00	125.00	0.00
34	4	0.16	512.50	362.50	56.25	0.00	100.00	6.25
35	7	0.28	371.43	339.29	32.14	28.57	442.86	3.57
40	3	0.12	600.00	733.33	100.00	0.00	33.33	0.00
42	4	0.16	381.25	268.75	87.50	6.25	62.50	0.00
44	3	0.12	408.33	208.33	58.33	41.67	91.67	0.00
48	1	0.04	150.00	200.00	50.00	0.00	225.00	0.00
49	12	0.48	372.92	177.08	72.92	22.92	25.00	18.75
50	3	0.12	208.33	41.67	66.67	75.00	58.33	25.00
60	11	0.44	327.27	138.64	61.36	2.27	9.09	29.55
61	53	2.12	298.11	55.66	209.43	91.98	7.55	62.26
62	17	0.68	123.53	2.94	351.47	7.35	13.24	27.94
65	1	0.04	150	0	75	150	75	100
		K-S	.790	.855	1.090	1.139	.801	1.484
		p	.560	.458	.185	.149	.543	.024

Apéndice 4. Matriz de correlaciones de las variables de hábitat originales. Densidad de plantas (inds./ha) por clase de diámetro a la altura del pecho (1.30 m, DAP) y densidad de plantas (inds./ha) por especies leñosas más importantes: ACAFAR=*Acacia farnesiana*, PROGLA= *Prosopis glandulosa*, TAXMUC= *Taxodium mucronatum*, CELLAE= *Celtis laevigata*, CELPAL= *Celtis pallida*.

		DAP<2	DAP>2<5	DAP>5>15	DAP>15<40	DAP>40	ACAFAR	PROGLA	TAXMUC	CELLAE	CELPAL
DAP<2	<i>r</i>	1	0.577**	0.195	0.123	-0.313	0.296	0.117	-0.179	0.556*	0.443
	<i>p</i>		0.008	0.409	0.606	0.178	0.205	0.624	0.450	0.011	0.051
DAP>2<5	<i>r</i>		1	0.590**	0.136	-0.394	0.097	0.185	-0.198	0.553*	0.585**
	<i>p</i>			0.006	0.568	0.086	0.683	0.436	0.404	0.011	0.007
DAP>5>15	<i>r</i>			1	0.162	-0.406	0.486*	0.649**	-0.115	0.317	0.403
	<i>p</i>				0.495	0.076	0.030	0.002	0.629	0.174	0.078
DAP>15<40	<i>r</i>				1	0.256	-0.262	-0.025	0.197	0.128	0.269
	<i>p</i>					0.276	0.264	0.917	0.405	0.591	0.251
DAP>40	<i>r</i>					1	-0.457*	-0.376	0.724**	-0.301	-0.217
	<i>p</i>						0.043	0.103	0.000	0.197	0.357
ACAFAR	<i>r</i>						1	0.706**	-0.128	-0.080	-0.128
	<i>p</i>							0.001	0.592	0.736	0.590
PROGLA	<i>r</i>							1	-0.144	-0.324	0.078
	<i>p</i>								0.545	0.163	0.744
TAXMUC	<i>r</i>								1	-0.252	-0.299
	<i>p</i>									0.284	0.200

Apéndice 4. Matriz de correlaciones de las variables de hábitat originales. Densidad de plantas (inds./ha) por clase de diámetro a la altura del pecho (1.30 m, DAP) y densidad de plantas (inds./ha) por especies leñosas más importantes: ACAFAR=*Acacia farnesiana*, PROGLA= *Prosopis glandulosa*, TAXMUC= *Taxodium mucronatum*, CELLAE= *Celtis laevigata*, CELPAL= *Celtis pallida*.

	DAP<2	DAP>2<5	DAP>5>15	DAP>15<40	DAP>40	ACAFAR	PROGLA	TAXMUC	CELLAE	CELPAL
CELLAE	<i>r</i>								1	0.384
	<i>p</i>									0.095
CELPAL	<i>r</i>									1
	<i>p</i>									

Apéndice 5. Variables a nivel fragmento. P= perímetro, A= área, P/Pc= índice de forma.

F	Área	Perímetro	Densidad Borde	Dimensión Fractal	P/A	P/Pc
8	2.03	837.56	1.95	1.36	412.10	1.66
9	2.28	934.91	2.17	1.36	409.30	1.75
10	2.66	1308.33	3.04	1.41	492.20	2.26
12	0.64	351.00	0.82	1.34	546.80	1.24
13	0.21	177.36	0.41	1.35	849.90	1.10
14	2.98	999.52	2.32	1.34	335.50	1.63
15	1.64	759.92	1.77	1.37	462.80	1.67
17	3.93	2113.84	4.91	1.45	537.30	3.01
18	1.00	927.34	2.16	1.48	923.60	2.61
19	1.52	1010.94	2.35	1.44	665.90	2.31
21	0.38	579.46	1.35	1.54	1519.70	2.65
22	5.76	1551.11	3.61	1.34	269.10	1.82
24	0.28	306.97	0.71	1.45	1110.40	1.65
25	3.77	1325.02	3.08	1.36	351.10	1.92
26	1.61	1071.42	2.49	1.44	665.20	2.38
32	0.58	498.58	1.16	1.43	857.40	1.84
34	8.37	2602.21	6.05	1.39	310.80	2.54
35	11.51	4369.81	10.16	1.44	379.50	3.63
40	2.75	1074.44	2.50	1.37	391.10	1.83
42	11.79	3717.02	8.64	1.41	315.20	3.05
44	6.61	3239.21	7.53	1.46	489.90	3.55
48	8.34	2333.77	5.42	1.37	279.90	2.28
49	47.89	21226.31	49.34	1.52	443.20	8.65
50	8.20	2956.95	6.87	1.41	360.60	2.91
60	62.96	6087.44	14.15	1.31	96.70	2.16
61	187.42	53531.14	124.43	1.51	285.60	11.03
62	33.36	10004.37	23.25	1.45	299.80	4.89

Apéndice 5. Variables a nivel fragmento. P= perímetro, A= área, P/Pc=índice de forma.

F	Área	Perímetro	Densidad Borde	Dimensión Fractal	P/A	P/Pc
63	0.33	234.66	0.55	1.35	713.00	1.15
64	0.29	300.45	0.70	1.43	1034.80	1.57
65	0.30	216.83	0.50	1.34	720.10	1.11
K-S	2.345	2.146	2.146	1.028	1.023	1.590
<i>p</i>	.000	.000	.000	.241	.246	.013

Apéndice 6. Valores de los fragmentos a nivel paisaje.

F	Área Total	No.		Área ($\bar{X} \pm DE$)	
		Fragmentos			
8	394.06	27	14.59	±	25.51
9	401.72	25	16.07	±	25.29
10	441.25	18	24.51	±	36.48
12	348.45	12	29.04	±	40.06
13	331.52	9	36.84	±	50.12
14	402.58	13	30.97	±	59.77
15	386.50	11	35.14	±	59.61
17	512.06	17	30.12	±	64.90
19	406.11	15	27.07	±	43.40
21	372.06	18	20.67	±	36.30
22	463.89	17	27.29	±	46.08
24	343.94	31	11.09	±	16.82
25	441.90	59	7.49	±	13.53
26	414.29	54	7.67	±	12.46
32	357.07	48	7.44	±	12.77
34	565.18	68	8.31	±	14.21
35	688.79	91	7.57	±	14.71
40	442.14	51	8.67	±	19.90
42	707.00	69	10.25	±	25.45
44	599.74	37	16.21	±	34.98
48	538.89	21	25.66	±	49.81
49	1838.40	113	16.27	±	61.73
50	588.69	31	18.99	±	44.62
60	877.50	37	23.72	±	43.39
61	4649.78	239	19.46	±	67.34
62	1203.05	74	16.26	±	34.02
63	345.39	24	14.39	±	23.34
64	349.45	23	15.19	±	23.34
65	338.84	24	14.12	±	22.15

Apéndice 7. Valores de las variables de paisaje por fragmento. DF= densidad de fragmentos, RF= riqueza de fragmentos, H'=índice de diversidad de Shannon, J'= índice de equitatividad de Shannon, FMC=distancia al fragmento de Bosque de *Taxodium* más cercano., %BT=porcentaje de bosque de *Taxodium*, %VR= porcentaje de vegetación ribereña, %MD=porcentaje de matorral desértico, %ME= porcentaje de matorral espinoso.

F	DF	RF	H'	J'	FMC(m)	%BT	%VR	%MD	%ME
8	0.07	5	1.26	0.78	62.32	1.75	5.51	38.84	37.48
9	0.06	5	1.25	0.77	45.90	1.59	5.02	38.81	38.25
10	0.04	5	1.18	0.73	45.90	1.37	4.85	29.82	50.75
12	0.03	5	1.13	0.70	156.38	2.08	4.82	28.62	55.63
13	0.03	5	0.99	0.62	254.47	1.90	5.36	24.82	64.00
14	0.03	5	0.86	0.53	181.59	1.01	5.13	28.92	64.58
15	0.03	5	0.98	0.61	55.70	1.84	4.57	32.90	58.28
17	0.03	7	1.17	0.60	55.70	1.39	4.06	37.24	48.92
18	0.04	7	1.35	0.69	66.46	1.46	4.09	34.67	43.99
19	0.04	7	1.40	0.72	66.46	2.06	3.41	30.22	45.36
21	0.05	7	1.30	0.67	73.05	2.23	2.84	31.62	45.90
22	0.04	6	1.18	0.66	116.15	0.44	3.35	21.23	54.93
24	0.09	9	1.63	0.74	989.58	0.01	8.43	20.67	20.81
25	0.13	9	1.77	0.80	62.67	0.72	10.29	23.26	29.12
26	0.13	9	1.67	0.76	58.80	2.30	10.94	30.62	31.59
32	0.13	7	1.55	0.80	58.80	3.14	11.38	31.42	33.71
34	0.12	11	1.82	0.76	63.37	1.51	9.00	19.99	38.24
35	0.13	12	1.92	0.77	47.21	1.82	4.69	5.14	34.61
40	0.12	10	1.61	0.70	47.21	3.27	1.90	0.74	49.84
42	0.10	12	1.63	0.66	60.80	1.52	2.90	0.75	43.61
44	0.06	7	1.31	0.67	114.79	2.21	3.64	3.13	40.63
48	0.04	6	1.38	0.77	114.79	2.87	2.96	26.53	36.62
49	0.06	8	1.17	0.56	530.21	0.17	9.59	7.98	46.58
50	0.05	7	1.11	0.57	530.21	0.57	10.48	1.61	56.40
60	0.04	9	1.88	0.86	53.06	5.76	6.14	26.69	18.94
61	0.05	12	1.78	0.72	38.78	0.69	18.80	6.56	34.45

Apéndice 7. Valores de las variables de paisaje por fragmento. DF= densidad de fragmentos, RF= riqueza de fragmentos, H'=índice de diversidad de Shannon, J'= índice de equitatividad de Shannon, FMC=distancia al fragmento de Bosque de *Taxodium* más cercano., %BT=porcentaje de bosque de *Taxodium*, %VR= porcentaje de vegetación ribereña, %MD=porentaje de matorral desértico, %ME= porcentaje de matorral espinoso.

F	DF	RF	H'	J'	FMC(m)	%BT	%VR	%MD	%ME
62	0.06	10	1.90	0.83	38.78	0.83	18.17	4.72	15.02
63	0.07	8	1.82	0.87	145.78	4.80	24.71	3.57	5.40
64	0.07	8	1.91	0.92	158.99	3.41	24.67	4.81	8.15
65	0.07	8	1.88	0.91	158.99	2.13	25.19	4.96	7.01
K-S	1.091	.857	.711	.382	1.71	.958	1.301	1.011	.627
p	.185	.454	.693	.999	0.01	.317	.068	.259	.826

Apéndice 7. Valores de las variables de paisaje por fragmento. %M-H=porcentaje de mezquital-huizachal, %P= porcentaje de pastizal, %P-M=porcentaje de pastizal-matorral, %Min= porcentaje de minería a cielo abierto, %Ag=porcentaje de agricultura, %ZU=porcentaje de zonas urbanas/rurales, %CA=porcentaje de cuerpos de agua, %ASVA=porcentaje de áreas sin vegetación aparente.

F	%M-H	%P	%P-M	%Min	%Ag	%ZU	%CA	%ASVA
8	0.00	0.00	0.00	0.00	16.42	0.00	0.00	0.00
9	0.00	0.00	0.00	0.00	16.34	0.00	0.00	0.00
10	0.00	0.00	0.00	0.00	13.20	0.00	0.00	0.00
12	0.00	0.00	0.00	0.00	8.85	0.00	0.00	0.00
13	0.00	0.00	0.00	0.00	3.92	0.00	0.00	0.00
14	0.00	0.00	0.00	0.00	0.36	0.00	0.00	0.00
15	0.00	0.00	0.00	0.00	2.41	0.00	0.00	0.00
17	0.00	0.00	0.00	1.49	6.61	0.00	0.30	0.00
18	0.00	0.00	0.00	6.70	8.37	0.00	0.72	0.00
19	0.00	0.00	0.00	9.54	7.96	0.00	1.44	0.00
21	0.00	0.00	0.00	14.92	0.91	0.00	1.57	0.00
22	0.00	0.00	0.00	18.11	0.00	0.00	1.94	0.00
24	0.00	1.70	7.10	36.73	0.00	0.00	4.47	0.08
25	0.00	10.59	4.04	18.90	0.00	0.00	2.79	0.30
26	0.00	11.83	8.73	3.21	0.00	0.00	0.46	0.32
32	0.00	9.46	10.83	0.00	0.06	0.00	0.00	0.00
34	0.97	7.83	9.08	8.81	2.48	0.00	2.07	0.01
35	0.76	7.35	24.06	9.07	6.43	3.94	1.70	0.40
40	0.00	5.96	17.46	4.39	9.71	6.14	0.00	0.59
42	0.03	6.75	10.20	6.10	24.56	3.05	0.16	0.37
44	0.00	4.49	3.74	0.00	42.16	0.00	0.00	0.00
48	0.00	0.00	2.76	0.00	28.25	0.00	0.00	0.00
49	0.00	0.00	0.01	0.00	35.58	0.01	0.00	0.06
50	0.00	0.00	0.00	0.00	28.35	2.59	0.00	0.00
60	0.00	9.10	13.52	0.00	17.89	1.92	0.00	0.05
61	1.01	13.38	3.42	2.12	18.26	1.08	0.18	0.06
62	7.60	14.25	18.59	0.00	20.68	0.00	0.03	0.12

Apéndice 7. Valores de las variables de paisaje por fragmento. %M-H=porcentaje de mezquital-huizachal, %P= porcentaje de pastizal, %P-M=porcentaje de pastizal-matorral, %Min= porcentaje de minería a cielo abierto, %Ag=porcentaje de agricultura, %ZU=porcentaje de zonas urbanas/rurales, %CA=porcentaje de cuerpos de agua, %ASVA=porcentaje de áreas sin vegetación aparente.

F	%M-H	%P	%P-M	%Min	%Ag	%ZU	%CA	%ASVA
63	3.20	21.98	23.31	0.00	13.03	0.00	0.00	0.00
64	9.30	22.06	15.60	0.00	12.00	0.00	0.00	0.00
65	14.48	22.96	10.66	0.00	12.60	0.00	0.00	0.00
K-S	.728	.547	.593	.877	.689	.370	.563	.782
<i>p</i>	.664	.926	.874	.425	.729	.999	.909	.573

Apéndice 8. Matriz de correlaciones de todas las variables de fragmento y pasiaje con ajuste normal. DimF= Dimensión fractal del fragmento. P/Pc=ndice de Forma del fragmento, DF=densidad de fragmentos, RF= riqueza de fragmentos, %BT=porcentaje de bosque de *Taxodium*, %VR= porcentaje de vegetación ribereña, %MD=porentaje de matorral desértico, %ME= porcentaje de matorral espinoso, %P= porcentaje de pastizal, %Ag=porcentaje de agricultura, %AH=porcentaje de asentamientos humanos (zonas urbanas, rurales, minas).

		Dim F	P/Pc	DF	RF	J'	%BT	%VR	%MD	%ME	%P	%Ag	%AH
Dim F	<i>r</i>	1	0.658**	0.117	0.335	-0.216	-0.358	0.062	-0.187	-0.038	-0.054	0.200	0.158
	<i>p</i>		0.000	0.546	0.076	0.260	0.056	0.751	0.331	0.846	0.781	0.297	0.414
P/Pc	<i>r</i>		1	-0.033	0.462*	-0.226	-0.369*	0.167	-0.350	-0.012	-0.005	0.445*	-0.094
	<i>p</i>			0.864	0.012	0.238	0.049	0.388	0.063	0.950	0.979	0.016	0.629
DF	<i>r</i>			1	0.614**	0.371*	0.031	0.146	-0.250	-0.404*	0.510**	-0.216	0.348
	<i>p</i>				0.000	0.048	0.872	0.450	0.191	0.030	0.005	0.261	0.064
RF	<i>r</i>				1	0.272	0.001	0.280	-0.621**	-0.458*	0.623**	0.072	0.346
	<i>p</i>					0.154	0.996	0.141	0.000	0.012	0.000	0.710	0.066
J'	<i>r</i>					1	0.524**	0.598**	-0.126	-0.866**	0.737**	-0.074	-0.016
	<i>p</i>						0.003	0.001	0.514	0.000	0.000	0.701	0.935
%BT	<i>r</i>						1	0.162	0.000	-0.420*	0.485**	0.022	-0.346
	<i>p</i>							0.402	0.999	0.023	0.008	0.911	0.066
%VR	<i>r</i>							1	-0.463*	-0.672**	0.725**	0.049	-0.216
	<i>p</i>								0.011	0.000	0.000	0.800	0.260
%MD	<i>r</i>								1	0.285	-0.597**	-0.475**	-0.044
	<i>p</i>									0.134	0.001	0.009	0.820

Apéndice 8. Matriz de correlaciones de todas las variables de fragmento y pasiaje con ajuste normal. DimF= Dimensión fractal del fragmento. P/Pc=ndice de Forma del fragmento, DF=densidad de fragmentos, RF= riqueza de fragmentos, %BT=porcentaje de bosque de *Taxodium*, %VR= porcentaje de vegetación ribereña, %MD=porentaje de matorral desértico, %ME= porcentaje de matorral espinoso, %P= porcentaje de pastizal, %Ag=porcentaje de agricultura, %AH=porcentaje de asentamientos humanos (zonas urbanas, rurales, minas).

		Dim F	P/Pc	DF	RF	J'	%BT	%VR	%MD	%ME	%P	%Ag	%AH
%ME	<i>r</i>									1	-0.777**	-0.084	-0.120
	<i>p</i>										0.000	0.665	0.534
%P	<i>r</i>										1	-0.017	-0.038
	<i>p</i>											0.931	0.843
%Ag	<i>r</i>											1	-0.416*
	<i>p</i>												0.025
%AH	<i>r</i>												1
	<i>p</i>												

LITERATURA CITADA

- Allen, T. F. H. 1977. Scale in microscopic algal ecology: a neglected dimension. *Phycologia* 16:253-258.
- Allen, T. F. H. y E. P. Wyleto. 1983. A hierarchical model for the complexity of the plant communities. *Journal of Theoretical Biology* 101:529-540.
- Allen, T. F. H., R. V. O'Neill y T. Hoekstra. 1987. Interlevel relations in ecological research and management. *Journal of Applied Systems Analysis* 14:63-79.
- Allen, T. F. H. y T. W. Hoekstra. 1992. *Toward a unified ecology*. Columbia University Press, New York, N. Y., EU.
- American Ornithologists' Union (AOU). 1998. *Check-list of North American Birds*. 7th edition American Ornithologists' Union. Washington, D. C., EU.
- American Ornithologists' Union (AOU). 2000. *Forty-second supplement to the American Ornithologists' Union Check-list of North American Birds*. *Auk* 117:847-858.
- Amos, E. J. R. 1990. *A guide to the birds of Bermuda*. E. J. R. Amos, Warwick, Bermuda.
- Anderson, B. W., A. Higgins y R. D. Ohmart. 1977. Avian use of saltcedar communities in the lower Colorado River Valley. *In: Importance, preservation and management of riparian habitat: a symposium*, R. R. Johnson y D. A. Jones, Jr. (eds). USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. RM-43, pp. 128-136.

- Anthony, R. G., G. A. Green, E. D. Forsman y S. K. Nelson. 1996. Avian abundance in riparian sections of three forest types in the Cascade Mountains, Oregon. *Wilson Bulletin* 108:208-291.
- Arriaga, L., J. M. Espinoza, C. Aguilar, E. Martínez, L. Gómez y E. Loa (Coordinadores). 2000. *Regiones Terrestres prioritarias de México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad, México. Disponible en:
http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/regionalizacion/doctos/rtp_152.pdf
[Revisado el 15 de enero de 2008].
- Auble, G. T., M. L. Scott, J. M. Friedman, J. Back y V. J. Lee. 1997. Constraints on establishment of plains cottonwood in an urban riparian preserve. *Wetlands* 17:138-148.
- Austin, G. T. 1970. Breeding birds of desert riparian habitat in Southern Nevada. *The Condor* 72:431-436.
- Banks, R. C.; C. Cicero; J. L. Dunn; A. W. Kratter; P. C. Rasmussen; J. V. Remsen, Jr; J. D. Rising y D. F. Stotz. 2002. Forty-third supplement to the American Ornithologists' Union Check-list of North American Birds. *Auk* 119: 897-906.
- Banks, R. C.; C. Cicero; J. L. Dunn; A. W. Kratter; P. C. Rasmussen; J. V. Remsen, Jr; J. D. Rising y D. F. Stotz. 2003. Forty-fourth supplement to the American Ornithologists' Union Check-list of North American Birds. *Auk* 120(3): 923-931.
- Banks, R. C.; C. Cicero; J. L. Dunn; A. W. Kratter; P. C. Rasmussen; J. V. Remsen, Jr; J. D. Rising y D. F. Stotz. 2004. Forty-fifth supplement to the American Ornithologists' Union Check-list of North American Birds. *Auk* 121(3): 985-995.
- Banks, R. C.; C. Cicero; J. L. Dunn; A. W. Kratter; P. C. Rasmussen; J. V. Remsen, Jr; J. D. Rising y D. F. Stotz. 2005. Forty-sixth supplement to the American Ornithologists' Union Check-list of North American Birds. *Auk* 122(3): 1026-1031.

- Banks, R. C.; C. Cicero; J. L. Dunn; A. W. Kratter; P. C. Rasmussen; J. V. Remsen, Jr; J. D. Rising y D. F. Stotz. 2006. Forty-seventh supplement to the American Ornithologists' Union Check-list of North American Birds. *Auk* 123(3): 926-936.
- Banks, R. C.; R. T. Chesser; C. Cicero; J. L. Dunn; A. W. Kratter; I. J. Lovette; P. C. Rasmussen; J. V. Remsen, Jr; J. D. Rising y D. F. Stotz. 2007. Forty-eight supplement to the American Ornithologists' Union Check-list of North American Birds. *Auk* 124(3): 1109-1115.
- Banks, R. C.; R. T. Chesser; C. Cicero; J. L. Dunn; A. W. Kratter; I. J. Lovette; P. C. Rasmussen; J. V. Remsen, Jr; J. D. Rising y D. F. Stotz. 2008. Forty-ninth supplement to the American Ornithologists' Union Check-list of North American Birds. *Auk* 125: 758-768.
- Banks, R. C.; R. T. Chesser; C. Cicero; J. L. Dunn; A. W. Kratter; I. J. Lovette; P. C. Rasmussen; J. V. Remsen, Jr; J. D. Rising y D. F. Stotz. 200. Fifty supplement to the American Ornithologists' Union Check-list of North American Birds. *Auk* 126: 705-714.
- Barlow, J. C. y R. R. Johnson. 1969. The Gray Vireo: *Vireo vicinior* Coues (Passeriformes: Vireonidae) in the Sierra del Carmen, Coahuila, Mexico. *Canadian Journal of Zoology* 47:151–152.
- Behrstock, R. A. y T. L. Eubanks. 1997. Additions to the avifauna of Nuevo León, Mexico with notes on new breeding records and infrequently seen species. *Cotinga* 7:27–30.
- Beissinger, S. R. y D. R. Osborne. 1982. Effects of urbanization on avian community organization. *Condor* 84:75–83.
- Bellrose, F. C. 1976. Ducks, geese and swans of North America. Stackpole Books, Harrisburg, PA, EU.
- Benson, K. L., R. H. Benson y A. Garza De León. 1989. Additions to the avifauna of Coahuila, Mexico. *Bulletin of the Texas Ornithological Society* 22:22–23.

- Benson, K. L. y K. A. Arnold. 2001. The Texas Breeding Bird Atlas. Texas A&M University System, College Station and Corpus Christi, TX. Disponible en: <http://tbba.cbi.tamucc.edu> [Revisado el 11 de Junio de 2008].
- Best, L. 1978. Field sparrow reproductive success and nesting ecology. *Auk* 95:9–22.
- Best, L. B., K. E. Freemark, J. J. Dinsmore y M. Camp. 1995. A review and synthesis of habitat use by breeding birds in agricultural landscapes in Iowa. *American Midland Naturalist* 134:1–29.
- Blair, R. B. 1996. Land use and avian species diversity along an urban gradient. *Ecological Applications* 6:506–519.
- Bond, R. R. 1957. Ecological distribution of breeding birds in the upland forests of southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27:351-384.
- Borell, A. E. 1971. Russian-olive for wildlife and other conservation uses. U.S. Department of Agriculture Leaflet 292.
- Boydston, C. P. y C. A. DeYoung. 1985. Distribution and relative abundance of White-tipped Doves in South Texas. *Southwestern Naturalist* 30:567–571.
- Boydston, C. P. y C. A. DeYoung. 1988. Movements of White-tipped Doves in southern Texas. *Southwestern Naturalist* 33:365–367.
- Brand, L. A., G. C. White y B. R. Noon. 2008. Factors influencing species richness and community composition of breeding birds in a desert riparian corridor. *The Condor* 110(2):199–210.
- Bray J. R. y Curtis J.T. 1957. An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27:325–349.
- Brower, J. E., J. H. Zar y C. N. Von Ende. 1990. Field and laboratory methods for general ecology, 3rd ed. W. C. Brown, Dubuque, IA.

- Brown, B. T. y M. W. Trosset. 1989. Nesting-habitat relationships of riparian birds along the Colorado River in Grand Canyon, Arizona. *Southwestern Naturalist* 34: 260–270.
- Brown, C. R. 1990. Avian use of native and exotic riparian habitats on the Snake River, Idaho. M.Sc. thesis, Colorado State Univ., Fort Collins, Colorado.
- Brush, T. 1999a. Current status and recent nesting of Northern Beardless-Tyrannulet and Tropical Parula in the lower Rio Grande Valley, Texas. *Bulletin of the Texas Ornithological Society* 32:3–12.
- Brush, T. 1999b. Couch's Kingbird (*Tyrannus couchii*). *In: The Birds of North America*, No. 437, A. Poole, P. Stettenheim y F. Gill (eds). Philadelphia: The Academy of Natural Sciences; Washington, DC: The American Ornithologists' Union.
- Brush, T. 2005. Nesting birds of a tropical frontier, the Lower Rio Grande Valley of Texas. Texas A&M University Press, College Station, TX, EU.
- Bub, B. R., D. J. Flaspohler y C. J. F. Huckins. 2004. Riparian and upland breeding-bird assemblages along headwater streams in Michigan's upper peninsula. *Journal of Wildlife Management* 68(2): 383-392.
- Bullock, J. 1996. Plants. *In: Ecological Census Techniques*, Sutherland, W. J. (ed). Cambridge University Press. Reino Unido, 336 pp.
- Butler, R. W. 1992. Great Blue Heron (*Ardea herodias*). *In: The Birds of North America*, No. 25., A. Poole, P. Stettenheim y F. Gill (eds). Philadelphia: The Academy of Natural Sciences; Washington, DC: The American Ornithologists' Union.
- Carboneras, C. 1992. Family Anatidae (ducks, geese and swans). *In: Handbook of the Birds of the World*, Volume 1: ostrich to ducks, J. del Hoyo, A. Elliot y J. Sargatal (eds). Lynx Edicions. Barcelona, España, pp. 536-628.

- Carlisle, J. D., S. K. Skagen, B. E. Kus, C. van Riper III, K. L. Paxton y J. F. Kelly. 2009. Landbird migration in the America West: recent progress and future research directions. *Condor* 111(2):211-225.
- Chao, A. 1984. Non-parametric estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of Statistics* 11:265-270.
- Chazdon, R. L., R. K. Colwell, J. S. Denslow y M. R. Guariguata. 1998. Statistical methods for estimating species richness of woody regeneration in primary and secondary rain forests of northeastern Costa Rica. *In: Forest biodiversity research, monitoring and modeling: conceptual background and old world case studies*, F. Dallmeier y J. A. Comiskey (eds). Paris: Parthenon Publishing, pp. 285-309.
- Clergeau, P., J. L. Savard, G. Mennechez y G. Falardeau. 1998. Bird abundance and diversity along an urban–rural gradient: a comparative study between two cities on different continents. *Condor* 100:413–425.
- Cody, M. L. 1985. *Habitat selection in birds*. Academic Press, Orlando, Florida, EU.
- Cohn, J. P. 2005. Tiff over Tamarisk: can a nuisance be nice, too? *BioScience* 55:648-654.
- Colwell, R. K. 2006. EstimateS 8.0: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Disponible en: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates&>.
- Colwell, R. K., C. X. Mao y J. Chang. 2004. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology* 85:2717-2727.
- Coulter, M. C., J. A. Rodgers, J. C. Ogden y F. C. Depkin. 1999. Wood Stork (*Mycteria americana*). *In: The Birds of North America*, No. 409, A. Poole, P. Stettenheim y F. Gill (eds). Philadelphia: The Academy of Natural Sciences; Washington, DC: The American Ornithologists' Union.
- Cushman, S. A. y K. McGarigal. 2002. Hierarchical, multi-scale decomposition of species-environment relationships. *Landscape Ecology* 17:637-646.

- DeGraaf, R. M. y J. M. Wentworth. 1986. Avian guild structure and habitat associations in suburban bird communities. *Urban Ecology* 9:399–412.
- DeSante, D. F. y T. L. George. 1994. Population trends in the landbirds of western North America. *Studies in Avian Biology* 15:173-190.
- Dowd, C. 1992. Effect of development on bird species composition of two urban forested wetlands in Staten Island, New York. *Journal of Field Ornithology* 63:455–461.
- Dunk, J. R. 1995. White-tailed Kite (*Elanus leucurus*). *In: The Birds of North America*, No. 178, A. Poole, P. Stettenheim y F. Gill (eds). Philadelphia: The Academy of Natural Sciences; Washington, DC: The American Ornithologists' Union.
- Dunn, J. L. y K. L. Garrett. 1997. A field guide to the warblers of North America. Houghton Mifflin Co., Boston, MA, EU.
- Ehrlich, R. P., D. S. Dobkin y D. Wheye. 1988. *The birders Handbook*. A Fireside Book Published by Simon y Schuster Inc. New York. 785 pp.
- El-Hage, A. y D. W. Moulton. 2001. Ecologically Significant River & Stream Segments of the Region J (Plateau), Regional Water Planning Area. Texas Parks and Wildlife. Disponible en: http://tpwd.state.tx.us/publications/pwdpubs/pwd_rp_t3200_1059d/index.phtml [Revisado el 11 de Junio de 2008]
- Ellis, L. M. 1995. Bird use of saltcedar and cottonwood vegetation in the middle Rio Grande Valley of New Mexico, EU. *Journal of Arid Environments* 30:3 39-349.
- Engels, T. M. y C. W. Sexton. 1994. Negative correlation of Blue Jays and Golden-cheeked Warblers near an urbanizing area. *Conservation Biology* 8:286–290.
- Enríquez-Peña, E. G., H. Suzán-Azpiri y G. Malda-Barrera. 2004. Viabilidad y germinación de semillas de *Taxodium mucronatum* (Ten.) en el estado de Querétaro, México. *Agrociencia* 38(3):375-381.

- Escalante-Pliego, P., A. M. Sada y J. Robles-Gil. 1996. Listado de nombres comunes de las aves de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Agrupación Sierra Madre. 32 pp.
- FAO-UNESCO. 1989. Soil Map of the World, revised legend. World Resources Report 60, FAO. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación.
- Farley, G. H., L. M. Ellis, J. N. Stuart y N. J. Scott, Jr. 1994. Avian species richness in different-aged stands of riparian forest along the middle Rio Grande, New Mexico. *Conservation Biology* 8: 1098- 1 108.
- Farquhar, C. C. 1986. Ecology and breeding behavior of the White-tailed Hawk on the northern coastal prairies of Texas. Ph.D. Thesis. Texas A&M University, College Station, TX, EU.
- Farquhar, C. C. 1992. White-tailed Hawk (*Buteo albicaudatus* In: *The Birds of North America*, No. 30, A. Poole, P. Stettenheim y F. Gill (eds). Philadelphia: The Academy of Natural Sciences; Washington, DC: The American Ornithologists' Union.
- Fernández-Juricic, E. 2000. Local and regional effects of pedestrians on forest birds in a fragmented landscape. *Condor* 102:247–255.
- Finch, D. M. 1989. Habitat use and habitat overlap of riparian birds in three elevational zones. *Ecology* 70:866-880.
- Finch, D. M. y W. Yong. 2000. Landbird migration in riparian habitats of the middle Rio Grande: a case study. *Studies in Avian Biology* 20:88-98
- Fisher, R. A., A. S. Corbet y C. B. Williams. 1943. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample from an animal population. *Journal of Animal Ecology* 12: 42–58.

- Flannery, M. E., S. L. Guers, T. Gardali, N. Nur y G. R. Geupel. 2004. Landbird migration at the Salton Sea: the value of desert riparian habitat. *Studies in Avian Biology* 27:106-115.
- Fleishman, E., N. Mcdonal, R. MacNally, D. D. Murphy, J. Walters y T. Floyd. 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.
- Fletcher, R. J. y R. L. Hutto. 2008. Partitioning the multi-scale effects of human activity on the occurrence of riparian forest birds. *Landscape Ecology* 23:727–739.
- Flood, N. J., J. D. Rising y T. Brush. 2002. Audubon's Oriole (*Icterus graduacauda*). *In: The Birds of North America*, No. 691, A. Poole, P. Stettenheim y F. Gill (eds). Philadelphia: The Academy of Natural Sciences; Washington, DC: The American Ornithologists' Union.
- Forest Ecosystem Management Assessment Team (FEMAT). 1993. Forest ecosystem management: an ecological, economic, and social assessment. Report of the Forest Ecosystem Management Team. U.S. Government Printing Office, Washington, D.C, EU.
- Forman, R. T. T. 1995. Land mosaics: the ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press, New York, N. Y., EU.
- Freehling, M. D. 1982. Riparian woodlands of the Middle Rio Grande Valley, New Mexico: a study of bird populations and vegetation with special reference to Russian-olive (*Elaeagnus angustifolia*). Research Completion Report, Region 2, U.S. Fish and Wildlife Service, Office of Environment, Albuquerque, NM.
- Freemark, K. E., J. B. Dunning, S. J. Hejl, y J. R. Probst. 1995. A landscape ecology perspective for research, conservation and management. *In: Population ecology and conservation of neotropical migrant birds*, T. E. Martin y D. M. Finch (eds). Oxford University Press, New York, N. Y., EU, pp. 381-427.

- Friesen, L. E., P. F. J. Eagles y R. J. Mackay. 1995. Effects of residential development on forest-dwelling neotropical migrant songbirds. *Conservation Biology* 9:1408–1414.
- Gaines, D. F. 1977. The valley riparian forests of California: Their importance to bird Populations. In: A. Sands editor. *Riparian forests in California: Their ecology and conservation*. Institute of Ecology Publication 15. Davis, CA: University of California; 57-85.
- Gayou, D. C. 1986. The social system of the Texas Green Jay. *Auk* 103:540–547.
- Gayou, D. C. 1995. Green Jay (*Cyanocorax yncas*). In: *The Birds of North America*, No. 187, A. Poole, P. Stettenheim y F. Gill (eds). Philadelphia: The Academy of Natural Sciences; Washington, DC: The American Ornithologists' Union.
- Gehlbach, F. R., D. O. Dillon, H. L. Harrell, S. E. Kennedy y K. R. Wilson. 1976. Avifauna of the Rio Corona, Tamaulipas, Mexico: northeastern limit of the Tropics. *Auk* 93:53–65.
- Gillies, C. S. y C. C. St. Clair. 2008. Riparian corridors enhance movement of a forest specialist bird in fragmented tropical forest. *Proceeding of the National Academy of Science* 105(50):19774–19779.
- Glueck, T. F., W. R. Clark y R. D. Andrews. 1988. Raccoon movement and habitat use during the fur harvest season. *Wildlife Society Bulletin* 16:6–11.
- Gómez De Silva, H. (Editor). 2001. Mexico. *North American Birds* 55:361-365.
- Gómez De Silva, H. (Editor). 2002. Mexico. *North American Birds* 56:362-369.
- Gómez De Silva, H. (Editor). 2003. Mexico. *North American Birds* 57:123-128.
- Gómez De Silva, H. (Editor). 2004. Mexico. *North American Birds*. 58:607-610.
- González, S. 2002. Análisis del potencial hídrico estacional de *Taxodium mucronatum* (Ten.). Tesis profesional. Universidad Autónoma de Querétaro, México. 46 p.

- Hancock, J. y J. Kushlan. 1984. The herons handbook. Harper and Row, New York, EU.
- Hickey, M.B.C. y B. Doran. 2004. A review of the efficiency of buffer strips for the maintenance and enhancement of riparian ecosystems. *Water Quality Research Journal of Canada* 39:311–317.
- Howell, S. N. y S. Webb. 1995. A guide to the birds of México and northern Central America. Oxford University Press. Oxford., EU.
- Humple, D. L. y G. R. Geupel. 2002. Autumn populations of birds in riparian habitat of California's Central Valley. *Western Birds* 33:34–50.
- Hunter, W. C., R. D. Ohmart y B. W. Anderson. 1988. Use of exotic saltcedar (*Tamarix chinensis*) by birds in arid riparian systems. *Condor* 90:113-123.
- Husak, M. S. y T. C. Maxwell. 1998. Golden-fronted Woodpecker (*Melanerpes aurifrons*). *In: The Birds of North America*, No. 373, A. Poole, P. Stettenheim y F. Gill (eds). Philadelphia: The Academy of Natural Sciences; Washington, DC: The American Ornithologists' Union.
- Hutto, R. L. 1995. Can patterns of vegetation change in western Mexico explain population trends in western neotropical migrants? *In: Conservation of neotropical migratory birds in Mexico*, M. H. Wilson y S. A. Sader (eds). Maine Agricultural and Forest Experiment Station, Misc. Publ. 727, pp. 48-58.
- Instituto Coahuilense de Ecología del Gobierno del Estado de Coahuila/Facultad De Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León (ICE/FCF-UANL). 2002. Plan de Manejo del Área de Protección de los recursos Naturales del Río Sabinas. Gobierno del Estado de Coahuila de Zaragoza.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 1983. Síntesis Geográfica de Coahuila. Aguascalientes, Ags., México.
- International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN). 2009. IUCN Red List of Threatened Species. Versión 2009.1. www.iucnredlist.org. [Revisado el 8 de Septiembre de 2009].

- Janssen, R. B. 1987. *Birds in Minnesota*. University of Minnesota Press, Minneapolis, EU.
- Jaramillo, A. y P. Burke 1999. *New World blackbirds: the icterids*. Princeton University Press, Princeton, NJ., EU.
- Jenness, J. 2007. Distance and bearing between matched features (distbyid.avx) extension for ArcView 3.x, v. 2.1. Jenness Enterprises. Disponible en: http://www.jennessent.com/arcview/distance_by_id.htm [Revisado el 30 de agosto de 2009]
- Johnson, R. G. y S. A. Temple. 1990. Nest predation and brood parasitism of tallgrass prairie birds. *Journal of Wildlife Management* 54:106–111.
- Johnson, R. R., L. T. Haight, y J. M. Simpson. 1977. Endangered species vs. endangered habitats: a concept. *In: Importance, preservation and management of riparian habitat: a symposium*. USDA General Technical Report RM-43, R. R. Johnson y D. A. Jones, Jr. (eds). USDA Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Fort Collins, Colorado, EU, pp. 68-79.
- Kauffman, J., M. Mahrt, L. Mahrt y W. Edge. 2001. Wildlife of riparian habitats. *In: Wildlife-habitat relationships in Oregon and Washington*, D. Johnson y T. O'Neal (eds). Oregon State University Press, Corvallis, EU, pp. 361-388.
- Kelly, J. F. y R. L. Hutto. 2005. On songbird migration in western North America: a case study of wood warblers. *Condor* 107:197-211.
- Knopf, F. L. 1985. Significance of riparian vegetation to breeding birds across an altitudinal cline. *In: Riparian Ecosystems and their Management: Reconciling conflicting issues*. First North American Riparian Conference. Gen. Tech. Rep. RM-120., R. R. Johnson, C. D. Ziebell, D. R. Patton, P. F. Folliott y R. E. Hamre (eds). Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Fort Collins, CO, EU., pp. 105-111.
- Knopf, F. L. y F. B. Samson. 1994. Scale perspectives on avian diversity in western riparian ecosystems. *Conservation Biology* 8:669-676.

- Knopf, F. L., R. R. Johnson, T. Rich, F. B. Sampson y R. C. Szaro. 1988. Conservation of riparian ecosystems in the United States. *Wilson Bulletin* 100:272-284.
- Kopeny, M. T. 1988. White-tailed Hawk. *In: Proceedings of the Southwest Raptor Management Symposium and Workshop*, L. Glinski, B. G. Pendleton, M. B. Moss, M. N. LeFranc, Jr., B. A. Millsap y S. W. Hoffman (eds). National Wildlife Federation, Washington, D.C., EU, pp. 97–104.
- Kotliar, N. B. y J. A. Wiens. 1990. Multiple scales of patchiness and patch structure: a hierarchical framework for the study of heterogeneity. *Oikos* 59:253-360.
- Kreuper, D. J. 1993. Effects of land use practices on western riparian ecosystems. *In: Status and management of neotropical migratory birds*, D. M. Finch y P. W. Stangel (eds). U.S. Department of Agriculture, Fort Collins, CO, EU.
- Lancaster, R. K. y W. E. Rees. 1979. Bird communities and the structure of urban habitats. *Canadian Journal of Zoology* 57:2358–2368.
- Land, H. C. 1970. *Birds of Guatemala*. Livingston Publications Co., Wynnewood, PA., EU.
- Lehmkuhl, J. F., E. D. Burger, E. K. Drew, J. P. Lindsey, M. Haggard y K. Z. Woodruff. 2007. Breeding Birds in Riparian and Upland Dry Forests of the Cascade Range. *Journal of Wildlife Management* 71(8): 2632–2643.
- Leopold, A. S. 1950. Vegetation zones of Mexico. *Ecology* 31(4):507-518.
- Leopold, A. S. 1959. *Wildlife of Mexico*. University of California Press, Berkeley, CA, EU.
- Little, E.L., Jr. 1971. *Atlas of United States trees, volume 1, conifers and important hardwoods*: U.S. Department of Agriculture Miscellaneous Publication 1146, 9 p., 200 maps.
- Lockwood, M. W. y B. Freeman. 2004. *The Texas Ornithological Society handbook of Texas birds*. Texas A&M University Press, College Station, TX, EU.

- MacArthur, R. H. y J. W. MacArthur. 1961. On bird species diversity. *Ecology* 42:594-599.
- MacDonald, E., C. J. Burgess, G. J. Scrimgeour, S. Boutin, S. Reedyk y B. Kotak. 2004. Should riparian buffers be part of forest management based on emulation of natural disturbance? *Forest Ecology and Management* 187:185-196.
- Magurran, A. E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing. United Kingdom. 256 pp.
- Martínez, M. 1963. Las Pináceas Mexicanas. 3ª Ed. Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F. pp: 161-212.
- Marzluff, J. M., R. Bowman y R. Donnelly. 2001. Avian conservation and ecology in an urbanizing world. Kluwer Academic, Boston, Massachusetts. 578 pp.
- Marzluff, J. M. 2001. Worldwide urbanization and its effects on birds. *In: Avian ecology and conservation in an urbanizing world*, J. M. Marzluff, R. Bowman y R. Donnelly (eds). Kluwer, Boston, pp. 19–38.
- May R. M. 1975. Patterns of species abundance and diversity. *In: Ecology and evolution of communities*, Cody M. L. y J. M. Diamond (eds). Cambridge, MA: Harvard University Press, pp. 81–120.
- Mazerolle, M. J. y M. A. Villard. 1999. Patch characteristics and landscape context as predictors of species presence and abundance: a review. *Ecoscience* 6:117–124.
- McAleece, N. 1997. *Biodiversity Profesional. Versión 2*. The Natural History Museum y The Scottish Association for Marine Science.
- McGarigal, K. y B. J. Marks. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PNW-351.

- Miller, A. H., H. Friedmann, L. Griscom y R. T. Moore. 1957. Distributional check-list of the birds of Mexico. Part II. Pacific Coast Avifauna. Cooper Ornithological Club 33:1-436.
- Miller, J. R., J. A. Wiens, N. T. Hobbs y D. M. Theobald. 2003. Effects of human settlement on bird communities in lowland riparian areas of Colorado (USA). *Ecological Applications* 13(4):1041-1059.
- Miller, J. R. y N. T. Hobbs. 2000. Recreational trails, human activity, and nest predation in lowland riparian areas. *Landscape Urban Planning* 50:227-236.
- Miller, J. R., T. T. Schultz, N. T. Hobbs, K. R. Wilson, D. L. Schrupp y W. L. Baker. 1995. Changes in the landscape structure of a southeastern Wyoming riparian zone following shifts in stream dynamics. *Biological Conservation* 72:371-379.
- Mock, D. W. 1976. Pair formation displays of the Great Blue Heron. *Wilson Bulletin* 88:185-230.
- Naiman, R. J., H. Decamps y M. Pollock. 1993. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological Applications* 3:209-212.
- Nowakowski, J. J. 1994. The impact of human presence on the nest distribution of Blackbird *Turdus merula* and Song Thrush *T. philomelos*. *Acta Ornithologica* 29:59-64.
- Oberholser, H. C. 1974. *The bird life of Texas, Volume 1*. University of Texas Press, Austin, Texas, EU.
- Ohmart, R. D. 1994. The effect of human-induced changes on the avifauna of western riparian habitats. *Studies in Avian Biology* 15:273-285.
- Olson, T. E. y F. L. Knopf. 1986. Naturalization of Russian-olive in the western United States. *Western Journal of Applied Forestry* 1:65-69.

- Palmer, R. S. 1976. Handbook of North American birds, Volume 2: waterfowl, Part 1. Yale University Press, New Haven, Connecticut, EU.
- Parsons, K. C. y T. L. Master. 2000. Snowy Egret (*Egretta thula*) In: The Birds of North America, No. 489, A. Poole, P. Stettenheim y F. Gill (eds). Philadelphia: The Academy of Natural Sciences; Washington, DC: The American Ornithologists' Union.
- Patten, D. T. 1998. Riparian ecosystems of Semi-Arid North America: diversity and human impacts. Wetlands 18: 498-512.
- Periódico Oficial. 1998. 1998: Año del "Constitucionalismo Coahuilense". Órgano del Gobierno Constitucional del Estado Independiente, Libre y Soberano de Coahuila de Zaragoza. Tomo CV. No. 84.
- Peterson, R. T. y E. L. Chalif. 1989. Aves de México. Guía de Campo. Editorial Diana. México.
- Phillips, A. R. 1991. The known birds of North and Middle America, Part II. Allan R. Phillips, Denver, Colorado, EU.
- Poulin, R. 1998. Comparison of three estimators of species richness in parasite component communities. Journal of Parasitology 84:485-490.
- Preston, F. W. 1948. The commonness and rarity of species. Ecology 29: 254-283.
- Ralph, C. J., G. R. Geupel, P. Pyle, T. E. Martin, D. F. DeSante y B. Milá. 1996. Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves Terrestres. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-159. Albany, CA: Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture, 44 pp.
- Rappole, J. H. y G. W. Blacklock. 1994. Birds of Texas: A field guide. Texas A&M Univ. Press, College Station.

- Rempel, R. 2008. Patch Analyst 4. Centre for Northern Forest Ecosystem Research (Ontario Ministry of Natural Resources). Lakehead University Campus, Thunder Bay, Ontario. Disponible en: <http://flash.lakeheadu.ca/~rrempel/patch/index.html>
- Reynolds, R. T., J. M. Scott y R. A. Nussbaum. 1980. A variable circular-plot method for estimating bird numbers. *Condor* 82:309-313.
- Rich, T. D. 2002. Using breeding land birds in the assessment of western riparian systems. *Wildlife Society Bulletin* 30: 1 128-1 139.
- Robbins, C. S., D. K. Dawson y B. A. Dowell. 1989. Habitat area requirements of breeding forest birds of the Middle Atlantic States. *Wildlife Monograph* 103:1-34.
- Rodenhouse, N. L., L. B. Best, R. J. O'Connor y E. K. Bollinger. 1995. Effects of agricultural practices and farmland structures on Neotropical migratory birds. *In: Ecology and management of Neotropical migratory birds: A synthesis and review of critical issues*, T. E. Martin y D. M. Finch (eds). Oxford Univ. Press, New York, NY, pp. 269-293.
- Rojas-Mendoza, P. 1965. Generalidades sobre la vegetación del estado de Nuevo León y datos acerca de su flora. Tesis de doctorado, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F., 124 pp.
- Rood, S. B. y J. M. Mahoney. 1993. River damming and riparian cottonwoods: management opportunities and problems. *In: Riparian management: common threads and shared interests*. U.S. Forest Service General Technical Report RM-226, B. Tellman, H. J. Cortner y M. G. Wallace (coords). Fort Collins, CO, EU, pp. 134-143.
- Rosenberg, K. V., S. B. Terrill y G. H. Rosenberg. 1987. Value of suburban habitats to desert riparian birds. *Wilson Bulletin* 99(4): 642-654.
- Rottenborn, S. C. 1999. Predicting the impacts of urbanization on riparian bird communities. *Biological Conservation* 88:289-299.

- Rumble, M. A. y J. E. Gobeille. 2004. Avian use of successional cottonwood (*Populus deltoides*) woodlands along the middle Missouri River. *American Midland Naturalist* 152: 165-177.
- Russell, S. M. y G. Monson. 1998. *The birds of Sonora*. University of Arizona Press, Tucson, AZ. EU.
- Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México*. Editorial Limusa. México, D. F. 432 pp.
- Saab, V. 1999. Importance of spatial scale to habitat use by breeding birds in riparian forests: a hierarchical analysis. *Ecological Applications* 9: 135-151.
- Sabo, J. L., R. Sponseller, M. Dixon, K. Gade, T. Harms, J. Heffernan, A. Jani, G. Katz, C. Soykan, J. Watts y J. Welter. 2005. Riparian zones increase regional species richness by harboring different, not more, species. *Ecology* 86:56-62.
- Sauer, J. R., J. E. Hines y J. Fallon. 2008. *The North American Breeding Bird Survey, Results and Analysis 1966 - 2007. Version 5.15.2008*. USGS Patuxent Wildlife Research Center, Laurel, MD. Disponible en: <http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/bbs/> [Revisado el 13 de septiembre de 2009]
- Sedgwick, J. A. y F. L. Knopf. 1986. Cavity-nesting birds and the cavity-tree resource in plains cottonwood bottomlands. *Journal of Wildlife Management* 50:247-252.
- Sedgwick, J. A. y F. L. Knopf. 1987. Breeding bird response to cattle grazing of a cottonwood bottomland. *Journal of Wildlife Management* 51:230-237.
- Sedgwick, J. A. y F. L. Knopf. 1990. Habitat relationships and nest site characteristics of cavity-nesting birds in cottonwood floodplains. *Journal of Wildlife Management* 54:112-124.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-059- SEMARNAT-2001. Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. 6 Marzo 2002. México.

- Shafroth, P. B., G. T. Auble y M. L. Scott. 1995. Germination and establishment of the native plains cottonwood (*Populus deltoids ssp. monilifera*) and the exotic Russian-olive (*Elaeagnus angustifolia* L.). *Conservation Biology* 9:1169-1175.
- Shannon, C. E. 1948. A mathematical theory of communication. *Bell. Syst. Tech. J.*, 27: 379-243.
- Shirley, S. M. 2005. Habitat use by riparian and upland birds in oldgrowth coastal British Columbia rainforest. *The Wilson Bulletin* 117(3): 245-257.
- Skagen, S. K., C. P. Melcher, W. H. Howe y F. L. Knopf. 1998. Comparative use of riparian corridors and oases by migrating birds in southeast Arizona. *Conservation Biology* 12:896-909.
- Skagen, S. K., J. F. Kelly, C. van Riper III, 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.
- Slater, S. J. 2006. Wyoming's riparian bird communities: issues of scale and human-caused vegetation and landscape change. PhD. Thesis. University of Wyoming. Laramie, Wyoming. 146 pp.
- Smith, C. M. y D. G. Wachob. 2006. Trends associated with residential development in riparian breeding bird habitat along the Snake River in Jackson Hole, WY, EU: implications for conservation planning. *Biological Conservation* 128:431-446.
- Sogge, M. K., S. J. Sferra, T. D. McCarthey, S. O. Williams y B. E. Kus. 2003. Distribution and characteristics of southwestern willow flycatcher breeding sites and territories: 1993-2001. *Studies in Avian Biology* 26:5-11.
- Sokal, R y F. J. Rohlf. 1995. *Biometry*. 3rd. Ed. Freeman. EU. 887 pp.
- Stevens, L. E., B. T. Brown, J. M. Simpson y R. R. Johnson. 1977. The importance of riparian habitat to migrating birds. *In: Importance, preservation and management of riparian habitat: a symposium*. General Technical Report RM- 43, USDA Forest Service, R. R. Johnson y D. A. Jones (eds). Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Fort Collins, CO, EU, pp. 156-164.

- Stoleson, S. H. y D. M. Finch. 2001. Breeding bird use of and nesting success in exotic Russian olive in New Mexico. *Wilson Bulletin* 113:452-455.
- Strong, T. R. y C. E. Bock. 1990. Bird species distribution patterns in riparian habitats of southeastern Arizona. *Condor* 92:866-885.
- Szaro, R. C. y M. D. Jakle. 1985. Avian use of a desert riparian island and its adjacent scrub habitat. *Condor* 87:511-519.
- Telfair, R. C. 1979. The African Cattle Egret in Texas and its relation to the Little Blue Heron, Snowy Egret, and Louisiana Heron. Ph.D. Thesis. Texas A&M University, College Station, TX, EU.
- Telfair, R. C. 2007a. Great Egret. The Texas Breeding Bird Atlas. Texas A&M University System, College Station and Corpus Christi, TX, EU. Disponible en: <http://txtbba.tamu.edu/> [Revisado el 19 de Julio de 2007].
- Telfair, R. C. 2007b. Little Blue Heron. The Texas Breeding Bird Atlas. Texas A&M University System, College Station and Corpus Christi, TX, EU. Disponible en <http://txtbba.tamu.edu/> [Revisado el 19 de Julio de 2007].
- ter Braak, C. J. F. y P. Šmilauer. 2002. Canoco for Windows 4.5. Software for Canonical Community Ordination. Microcomputer Power. Ithaca NY, EU.
- Tewksbury, J. J., A. E. Black, N. Nur, V. A. Saab, B. D. Logan y D. S. Dobkin. 2002. Effects of anthropogenic fragmentation and livestock grazing on western riparian bird communities. *Studies in Avian Biology* 25: 158-202.
- Tewksbury, J. J., L. Garner, S. Garner, J. D. Lloyd, V. Saab y T. E. Martin. 2006. Tests of landscape influence: nest predation and brood parasitism in fragmented ecosystems. *Ecology* 87(3):759–768.
- Tewksbury, J. J., S. J. Hejl y T. E. Martin. 1998. Habitat fragmentation in a Western landscape: breeding productivity does not decline with increasing fragmentation. *Ecology* 79:2890-2903.

- Tewksbury, J. J., T. E. Martin, S. J. Hejl, T. S. Redman y F. J. Wheeler. 1999. Cowbirds in a western valley: effects of landscape structure, vegetation, and host density. *Studies in Avian Biology* 18:23-33.
- Texas Parks and Wildlife Service (TPWD). 2003. Texas Threatened and Endangered Species. Texas Parks and Wildlife Department.
- Thomas, J. W., C. Maser y J. E. Rodiek. 1979. Riparian zones. *In: Wildlife habitats in managed forests: the Blue Mountains of Oregon and Washington*. USDA Agriculture Handbook, no. 553, J. W. Thomas, (ed). U.S. Government Printing Office, Washington, DC, EU, pp. 40-47.
- Urban, D. L. y T. H. Smith. 1989. Microhabitat pattern and the structure of forest bird communities. *American Naturalist* 133:811-829.
- Urban, E. K. 1959. Birds from Coahuila, México. University of Kansas Publications. Museum of Natural History 11(8):443-516.
- Valdés-Perezgasga, F. 1999. Wood Duck *Aix sponsa* breeding in the Nazas River, Durango Mexico. *Cotinga* 11:13-14.
- Villaseñor, J. F. 2006. Habitat use and the effects of disturbance on wintering birds using riparian habitats in Sonora, Mexico. PhD Thesis. University of Montana. 271 pp.
- Waggenerman, G. L., G. P. Homerstad, R. R. George y W. A. Shifflett. 1994. White-tipped Dove. *In: Migratory shore and upland game bird management in North America*, T. C. Tacha y C. E. Braun (eds). International Association of Fish and Wildlife Agencies, Washington, D.C., EU, pp. 53-59.
- Walker, H. A. 2008. Floristics and physiognomy determine migrant landbird response to tamarisk (*Tamarix ramosissima*) invasion in riparian areas. *Auk* 125:520-531.
- Walther, B. A. y J. L. Martin. 2001. Species richness estimation of bird communities: how to control for sampling effort? *Ibis* 143:413-419.

- Washington Department of Fish and Wildlife. 1996. Management recommendations for Washington's priority habitats: riparian. Washington Department of Fish and Wildlife, Olympia, WA.
- Watts, B. D. 1995. Yellow-crowned Night-Heron (*Nyctanassa violacea*). *In: The Birds of North America*, No. 161, A. Poole, P. Stettenheim y F. Gill (eds). Philadelphia: The Academy of Natural Sciences; Washington, DC: The American Ornithologists' Union.
- Whitaker, D. M. y W.A. Montevecchi. 1997. Effects of riparian and non-riparian edges on breeding bird assemblages in balsam fir forests in Newfoundland. *Canadian Journal of Forestry Research* 27: 1159-1167.
- Whitcomb, R. F., C. S. Robbins, J. F. Lynch, B. L. Whitcomb, M. K. Klimdiewicz y D. Bystrak. 1981. Effects of forest fragmentation on the avifauna of the eastern deciduous forest. *In: Forest island dynamics in man-dominated landscapes*, R. L. Burgess y D. M. Sharpe (eds). Springer-Verlag, New York, NY, USA, pp. 125–205.
- Wiens, J. A. 1989. Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology* 3:385-387.
- Willard, D. E. 1977. The feeding ecology and behavior of five species of herons in southeastern New Jersey. *Condor* 79:462–470.
- Williams, C. B. 1964. Patterns in the balance of nature and related problems in quantitative ecology. London: Academic Press.
- Williams, S. O., III. 1987. The changing status of the Wood Duck (*Aix sponsa*) in Mexico. *American Birds* 41:372–375.
- Willson, M. F. 1974. Avian community organization and habitat structure. *Ecology* 66:1211-1214.
- Woodall, P. F. 2001. Family Alcedinidae (kingfishers). *In: Handbook of the Birds of the World*, Volume 6: mousebirds to hornbills, J. del Hoyo, A. Elliot y J. Sargatal (eds). Lynx Edicions. Barcelona, España, pp. 130-244.

Young, J. S. y R. L. Hutto. 1999. Habitat and landscape factors affecting cowbird distribution in the northern Rockies. *Studies in Avian Biology* 18:41-51.

RESUMEN BIOGRÁFICO

Irene Ruvalcaba Ortega

Candidata para el Grado de
Doctora en Ciencias con Acentuación en Manejo de vida Silvestre y Desarrollo
Sustentable

Tesis: ANÁLISIS JERÁRQUICO DE LA COMUNIDAD DE AVES ASOCIADA AL
HÁBITAT RIBEREÑO DOMINADO POR *Taxodium mucronatum* EN EL RÍO
SABINAS, COAHUILA DE ZARAGOZA, MÉXICO

Campo de Estudio: Ecología de Aves

Datos Personales: Nacida en Tampico, Tamaulipas, el 27 de enero de 1980, hija de
Flavio Ruvalcaba Bonilla y Ma. Ernestina Ortega Acosta.

Educación: Bióloga egresada de la Facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad
Autónoma de Nuevo León, grado obtenido con mención honorífica el 23 de noviembre
de 2003.

Experiencia Profesional: Investigadora de Tiempo Completo de la Universidad
Autónoma de Nuevo León desde 1° de febrero de 2008, asistente de investigación del
Laboratorio de Ornitología de 2001 a 2007.