

UNIVERSIDAD DE GUADALAJARA

Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias



Partición aditiva de la diversidad alfa, beta y gama de la avifauna de Sierra de Quila y Piedras Bola, Jalisco

TESIS DE LICENCIATURA EN BIOLOGÍA

PRESENTA

MARÍA ELISA SANDOVAL SERÉS

DIRECTOR DE TESIS

DR. FABIÁN ALEJANDRO RODRÍGUEZ ZARAGOZA

ASESORES DE TESIS

M. C. VERÓNICA CAROLINA ROSAS ESPINOZA

M. C. ANA LUISA SANTIAGO PÉREZ

Las agujas, Zapopan, Jalisco, Enero 2015



Universidad de Guadalajara

Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias

Coordinación de Carrera de la Licenciatura en Biología

C. MARÍA ELISA SANDOVAL SERÉS.

PRESENTE

Manifestamos a usted, que con esta fecha, ha sido aprobado su tema de titulación en la modalidad de **TESIS E INFORMES** opción **TESIS** con el título: "**Partición aditiva de la diversidad alfa, beta y gama de la avifauna de Sierra de Quila y Piedras Bola, Jalisco**", para obtener la Licenciatura en Biología.

Al mismo tiempo le informamos, que ha sido aceptado como director de dicho trabajo a: **Dr. Fabián Alejandro Rodríguez Zaragoza** y como asesores a: **M.C. Verónica Carolina Rosas Espinoza** y a **M.C. Ana Luisa Santiago Pérez**.

Sin más por el momento, aprovechamos para enviarle un cordial saludo.

ATENTAMENTE

"PIENSA Y TRABAJA"

"Año del Centenario de la Escuela Preparatoria de Jalisco"

Las Agujas, Nextipac, Zapopan, Jal., 11 de septiembre de 2014


DRA. GEORGINA ADRIANA QUIROZ ROCHA
PRESIDENTE DEL COMITÉ DE TITULACIÓN




DRA. CLAUDIA AURORA URIBE MÚ
SECRETARIO DEL COMITÉ DE TITULACIÓN

Dra. Georgina Adriana Quiroz Rocha.
 Presidente del Comité de Titulación.
 Licenciatura en Biología.
 CUCBA.
 Presente

Nos permitimos informar a usted que habiendo revisado el trabajo de titulación, modalidad **Tesis e informes**, opción **Tesis** con el título: "**Partición aditiva de la diversidad alfa, beta y gama de la avifauna de Sierra de Quila y Piedras Bola, Jalisco**" que realizó el/la pasante María Elisa Sandoval Serés con número de código 209369392 consideramos que ha quedado debidamente concluido, por lo que ponemos a su consideración el escrito final para autorizar su impresión.

Sin otro particular quedamos de usted con un cordial saludo.

Atentamente
 Guadalajara, Jalisco a 12 de enero de 2015

Firma

Fabian A. Rodriguez Zaragoza

Dr. Fabián A. Rodríguez Zaragoza
 Director/A del Trabajo

Firma

Veronica Rosas

M. C. Verónica Carolina Rosas
 Espinoza

M. C. Ana Luisa Santiago Pérez
 Asesor(es)

COMITE DE
 TITULACION



Nombre completo de los Sinodales asignados por el Comité de Titulación	Firma de aprobado	Fecha de aprobación
Dr. Guillermo Barba Calvillo	<i>[Signature]</i>	13/01/2015
M.C. Sonia Navarro Pérez	<i>[Signature]</i>	12/01/2015
Biól. María Marcela Güitrón López	<i>[Signature]</i>	12/01/2015
M.C. Verónica Carolina Rosas Espinoza (suplente)	<i>Veronica Rosas</i>	12 de enero de 2015

Agradecimientos

Al Dr. Fabián A. Rodríguez Zaragoza por la dirección de este trabajo y por todas las recomendaciones al mismo, por brindarme su apoyo, motivación, confianza y conocimientos, por haber sido clave en mi formación profesional.

A la M. C. Verónica C. Rosas Espinoza por la asesoría de este trabajo y sus valiosas opiniones y sugerencias para mejorarlo, por todo el apoyo y entusiasmo brindado.

A la M. C. Ana Luisa Santiago Pérez por la revisión y asesoría del presente trabajo, por su tiempo y acompañamiento.

A mis sinodales el Dr. Guillermo Barba, la M. C. Sonia Navarro y la Bióloga Marcela Güitrón, por sus comentarios y sugerencias para la mejora de este trabajo.

A los Biólogos Juan Fernando Escobar-Ibáñez y J. Armando Carlos por proporcionarme sus datos de campo.

A mis amigos Biólogos Arery Guadalupe Muñoz González, Ruth de la Cerda Vega, Marbella Fernández y Kirey Barragán, por apoyarme en el transcurso de la elaboración de la tesis.

Al Ing. Ricardo César Navarro Pérez por su paciencia y apoyo incondicional en mi vida profesional y personal.

A mis profesores de la licenciatura por transmitirme su entusiasmo y enseñanzas.

A las aves por existir y permitir que se realice su investigación con fines de conservación.

Dedicatoria

Con mucho cariño a mis padres Fco. Javier Sandoval Pulido y Ma. Ignacia Serés Santamaría, por ayudarme a concluir esta etapa de mi vida, por su apoyo y amor incondicional e infinito, por sus consejos y enseñanzas únicas que han formado a la persona que soy actualmente. A mi hermana Sara por sus consejos brindados.

A mis más queridos amigos Ricardo Navarro y Aída Valencia, por siempre estar ahí cuando los necesito y por acompañarme siempre.

A mis amigos de la preparatoria y la licenciatura, a mis primos, tíos y abuelos, porque cada uno de ellos me ha enseñado algo valioso.

A mi perrita pastor alemán Laika, quien para mí es una fuente de alegría y relajación; y a los animales y naturaleza en general por motivarme a estudiar esta licenciatura.

¡Gracias!

CONTENIDO

Índice de figuras, ecuaciones y apéndices	v
Resumen	vi
1. Introducción.....	1
2. Antecedentes	5
2.1 Áreas Naturales Protegidas.....	5
2.2 Estudios de particiones aditivas	6
3. Justificación.....	11
4. Hipótesis	13
5. Objetivo general	14
5.1 Objetivos particulares	14
6. Materiales y métodos	15
6.1 Área de estudio	15
6.2 Trabajo en campo.....	22
6.3 Trabajo de gabinete	23
7. Resultados	27
7.1 Evaluación del esfuerzo de muestreo	27
7.2 Riqueza y rareza de especies	27
7.3 Particiones aditivas de la diversidad	34
8. Discusión	37
8.1 Diversidad biológica	37
8.2 Partición de la diversidad	39
8.3 Perspectivas de conservación	44
9. Conclusiones.....	48
10. Recomendaciones.....	51
11. Literatura citada.....	52

Índice de figuras, ecuaciones y apéndices

Fig. 1 Área de estudio y localización de las ANP SQ y PB, Jalisco	21
Fig. 2 Esquema de los componentes espaciales de como fue particionada la diversidad de aves en ambas ANP	26
Fig. 3 Curvas de rarefacción basadas en individuos en: PB, SQ, y ambas ANP .	32
Fig. 4 Rareza de especies para PB y SQ.....	33
Fig. 5 Particiones aditivas de la diversidad avifaunística al nivel de tipo de vegetación para las ANP PB y SQ.	35
Fig. 6 Particiones aditivas de la diversidad avifaunística de PB y SQ dentro y entre estas ANP.	36
Ecuación 1.....	25
Ecuación 2.....	25
Ecuación 3.....	25
Apéndice A.....	61
Apéndice B.....	62
Apéndice C.....	71

Resumen

El uso de las particiones aditivas ayuda a identificar fácilmente las fuentes de diversidad más importantes en estudios jerárquicos con muestras a diferentes escalas espaciales; esto para identificar en qué escala espacial es prioritario enfocar los esfuerzos de conservación (Magurran, 2004). Con el objetivo de evaluar la diversidad α , β y γ de la avifauna dentro y entre las Áreas Naturales Protegidas (ANP) de Sierra de Quila (SQ) y Piedras Bola (PB), Jalisco, se realizaron modelos de partición aditiva en tres niveles espaciales (sitios de muestreo, tipos de vegetación y ANP). Los datos se obtuvieron por muestreos de campo previamente realizados durante un año (Escobar-Ibáñez, 2011; y Rosas *et al.*, datos no publicados). Para ambas áreas naturales se registró un total de 144 especies; 98 en PB y 102 en SQ. Los tipos de vegetación con la mayor diversidad- β_1 fueron el bosque tropical caducifolio en PB y SQ (con 50 y 58 especies respectivamente), así como el bosque de galería (con 51 especies) en PB y el bosque de pino-encino (con 53 especies) en SQ, además estos mismos bosques tuvieron en general la mayor cantidad de especies raras y no compartidas entre sí. Las particiones aditivas mostraron que la diversidad- β_2 (entre tipos de vegetación) fue la que más contribuyó a la diversidad- γ de cada ANP (con 51 especies para PB y 57 para SQ) y a la diversidad- ϵ global de la riqueza total de especies para ambas ANP (con 54 especies). Esto evidencia una gran heterogeneidad entre tipos de vegetación que favorece que existan agregaciones intraespecíficas. En el caso de SQ y PB, para mantener la diversidad regional de su avifauna es importante

implementar estrategias de manejo y conservación por tipos de vegetación, seguida por la conservación de cada ANP de manera independiente.

1. Introducción

México ocupa el onceavo lugar en riqueza avifaunística a nivel mundial, ya que alberga entre 1,123 y 1,150 especies. Lo que equivale a cerca del 11% del total mundial de especies de aves. Entre 194 y 212 especies de las especies de México son endémicas, lo que lo coloca en el cuarto lugar en proporción de endemismo entre los países megadiversos del mundo (Navarro-Singüeza *et al.*, 2014). Particularmente, el estado de Jalisco alberga el 51.3% de las especies de aves de México y el 5.8% de las especies a nivel mundial. Existen entre 554 y 604 especies, lo que posicionan al estado en el quinto lugar en riqueza avifaunística a nivel nacional (Palomera-García *et al.*, 1994). Además, el 9% (49-56 especies) de las aves de Jalisco son endémicas para México. Este grado de endemismo es debido a su localización en la zona centro-occidente de este país, donde está la Faja Volcánica Transmexicana (FVT), las Sierras Madre Occidental y del Sur y la planicie costera del Pacífico (Palomera-García *et al.*, 2007; Llorente-Bousquets y Ocegueda, 2008; Lepage, 2013; Navarro-Singüeza *et al.*, 2014).

Jalisco se localiza en la parte más occidental de la FVT que está conformada por diferentes hábitats montanos y submontanos. Además se caracteriza por ser un centro de diversificación, endemismo y transición biogeográfica para las aves, debido principalmente a su enorme variación geomorfológica (Escalante *et al.* 1998; Flores-Villela y Gérez, 1994; González-García y Gómez de Silva, 2003; Navarro-Singüeza *et al.*, 2007). Es por ello que la diversidad avifaunística está en relación con la geomorfología, las condiciones ecológicas y las zonas extensas de

contacto biótico que existen alrededor de la FVT. Estas características han promovido el desarrollo de hábitats únicos para las aves, así como el aislamiento de muchas de sus poblaciones. Lo que ha resultado en un niveles altos de endemismo y diversidad de aves (Navarro-Singüeza *et al.*, 2007).

Las aves de Jalisco son principalmente de origen neártico, aunque las especies residentes son principalmente tropicales. Una tercera parte de las aves del estado son residentes de invierno, por lo que Jalisco es una zona importante para la conservación de especies migratorias (Palomera-García *et al.*, 1994; Palomera-García *et al.*, 2007). De la riqueza avifaunística para Jalisco, 183 especies – 33% de la riqueza total – presentan alguna categoría de conservación nacional o internacional (Palomera-García *et al.*, 2007). La NOM-059-ECOL-2010 incluye a 96 especies y subespecies presentes en Jalisco, de las cuales 31 están como amenazadas, 17 en peligro de extinción, 46 en protección especial y dos como extintas (SEMARNAT, 2010). En el ámbito internacional, CITES-2013 incluye a 96 especies encontradas en Jalisco: diez en el apéndice I, 80 en el apéndice II y seis en el apéndice III.

Los estudios de la diversidad de inventario y diferenciación se realizan para conocer el comportamiento de la variación espacial de la diversidad biológica en un lugar determinado (Magurran 2004; Crist *et al.*, 2003). Magurran (2004) definió a la diversidad de inventario como la diversidad que existe dentro de unidades geográficas que puede ser dada desde diferentes escalas espaciales. De acuerdo a Magurran (2004) la diversidad alfa (α) corresponde a la diversidad de un hábitat; la diversidad gama (γ) representa la diversidad de un paisaje, que es una unidad

espacial que posee diferentes hábitats pero que posee una historia biogeográfica en común y condiciones ambientales similares; la diversidad épsilon (ϵ) representa la diversidad de una región o de una unidad espacial conformada por diferentes paisajes. La diversidad de diferenciación (β) se refiere a la variación de la composición y abundancia de especies entre unidades espaciales o geográficas. La diversidad beta (β) representa la tasa de recambio biótico entre muestras, hábitats y paisajes. Así la diversidad de inventario incrementa mientras mayor sea la diversidad de diferenciación o diversidad β (Magurran, 2004).

El modelo de partición aditiva disgrega la diversidad total de especies (diversidad γ) en un conjunto de componentes aditivos, como son la diversidad α y diversidad β en distintos niveles o escalas espaciales (Crist *et al.*, 2003). De este modo, el total de la diversidad y sus componentes poseen las mismas unidades y puedan ser comparados directamente (Lande, 1996). La diversidad β es un criterio importante para alcanzar una representación adecuada de la biodiversidad regional en sistemas naturales protegidos. Recientemente, el modelo de particiones aditivas ha sido promovido porque permite una medida directa de la contribución de la diversidad β a la diversidad γ (Kattan *et al.*, 2006; Rodríguez-Zaragoza *et al.*, 2011). Este modelo tiene además relevancia para estudios ecológicos relacionados con la variación de diversidad de especies en múltiples escalas espaciales, y cuenta, con aplicaciones potenciales para la conservación (Veech *et al.* 2002; Rodríguez-Zaragoza *et al.*, 2011; Acosta-González *et al.*, 2013). En un contexto de conservación, los modelos de partición aditiva proveen de la caracterización de la heterogenidad de una región en términos de la

diversidad β (Gering *et al.*, 2003). Es común que la variación espacial de la diversidad biológica sea explicada por la estructura del hábitat. Se conoce que en la mayoría de los hábitats terrestres, la estructura de las asociaciones vegetales juega un papel importante en la determinación de las estructuras físicas del ambiente. Por lo que tiene influencia en la distribución, abundancia e interacción de las especies asociadas a ellas. Esta complejidad estructural del hábitat, como una forma de heterogeneidad espacial, funciona como promotor de la diversidad al ofrecer diferentes alternativas de hábitats a las especies (Tews *et al.*, 2004).

El uso de las particiones aditivas ayuda a identificar fácilmente las fuentes de diversidad más importantes en un diseño jerárquico con muestras analizadas en diferentes escalas espaciales (Lande, 1996). Por eso, el modelo de particiones aditivas ha sido aplicado en diversos estudios con un enfoque de conservación, como por ejemplo para analizar la diversidad de ensamblajes de aves (Fleishman *et al.*, 2003; Kattan *et al.*, 2006; Wu *et al.*, 2010; Signor y Pinho, 2011). Así como también se ha utilizado para las asociaciones vegetales (Wagner *et al.*, 2000), peces de arrecifes de coral (Rodríguez-Zaragoza y Arias-González, 2008; Rodríguez-Zaragoza *et al.*, 2011; Acosta-González *et al.*, 2013; Francisco-Ramos y Arias-González, 2013), escarabajos (Gering *et al.*, 2003), entre otros.

2. Antecedentes

2.1 Áreas Naturales Protegidas

En México, “las Áreas Naturales Protegidas (ANP) tienen como objetivo principal el preservar ambientes naturales representativos de las diferentes regiones biogeográficas, asegurando, el equilibrio y la continuidad de los procesos evolutivos y ecológicos con base en un aprovechamiento sustentable de los recursos, además de preservar la biodiversidad” (LGEEPA, 2012). En este sentido, la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) administra actualmente 176 áreas naturales de carácter federal. Jalisco cuenta con 19 ANP: 11 de carácter federal, tres estatales y cinco municipales. Esto corresponde a una superficie protegida de 852 mil 546 hectáreas, que representan 10.3% del territorio del estado de Jalisco (CONANP, 2013).

De las ANP de Jalisco, el área natural protegida de la Sierra de Quila (SQ) cuenta con la categoría de Área de Protección de Flora y Fauna. Su objetivo es mantener el equilibrio del sistema para la conservación de las especies de flora y fauna silvestres, donde se permite realizar actividades de preservación, repoblación, propagación, aclimatación, refugio, investigación y aprovechamiento sustentable de las especies (LGEEPA, 2012). La SQ puede funcionar como un corredor biológico que se conecta con otras sierras o montañas (CONANP, 2012), como por ejemplo el área natural de la Sierra del Águila donde se localiza el área natural protegida Piedras Bola (PB) (Castillo y Aceves, 2007). Ésta última, cuenta con la categoría de Formaciones Naturales de Interés Municipal, con el objetivo

principal de proteger, conservar, restaurar y manejar los ecosistemas presentes y sus especies de flora y fauna silvestres, además de proteger sus monumentos naturales, con carácter único, de interés estético y de valor científico (Castillo y Aceves, 2007).

Las áreas protegidas de PB y SQ se encuentran en la FVT, que como se comentó anteriormente, es una región importante para la conservación de las aves. En esta región, la pérdida y transformación del hábitat son de las mayores amenazas para la pérdida de la biodiversidad avifaunística. Este disturbio está aunado a otras amenazas como son: la contaminación, la caza ilegal y la captura de ejemplares de vida silvestre para su venta clandestina (Navarro-Singüeza *et al.*, 2007). Es por ello, que las ANP encontradas en esta región biogeográfica son de una mayor relevancia para su conservación.

2.2 Estudios de particiones aditivas

Actualmente, la evaluación de la biodiversidad realizada con modelos de particiones aditivas en análisis multiescala permiten: i) conocer en qué nivel espacial es más importante la renovación de especies (diversidad β) para la diversidad global de un paisaje; ii) la evaluación de los cambios en la heterogeneidad de los hábitats o paisajes; iii) la identificación de las variables ambientales y espaciales que explican gran parte de la variación de la biodiversidad; iv) reflejan si existe una pérdida de biodiversidad en términos de diversidad β ; v) permite proponer estrategias de monitoreo de la variación de la diversidad de especies; vi) favorecen las estrategias de conservación y manejo

(Rodríguez-Zaragoza y González-Arias, 2008; Marcantonio *et al.*, 2010; Rodríguez-Zaragoza *et al.*, 2011; Acosta-González *et al.*, 2013).

En general se han realizado pocos estudios sobre particiones aditivas con ensamblajes de aves. Fleishman *et al.* (2003) realizaron un trabajo de los efectos de la escala espacial de las aves en cadenas montañosas con particiones aditivas en la Gran Cuenca de Nevada, E.U.A. Estos autores analizaron cuáles eran las escalas espaciales más apropiadas para probar hipótesis sobre los mecanismos de distribución de las aves para su muestreo y conservación. Además, evaluaron la contribución relativa de cada nivel de jerarquía espacial con respecto a la diversidad total (γ). Esto para conocer la escala espacial más apropiada para la conservación de la avifauna. Fleishman *et al.* (2003) encontraron que cuando el tamaño o el nivel de escala incrementaban, su contribución a la riqueza total de aves también lo hacía. Estos autores observaron también que varias especies de aves no sobreponían sus nichos ecológicos en el espacio. Por lo que se dedujo que la conservación de aves requiere de la preservación de áreas relativamente grandes.

Por su parte, Kattan *et al.* (2006) encontraron que la fragmentación de bosques aumentó la diversidad β de aves en los Andes colombianos, debido a la extinción local diferencial de poblaciones. Sin embargo, se dieron cuenta de que estos bosques fragmentados contribuyeron de manera importante a la diversidad total o diversidad γ , porque contienen conjuntos complementarios de especies. Sus análisis indicaron que la diferenciación espacial de la biota (diversidad β) fue

un factor importante a la hora de tomar decisiones sobre el número de ANP y de su localización.

Signor y Pinho (2011) mencionaron que 77% del total de la diversidad avifaunística del Pantanal, Mato Grosso en Brasil, fue atribuido a la diversidad β , la cual tuvo una contribución menor para las aves residentes que para las migratorias, lo que sugirió una heterogeneidad mayor en los patrones de diversidad espacial para las aves migratorias. Estos autores llegaron a la conclusión de que debido a una diversidad β elevada, y a la ocupación de nichos especie-específicos en el hábitat, el manejo de estrategias para la conservación debería ser implementado a escalas regionales.

Wu *et al.* (2010) evidenciaron que la diversidad β entre diferentes regiones altitudinales fue la que más contribuyó a la diversidad γ en las montañas de Ailao, Provincia de Yunnan en China. Ellos encontraron que la contribución de la diversidad β entre puntos de muestreo, dentro de cada zona altitudinal, decrecía generalmente mientras más elevación había. Esto les hizo concluir que en una reserva de sistemas montañosos se debería cubrir y proteger su gradiente altitudinal total y sus múltiples laderas, es decir, no sólo cubrir un pico montañoso. Además, ellos sugirieron que es necesario preservar áreas más grandes en altitudes menores por sus patrones de diversidad alta. Los resultados de estos trabajos sobre particiones aditivas con aves, sugieren que la diversidad β juega un papel muy importante en la contribución de la diversidad regional (diversidad- γ).

Además, todos coinciden en que para la conservación de las aves se necesitan escalas regionales.

En México, existe un avance importante en la investigación de la avifauna sobre taxonomía (e.g. Navarro-Singüenza *et al.*, 2013; Alcantar-Escalera *et al.*, 2013), ecología de poblaciones (e.g. Cedillo *et al.*, 2013; Hinojosa-Huerta *et al.*, 2013; Roldán-Clara, 2013,) ecología de comunidades (e.g. Amparán, 2000; Estrada *et al.*, 2000; Bojorges-Baños y López-Mata, 2006), en comportamiento (Lara *et al.*, 2009) y contaminación (Uribe-Hernández *et al.*, 2012) y genética (Arbelaez-Cortés y Navarro-Singüenza, 2013), entre otros. Pero actualmente, no existen análisis de particiones aditivas de ensamblajes de aves que permitan evaluar la dependencia de escala de los diferentes componentes de la biodiversidad.

En la SQ destaca el trabajo de Escobar-Ibáñez (2011), quien analizó la riqueza de aves en el gradiente altitudinal que presenta la sierra. Encontró, una mayor riqueza específica (56 especies) y endemismo (10 especies) en la cota de menor altitud (1450 a 1680 m) con bosque tropical caducifolio, mientras que la menor riqueza (38 especies) en la segunda cota altitudinal correspondiente al bosque de galería y al bosque de encino (1905 a 2084 m). Además, encontró que aunque la mayor riqueza se registró en la cota de menor altitud, ésta no disminuyó de manera constante con la altitud. Rosas *et al.* (2010) consignaron en un estudio de inventario que en SQ se encuentran 187 especies de aves agrupadas en 126 géneros y 41 familias, con 80% de las especies residentes, mientras que el resto

de las especies son migratorias de invierno, o bien, utilizan el área como zona de paso para llegar a su destino final. Estos autores mencionaron también que doce especies registradas se encuentran enlistadas en la NOM-059-ECOL-2010 (SEMARNAT, 2010). Además, esta área natural es un sitio importante para la conservación de las aves ya que alberga 11% de las especies endémicas para el país (Escobar-Ibáñez, 2011). Dentro del área natural protegida de la Sierra del Águila se ha realizado un listado de la avifauna presente en la zona, incluyendo al ANP PB donde se registraron 119 especies (Sánchez, 2009). Por otro lado, Carlos (2014) registró en el ANP PB un total de 148 especies de aves, ubicadas en 18 órdenes y 37 familias.

3. Justificación

En los últimos años, se ha dado mayor énfasis en la conservación de ecosistemas enteros, por lo tanto se necesita entender a diferentes escalas los distintos componentes que conforman la biodiversidad (Fleishman *et al.*, 2003). El estimar los efectos de los componentes espaciales de la diversidad de especies representa un paso importante para establecer medidas de conservación (como la identificación de los sitios y escalas espaciales más relevantes a conservar) en una red de ANP. Por otro lado, esta estrategia de evaluación puede contribuir con la planeación de ecorregiones desde un punto de vista de riqueza y recambio de especies, lo que facilita su aplicación en la conservación y en el manejo (enfocar esfuerzos de conservación en zonas específicas) de las áreas naturales (Ferrier *et al.*, 2004; Rodríguez-Zaragoza *et al.*, 2011). Además se considera que la diversidad beta alta puede explicar en parte la gran biodiversidad que existe en México.

En México una de las herramientas para la conservación son las ANP. Las ANP como SQ y PB son de gran importancia para la conservación de la biodiversidad, en particular la avifaunística que es sensible a los cambios de condición del hábitat, captura de ejemplares, cacería, e introducción de especies exóticas. Además, éstas ANP funcionan como corredores biológicos entre reservas naturales, lo que les confiere una mayor relevancia en cuanto a su conservación. Por estos motivos este trabajo contribuirá a generar conocimiento de investigación científica básica, que analizará cuál es la contribución de los componentes de la

biodiversidad (diversidad α , β y γ) y sus respectiva dependencia de escala. Estos resultados son fundamentales para favorecer las estrategias de manejo de SQ y PB, ya que se identifica en qué escala espacial se necesita dar mayor énfasis de conservación. Este tipo de análisis dejará también un precedente como una herramienta que podría servir para preservar la diversidad de las aves en otras regiones de México. Por último, este trabajo será el primero en utilizar un análisis multiescala para evaluar la diversidad biológica de aves en el occidente de México.

4. Hipótesis

Debido a que en SQ existe una mayor cantidad de tipos de vegetación, un mayor gradiente altitudinal, y además, es un área más conservada y extensa que PB, se espera que existan diferencias en la variación espacial en la diversidad α , β y γ de la avifauna entre estas dos ANP. Además, se presume que: i) debido a los diferentes tipos de vegetación encontrados en ambas ANP, se espera que la diversidad β entre tipos de vegetación sea la que más contribuya a la diversidad total (γ) de cada sistema (SQ y PB); ii) debido a que el bosque tropical caducifolio y el bosque de pino-encino son los tipos de vegetación más diversos, se espera que exista en ellos la mayor tasa de recambio de especies (diversidad β) de aves.

5. Objetivo general

Evaluar la diversidad α , β y γ de la avifauna dentro y entre SQ y PB, Jalisco, con base en modelos de partición aditiva para identificar la contribución de cada componente de la biodiversidad y su dependencia de escala.

5.1 Objetivos particulares

- Evaluar la representatividad de aves de los muestreos y contrastar la riqueza total de especies con rarefacciones basadas en muestras e individuos.
- Analizar la rareza de especies de avifauna basada en su incidencia y abundancia, así como su contribución en la diversidad β .
- Identificar los tipos de vegetación en las ANP con mayor diversidad β avifaunística.
- Identificar en cuál escala espacial se presenta la mayor contribución de la diversidad β avifaunística.
- Proponer estrategias de conservación para la diversidad de avifauna en ambas ANP.

6. Materiales y métodos

6.1 Área de estudio

El área de estudio consideró las ANP de SQ y PB y sus alrededores. Estas ANP se localizan en la FVT del estado de Jalisco. La SQ se encuentra ($20^{\circ}22'$ - $20^{\circ}14'N$, $104^{\circ}09'$ - $103^{\circ}57' O$; entre los 1,300 a 2,560 msnm) en los municipios de Tecolotlán, Tenamaxtlán San Martín Hidalgo y Cocula. Se ubica a 100 km al suroeste de la zona metropolitana de Guadalajara. Cuenta con una extensión de 14,168 hectáreas, y declaratoria de protección federal desde el 4 de agosto de 1982, con la categoría de “Área de Protección de Flora y Fauna” (CONANP 2012). La SQ presenta relieves montañosos con valles de poca extensión en general. Su origen geomorfológico data del Periodo Terciario cuando existía una gran actividad volcánica. Los afloramientos de roca ígnea extrusiva, como el basalto, ocupan al menos 80% del territorio de la sierra (Guerrero y López, 1997). Los tipos de suelo dominantes son: feozem háplico, y el regosol éutrico (Guerrero y López, 1997). La SQ delimita 19 microcuencas que captan agua para dos cuencas hidrológicas: la de Ameca-Atenguillo (al norte de la sierra) y la del río Armería (al sur de la sierra). El clima es templado, semicálido-subhúmedo, con una temperatura media anual entre 12 y 18°C. La precipitación pluvial promedio es de 882 mm, con lluvias en verano (Villavicencio y Santiago, 2012).

SQ cuenta con seis tipos de vegetación: bosque tropical caducifolio (BTC); bosque de encino (BE); bosque de pino-encino (BPE), bosque mesófilo de montaña, bosque de galería (BG) y bosque espinoso de acuerdo con Guerrero y

López (1997). Con base a estos autores a continuación se señalan los componentes característicos de la distribución de la vegetación. El BTC se presenta sobre las laderas de los cerros desde los 1,300 hasta los 1,850 m. Algunos de los géneros más comunes son: *Bursera*, *Ceiba*, *Cordia*, *Erythrina*, *Heliocarpus*, *Leucaena*, y *Lysiloma*. Las condiciones de disturbio favorecen a las especies *Guazuma ulmifolia* e *Ipomoea murucoides*. El BE se encuentra frecuentemente en laderas pronunciadas entre 1,500 y 1,900 m, y se traslapa con la selva tropical caducifolia. Varias son las especies codominantes como: *Quercus magnoliifolia*, *Quercus resinosa*, *Quercus castanea*, *Quercus eduardii* y en ocasiones *Quercus coccolobifolia*. El BPE es la comunidad vegetal de mayor distribución dentro de la SQ, desde los 1,900 hasta 2,560 m (límite altitudinal de la sierra) en terrenos planos o en terrenos con pendientes pronunciadas de suelos muy rocosos. Entre las especies comunes están: *Arbutus glandulosa*, *Pinus devoniana*, *Pinus douglasiana*, *Pinus lumholtzii*, *Q. castanea*, *Q. eduardii*, *Q. magnoliifolia* y *Q. resinosa*. El BG es la comunidad que se desarrolla a lo largo de toda la amplitud altitudinal en las márgenes de los ríos y arroyos. Entre los géneros más representativos están: *Alnus*, *Asthianthus*, *Casimiroa*, *Ficus*, *Guazuma*, *Pithecellobium*, *Psidium*, *Bursera*, *Salix*, *Prunus*, *Cedrela* y *Morus*. El bosque mesófilo de montaña se distribuye exclusivamente en cañadas o en lugares donde existen nacimientos de agua permanentes, desde los 1,950 a 2,560 m. Algunos géneros más comunes son: *Ardisia*, *Clethra*, *Meliosma*, *Phoebe*, *Prunus*, *Quercus*, *Styrax* y *Ternstroemia*. El bosque espinoso en SQ se encuentra a los 1,300 m de altitud en los valles y solo como relictos en áreas agrícolas. Las

especies dominantes son dos: *Prosopis laevigata* y *Pithecellobium dulce* (Guerrero y López, 1997).

El ANP PB se localiza (20°39' a 20°40' N, 104°03' a 104°04' O, entre los 1,400 a 2,300 msnm) dentro del municipio de Ahualulco de Mercado, Jalisco, y en las inmediaciones de la serranía de Ameca, limitando, al Norte y al Oeste con el municipio de Etzatlán, y al Sur con el municipio de Ameca (Castillo y Aceves, 2007). Se ubica a 75 km de la zona metropolitana de Guadalajara y a 20 km de la cabecera municipal de Ahualulco de Mercado en el predio denominado Potrero las Torrecillas y Potrero de los Trigos (Curiel-Ballesteros, 1996). Comprende 256 hectáreas, y desde el 24 de febrero del año 2007 cuenta con una declaratoria de protección municipal bajo la categoría de “Formaciones Naturales de Interés Municipal” (Castillo y Aceves, 2007).

En PB afloran rocas cretácicas de edad mesozoica: intrusivas, metamórficas y volcano-sedimentarias. El área está enclavada en una zona de transición entre la FVT y la Sierra Madre del Sur. Uno de los rasgos más característicos es la presencia de vulcanismo poligenético en el piso de las fosas y una gran actividad riolítica mezclada con vulcanismo cuaternario. El tamaño del material es fino con algunos fragmentos de obsidiana, andesita y cuarzo; los flujos de mayor dimensión corresponden a material andesítico-basáltico. También encontramos domos, calderas, fallamientos, intrusitos y mineralización. Los suelos que predominan son poco profundos, conocidos como regosoles, cambisoles y litosoles y el riesgo por erosión de estos suelos es muy alto (Castillo y Aceves, 2007). La zona de PB genera una serie de manantiales que alimentan a las

poblaciones aledañas. Existen cinco microcuencas en el área: La Jabalina (drena hacia el Valle de Ameca), Torrecillas (dirección Sur-Norte), PB (drena hacia Ameca), Mirador y Postes. El clima de la región es semicálido-semiseco, con una temperatura media anual de 18-20° C. La precipitación es 800 – 1,200 mm. La temperatura media es de 15.7°C y la precipitación media de 917.3 mm. Siendo el mes más cálido mayo y el más frío enero. Los vientos dominantes son en dirección Norte-Noroeste (Castillo y Aceves, 2007).

La vegetación en el área de estudio ha sido descrita en forma general por Contreras *et al.* (1999) y Castillo y Aceves (2007). Existen cinco tipos de vegetación: el BTC, el BE, el BPE, el BG y el bosque espinoso. El BTC es la comunidad vegetal más amenazada, y se restringe a sitios con suelos someros y de drenaje rápido que se encuentran en las barrancas y laderas de los cerros, ocupa un gradiente altitudinal inferior a los 1,775 msnm y hace ecotonía con el bosque de *Quercus* (Contreras *et al.*, 1999). Las especies presentes son: *Vitex mollis*, *Leucaena esculenta*, *Lysiloma acapulcense*, *Eysenhardtia polystachya*, *Ceiba aesculifolia*, *Lippia umbellata* e *Ipomea intrapilosa*, Se encuentran también plantas introducidas como *Verbesina greenmanii* (Castillo y Aceves, 2007).

El BE (comunidad vegetal más dominante en el área) se localiza en pendientes mayores de 40% en la cota de los 1,775 a 1,995 msnm. Las especies representativas son: *Q. magnoliifolia*, *Q. coccolobifolia*, *Quercus candicans*, *Q. castanea*, *Quercus gentryi*, *Q. eduardii*, *Quercus viminea*, *Q. resinosa*, *Quercus splendens*, *Pinus oocarpa*, *P. lumholtzii*, *E. polystachya*, *Bursera bipinnata*, *Acacia pennatula*, *Acacia angustissima* y *Opuntia* sp. En el estrato herbáceo encontramos

algunas plantas indicadoras de disturbio como: *Baccharis pteronioides*, *Eupatorium malacolepis*, *Eragrostis plumbea*, *Eragrostis mexicana* y *Oplismenus burmannii*; todas ellas han invadido la comunidad vegetal sobre todo en claros del bosque por el pastoreo extensivo que se practica en la zona (Contreras *et al.*, 1999).

En PB, el BPE se presenta en una franja altitudinal de vegetación entre los 2,000 a los 2,300 msnm, los encinos coexisten con los pinos, que son tres diferentes: *P. devoniana*, *P. lumholtzii* y *P. oocarpa*, además de los madroños (*A. xalapensis*), el madroñillo (*Comarostaphylis glaucescens*), la pingüica (*Arctostaphylos pungens*) y el arándano (*Vaccinium stenophyllum*) (Castillo y Aceves, 2007). Dentro del BG es común encontrar al sauce (*Salix bonplandiana*) y en la zona baja, al tepehuaje (*L. acapulcense*). El BG tiene pendientes de hasta 40%, con una altitud que va de los 1,750 hasta los 1,900 msnm. Las especies presentes son: *S. bonplandiana*, *Q. magnoliifolia*, *Q. splendens*, *Quercus obtusata*, *Phoebe aff. pachypoda*, *Oreopanax pelitatus* y *Agonandra racemosa* (Contreras *et al.*, 1999).

El bosque espinoso presenta suelos profundos de origen aluvial y está formado por árboles con espinas como el mezquite (*P. laevigata*), el guamúchil (*P. dulce*) y los huizaches (*Acacia sp.*) (Castillo y Aceves, 2007). Existe también la vegetación secundaria originada por la práctica agrícola de roza-tumba-quema y el sobrepastoreo; la constituyen arbustos de 2 a 4 m de alto, muy ramificados desde los niveles bajos, con hojas compuestas las cuales son caducas en la época de

estiaje, y un porcentaje pequeño de arbustos espinosos. Esta vegetación se extiende por las faldas de los cerros en pendientes de 60% y con una altitud desde los 1,550 hasta los 1,750 msnm. Las especies que componen la vegetación secundaria son: *I. intrapilosa*, *Tecoma stans*, *Acacia farnesiana*, *V. greenmanii*, *Solanum madrense* (Contreras *et al.*, 1999).

6.2 Trabajo en campo

La información que se utilizó en este trabajo de tesis se obtuvo de muestreos previamente realizados por Escobar-Ibáñez (2011) y Rosas *et al.* (datos no publicados). Los muestreos de aves se realizaron mensualmente durante aproximadamente un año en ambas áreas de trabajo: en SQ, de abril de 2009 a abril de 2010 (en junio, septiembre y diciembre no se muestreó por problemas logísticos) (Escobar-Ibáñez, 2011; y Rosas *et al.*, datos no publicados); en PB, de octubre de 2011 a agosto 2012 (en diciembre, febrero y mayo no se muestreó también por cuestiones logísticas) (Carlos, 2014, y Rosas *et al.*, datos no publicados). Los muestreos en campo se hicieron con el método de conteo por puntos de radio fijo. Para SQ se establecieron 38 puntos de radio fijo ($r = 25$ m), los cuales se localizaron en cuatro tipos de vegetación: BTC (1,450 - 1,681 msnm), BG y BE (1,905 - 2,084 msnm), BPE y BE (2,119 - 2,265 msnm), bosque de encino-pino (BEP) y bosque de elementos de mesófilo (2,316-2,458 msnm) (Escobar-Ibáñez, 2011). En PB se establecieron 35 puntos de radio fijo ($r = 25$ m) localizados en cuatro tipos de vegetación: BTC (inferior a 1,775 msnm), BG (1,750 - 1,900 msnm), BE (1,775 - 1,995 msnm), BPE (2,000 a los 2,300 msnm) (Rosas *et al.*, datos no publicados). En ambas áreas, los recorridos se realizaban a pie en transectos con distancias variables de 1,200 a 1,600 m, donde estaban localizados los puntos de radio fijo. En cada punto se registró durante 10 minutos todos los individuos de cada especie de ave que se observaron o escucharon (Ralph *et al.*, 1994). La determinación de las especies se hizo con base en los trabajos de Peterson y Chalif (1989), Howell y Webb (1995), Sibley (2000) y National

Geographic Society (2006). La nomenclatura seguida fue la propuesta taxonómica de la “American Ornithologists’ Union” (AOU, 2013). La determinación del endemismo se hizo con los criterios de González-García y Gómez de Silva (2003). Las categorías de protección correspondieron con las que determina la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT, 2010), así como con la convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES, 2013).

6.3 Trabajo de gabinete

El esfuerzo de muestreo de cada una de las ANP se analizó con rarefacciones basadas en muestras – o curvas de acumulación de especies – con la estimación de las especies observadas y especies estimadas con los procedimientos no paramétricos Chao 1 y 2, así como Jackknife 1 y 2. Chao 1 considera la rareza de especies basada en la abundancia, como son las especies “singletons” (especies que presentan un sólo individuo en todas las muestras) y especies “doubletons” (especies que tienen dos individuos en todas las muestras) (Magurran, 2004). En cambio, los Chao 2 y Jackknife 1 y 2 consideran la rareza basada en la incidencia, tal como las especies únicas (especies que se registran en solo una muestra) y especies duplicadas (especies registradas sólo en dos muestras) (Magurran, 2004). Además, se construyeron curvas de acumulación con la función exponencial de la diversidad de Shannon ($e^{H'}$) y el recíproco de la dominancia de Simpson ($1/D$), para analizar el registro de las especies de abundancia alta e intermedia (Colwell, 2013).

La riqueza total de especies entre tipos de vegetación y entre ANP se comparó con rarefacciones basadas en individuos. Este método estima el número medio de especies a través de sub-muestras repetidas al azar de n^* individuos a partir de la muestra original más grande, siendo $n^* = n$ (el tamaño de la muestra original más pequeña). Este mismo procedimiento permite estimar la varianza de S^* entre re-ordenamientos al azar de los individuos (Gotelli y Colwell, 2001). Entonces se puede ver si dos comunidades difieren en diversidad, es decir, si la diversidad observada de la comunidad más pequeña está dentro del 95% de confianza de la curva de rarefacción de la comunidad más grande (Gotelli y Colwell, 2001). Ambos tipos de rarefacciones basadas en muestras o individuos se constuyeron con 10,000 combinaciones aleatorias sin reemplazo en el programa EstimateS V9.1 (Colwell, 2013).

La diversidad de aves fue particionada en sus componentes espaciales. Para ello se consideró el siguiente criterio (Fig. 2): i) nivel 1, diversidad- α_1 que es la riqueza de especies promedio dentro de los puntos fijos muestreados, y diversidad- β_1 que es el recambio de especies entre puntos fijos muestreados; ii) nivel 2, diversidad- α que es la riqueza de especies de cada tipo de vegetación (en el caso de PB: BPE, BE, BG y BTC; y en el caso de SQ: BPE, BEP, BG y BTC), y diversidad- β_2 que es el recambio de especies entre tipos de vegetación; iii) nivel 3, diversidad- γ que es la riqueza de especies de cada área natural protegida (SQ o PB), y diversidad- β_3 , recambio de especies entre ambas áreas naturales; y iv) nivel 4, diversidad- ϵ que es la riqueza total de especies de ambas ANP.

Para calcular los diferentes componentes de la diversidad de inventario (α_s , α , y γ) y diferenciación (β_1 , β_2 y β_3) se utilizó la partición aditiva propuesta por Lande (1996):

$$\gamma = \bar{\alpha} + \beta \quad \text{Ecuación 1}$$

donde γ es la diversidad de inventario de cada nivel espacial i , $\bar{\alpha}$ es el promedio de la diversidad α de cada nivel espacial i , y β es el recambio de especies de cada nivel espacial i , el cual se expresa como:

$$\beta = \gamma - \bar{\alpha} \quad \text{Ecuación 2}$$

El modelo de particiones aditivas puede solamente realizarse si la diversidad γ es igual o mayor que la diversidad α , porque esto asegura que la diversidad β no contenga valores negativos (Lande, 1996). Con base en este modelo se llevó a cabo la construcción de modelos nulos para evaluar las particiones aditivas observadas con respecto a modelos esperados por estocasticidad. Para ello se usaron los modelos propuestos por Crist *et al.* (2003):

$$\gamma = \alpha_1 + \sum_{i=1}^m \beta_i \quad \text{Ecuación 3}$$

donde m es el número de escalas espaciales, α_1 es el promedio de α en la primer escala espacial (puntos fijos muestreados), y β_i es el número de especies que favorecen la tasa de recambio en cada escala espacial i . El total de la diversidad puede entonces expresarse como la contribución proporcional de la diversidad en cada nivel espacial en un diseño jerárquico (Crist *et al.*, 2003). Las particiones

aditivas se aplicaron a la riqueza de especies. Los modelos nulos de las particiones aditivas se hicieron basadas en individuos con un diseño desbalanceados, utilizando, el programa PARTITION v2 (Veech y Crist, 2007). Los modelos nulos fueron construidos con 10,000 combinaciones aleatorias por nivel de jerarquía para analizar la significancia estadística entre los componentes de la diversidad observada y diversidad esperada. De esta forma, se pudo estimar la contribución de cada componente de la diversidad de avifauna en múltiples escalas espaciales y su respectiva dependencia de escala.

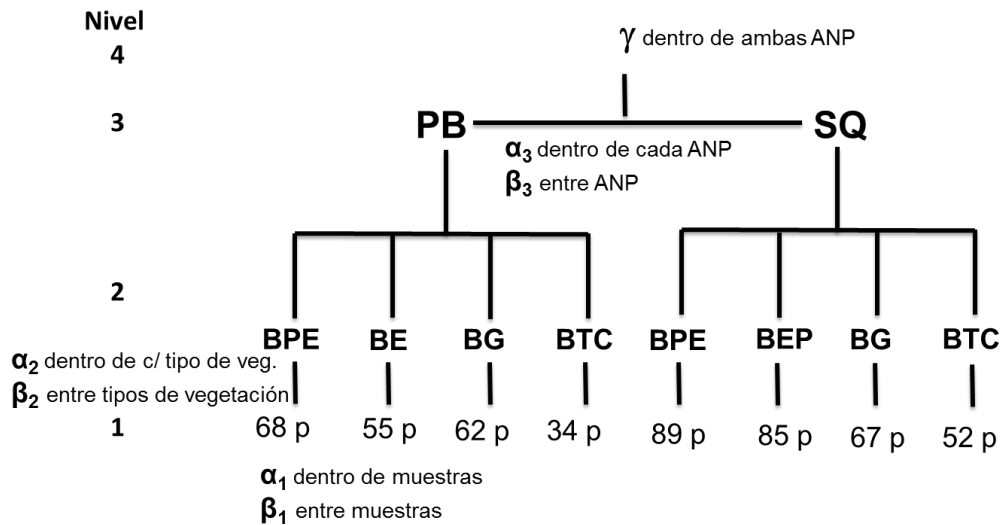


Fig. 2 Esquema de los componentes y niveles espaciales de como fue particionada la diversidad de aves en ambas ANP PB y SQ; donde p es puntos fijos muestreados.

7. Resultados

7.1 Evaluación del esfuerzo de muestreo

Las rarefacciones basadas en muestras evidenciaron que el esfuerzo de muestreo en PB representó 91% de la riqueza estimada con Chao 1 y 76% con respecto a la riqueza promedio estimada con Chao 2 y Jackknife 1 y 2. En SQ correspondió al 89% de la riqueza estimada con el índice Chao 1, así como 80% en promedio para aquellos procedimientos no paramétricos que consideran la rareza de especies basada en la incidencia (Apéndice A, Fig. A1 y A2). Esto significó que tanto en PB como en SQ faltaron por registrar nueve y 12 especies singletons y doubletons, así como 37 y 20 especies únicas y duplicadas, respectivamente. Por otro lado, las curvas de acumulación del recíproco de la dominancia de Simpson ($1/D$) y función exponencial de la diversidad de Shannon (eH') mostraron que ambas ANP las curvas presentaron un comportamiento asintótico. Esto demostró que el esfuerzo de muestreo para las especies de abundancia alta e intermedia fue adecuado (Apéndice A, Fig. A1 y A2).

7.2 Riqueza y rareza de especies

Se registró un total de 144 especies pertenecientes a 90 géneros, 36 familias y 12 órdenes. De estas especies en PB se registró 68% (98 especies) de la riqueza total, que correspondieron a 68 géneros, 30 familias y 11 órdenes. En contraste, 71% (102 especies) fueron registradas en SQ que representaron a 72 géneros, 31 familias y 10 órdenes (Apéndice B). Los órdenes mejor representados en PB

fueron: Passeriformes y Accipitriformes con 67 y ocho especies, respectivamente. En cambio, en SQ fueron: Passeriformes, Apodiformes y Accipitriformes con 75, 11, y siete especies, respectivamente (Apéndice B).

Las curvas de rarefacción basadas en individuos mostraron que todos los tipos de vegetación de PB como de SQ no difieren significativamente en su riqueza total de especies, ya que en todas las curvas comparadas existió un traslape en sus intervalos de confianza al 95% (Fig. 3a y b). En PB, el tipo de vegetación con más número de especies fue el BG con 54 especies, mientras el BPE tuvo la menor riqueza con 40 especies. En SQ, el BTC presentó la mayor riqueza con 63 especies, seguido del BPE con 56 especies. En cambio, el BG tuvo el número de especies más bajo con 50 especies. Cuando se comparó la riqueza total de especies entre ambas ANP no se observaron diferencias significativas entre ellas (Fig. 3c, Apéndice C).

En SQ se identificaron 46 especies exclusivas y no compartidas con PB, mientras que PB sólo tuvo 32 especies no compartidas con SQ. Por otro lado, el número de especies encontradas en un sólo tipo de vegetación en cada área natural fueron: i) PB, ocho especies en BPE (e.g. *Vireo cassini*, *Icterus parisorum*), tres en BE (e.g. *Aimophila rufescens*, *Euphonia elegantissima*), 12 en BG (e.g. *Euptilotis neoxenus*, *Falco peregrinus*, *Icterus bullockii*, *Lepidocolaptes leucogaster*, *Vireo hypochryseus*) y 21 en BTC (e.g. *Forpus cyanopygius*, *Accipiter cooperii*, *Buteo albicaudatus*, *Caracara cheriway*, *Cyananthus latirostris*, *Icterus cucullatus*, *Parabuteo unicinctus*, *Tyrannus crassirostris*); ii) SQ, 13 especies en

BPE (e.g. *Selasphorus platycercus*, *Selasphorus sasin*, *Pipilo ocai*, *Icterus abeillei*, *Cardellina rubra*), ocho en BEP (e.g. *F. peregrinus*), cuatro en BG (e.g. *Buteogallus anthracinus*, *Ridgwayia pinicola*) y 31 en BTC (e.g. *Passerina leclancherii*, *Ortalis poliocephala*, *Falco sparverius*, *Tilmatura dupontii*, *C. cheriway*, *Calocitta colliei*, *Melozone kieneri*, *Peucaea humeralis*, *I. cucullatus*, *Poliioptila nigriceps*, *Thryothorus felix*, *Thryothorus sinaloa*, *V. hypochryseus*, *Melanerpes chrysogenys*, *P. uncinatus*, *Buteo nitidus*). Para ambas ANP, el BTC fue el tipo de vegetación con el mayor número de especies no compartidas con otros tipos de vegetación. Pero de manera más específica, el BPE de SQ, y el BG en PB mostraron un importante número de especies exclusivas (Apéndice C).

El análisis de la rareza de especies basado en la abundancia mostró que en PB, el BG fue el tipo de vegetación con más cantidad de especies raras con 19 singletons, 24 únicas y 13 duplicadas (e.g. *E. neoxenus*, *Buteo jamaicensis*, *B. anthracinus*, *F. peregrinus*, *F. sparverius*, *Lepidocolaptes leucogaster*), seguido por el BTC con 13 doubletons (e.g. *P. uncinatus*, *A. cooperii*, *B. albicaudatus*, *Amazilia violiceps*, *C. latirostris*, *F. cyanopygius*). En contraste, el BPE presentó la menor rareza basada en la abundancia e incidencia (Fig. 4a-d). En SQ se observó un patrón diferente, ya que se registró un mayor número de especies singletons (con 12 especies) en BPE (e.g. *Accipiter striatus*, *S. platycercus*, *I. bullocki*, *Icterus parisorum*) y un menor número en el BG. Por el contrario, los doubletons tuvieron mayor número de especies en el BG (con 14 especies) pero menor en el BPE. En el caso de las especies únicas, el BPE, BEP y el BTC (con 15 especies) tuvieron el mismo número de especies, por lo que el BG tuvo los valores más bajos. Pero

para las especies duplicadas, el BTC tuvo los valores más altos, mientras que el el BPE y BEP tuvieron los menores. Algunas de las especies de frecuencia baja para BTC fueron: *B. jamaicensis*, *P. uncinatus*, *T. dupontii*, *C. cheriway*, *P. leclancherii*, *L. leucogaster*, *I. bullockii*, *I. cucullatus*, *I. parisorum*, *P. nigriceps*, *F. cyanopygius* (Fig. 4a-d). Por último, al comparar las áreas completas de PB y SQ se encontró que ambos sistemas tienen una rareza de especies muy similar en número de singletons, doubletons, especies únicas y duplicadas (Fig. 4a-d). La rareza de especies basada en la abundancia e incidencia se muestran en el Apéndice C.

En ambas ANP se registraron 11 especies semiendémicas (endémicas a un país o región durante una época del año), dos cuasiendémicas (aquellas que penetran ligeramente algún país vecino debido a la continuidad de los hábitat o sistemas orográficos) y 21 endémicas a México. En SQ hubo más endemismos de avifauna que en PB con nueve semiendémicas y 17 endémicas que representan 16.6% avifauna total de esta ANP. En el caso de PB se encontraron ocho especies semiendémicas, dos cuasiendémicas, y nueve endémicas que son 8% de la avifauna total. Por otro lado, en PB se presentaron más especies dentro de un estatus de protección especial (ocho especies) que en SQ (seis especies). Cada ANP tuvo también una especie amenazada por la NOM-059-ECOL-2010. En total hubo nueve especies en Protección Especial, y dos Amenazadas (*T. dupontii* y *E. neoxenus*) por la NOM-059-ECOL-2010. En SQ hubo 19 especies en el apéndice II de CITES-2013, y en PB hubo 14; en ambas ANP hubo una especie en el apéndice I, la cual fue *F. peregrinus*. Juntando ambas ANP existe una especie en el apéndice I y 21 en el apéndice II de CITES-2013. Todas las especies presentes

en ambas ANP se encuentran en la categoría de preocupación menor por la IUCN (2014), excepto *E. neoxenus* encontrada en PB que está en la categoría de Casi Amenazada (Apéndice B).

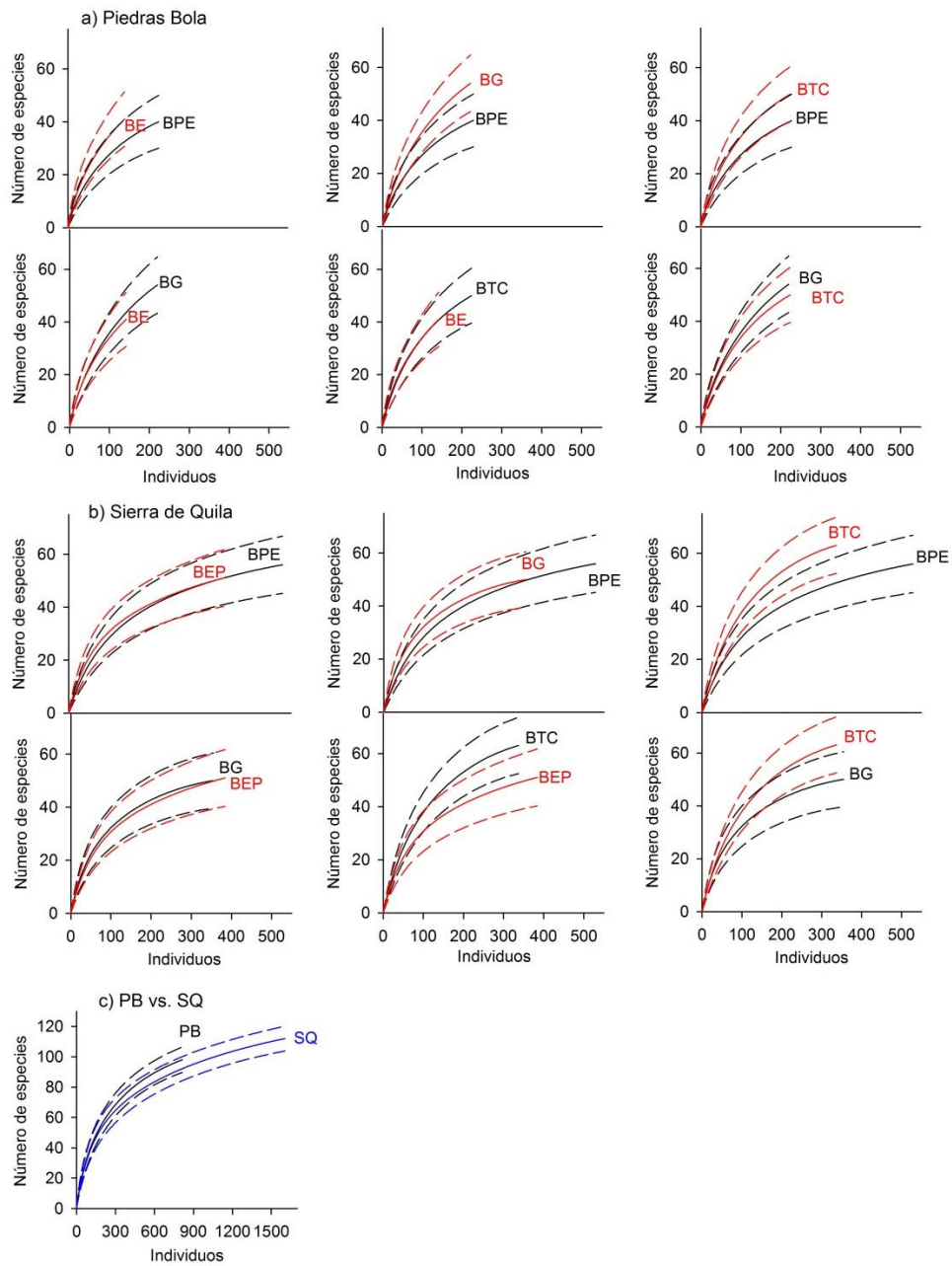


Fig. 3 Curvas de rarefacción basadas en individuos en: (a) PB, (b) SQ, y (c) ambas ANP, PB contra SQ. Tipos de vegetación: BPE es Bosque de Pino-Encino; BE es Bosque de Encino; BEP es Bosque de Encino-Pino; BG es Bosque de Galería; BTC es Bosque Tropical Caducifolio.

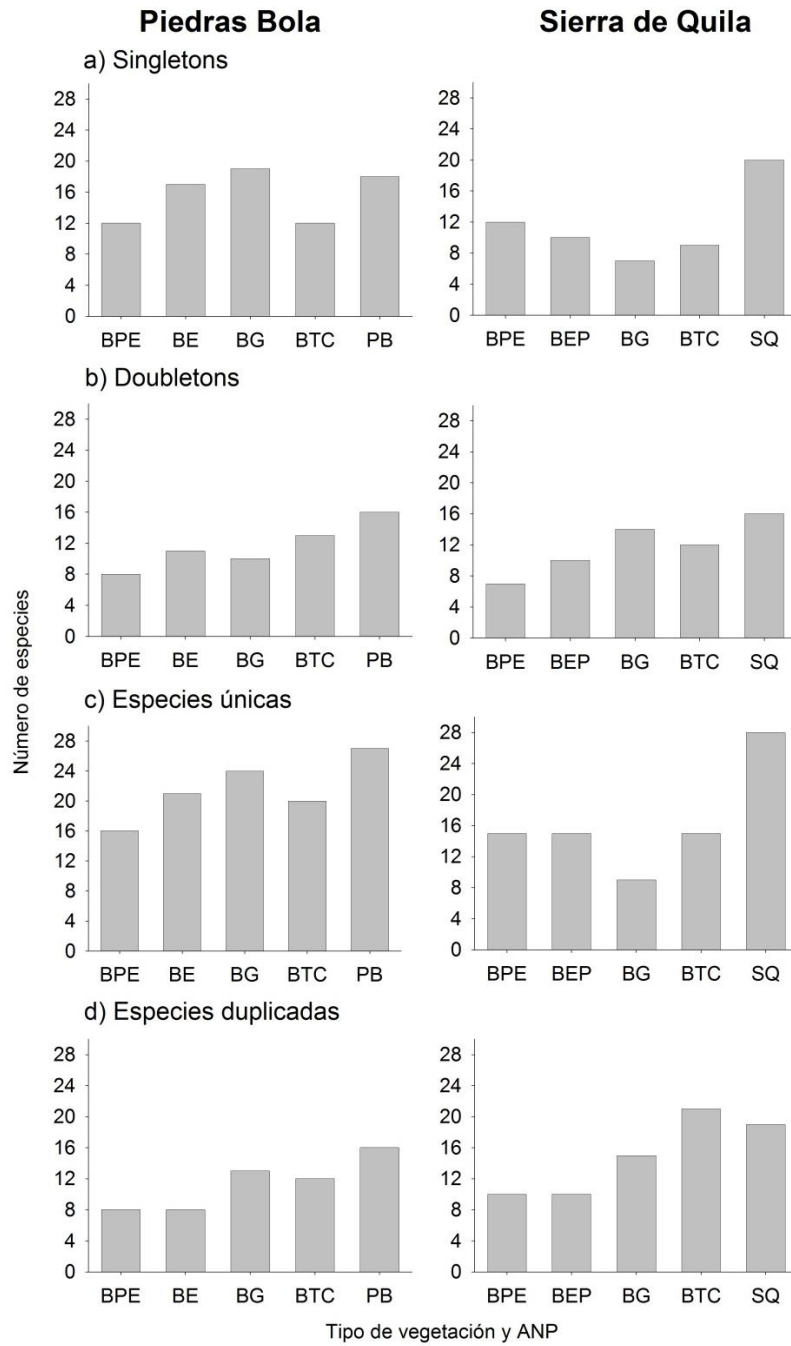


Fig. 4 Rareza de especies para PB y SQ. (a) singletons, (b) doubletons, (c) especies únicas, y (d) especies duplicadas.

7.3 Particiones aditivas de la diversidad

Las particiones aditivas de la diversidad avifaunística al nivel de tipo de vegetación mostraron un patrón similar en ambas ANP. La diversidad- β_1 – tasa renovación de especies entre muestras – fue el componente que más contribuyó a la diversidad total de cada tipo de vegetación. Además, esta diversidad- β_1 observada presentó diferencias significativas con lo esperado por aleatoriedad. Lo que sugiere que la diversidad- β_1 es un componente biológico real y no es el resultado de un evento estocástico o de un mal diseño y tamaño de esfuerzo de muestreo (Fig. 5). En PB, el BG (con 51 especies) y el BTC (con 50 especies) resultaron ser los tipos de vegetación con mayor diversidad- β_1 , mientras que el BPE tuvo la menor renovación de especies (con 38 especies). En SQ, el BTC fue el tipo de vegetación con los valores más altos de diversidad β_1 (con 58 especies), seguido por el BPE con 53 especies. En cambio el BG fue el que menos diversidad- β_1 tuvo (con 46 especies). Por su parte, la diversidad- $\bar{\alpha}_1$ tuvo valores muy bajos (2 a 4 especies) tanto en PB como en SQ y no fue estadísticamente diferente a lo estimado por aleatoriedad (Fig. 5).

Las particiones aditivas de la diversidad de aves al nivel de cada ANP mostraron que la diversidad- β_2 – renovación de especies entre tipos de vegetación – fue la que más contribuyó a la diversidad- γ con 51 especies para PB y 57 para SQ. Es importante mencionar que la diversidad- β_2 fue el único componente de la biodiversidad que resultó significativamente diferente a lo encontrado por azar en ambas ANP, donde los valores de la diversidad- β_2 observada fueron mayores que

los diversidad- β_2 esperada (Fig. 6). Por otro lado, la diversidad- β_1 fue el segundo componente más importante en contribución a la diversidad- γ con 43 especies en PB y 51 en SQ. De igual manera, la diversidad- $\bar{\alpha}_1$ fue la que menos contribuyó (2 – 3 especies) a la diversidad global de las ANP (Fig. 6a y b).

La partición aditiva global entre ambas ANP evidenció que la diversidad- β_2 y la diversidad- β_3 – renovación de especies entre ANP – fueron los componentes que mayor contribuyeron a la diversidad- ε que representa la riqueza total de especies para PB y SQ. Ambas diversidades de diferenciación fueron estadísticamente diferentes a lo estimado por aleatoriedad (Fig. 6c). La diversidad- β_2 aportó 54 especies y fue la que más contribuyó a la diversidad total dentro de cada ANP. Le siguió la diversidad- β_1 con 47 especies, la diversidad- β_3 con 39 especies, y por último, la diversidad- $\bar{\alpha}_1$ contribuyó sólo con tres especies.

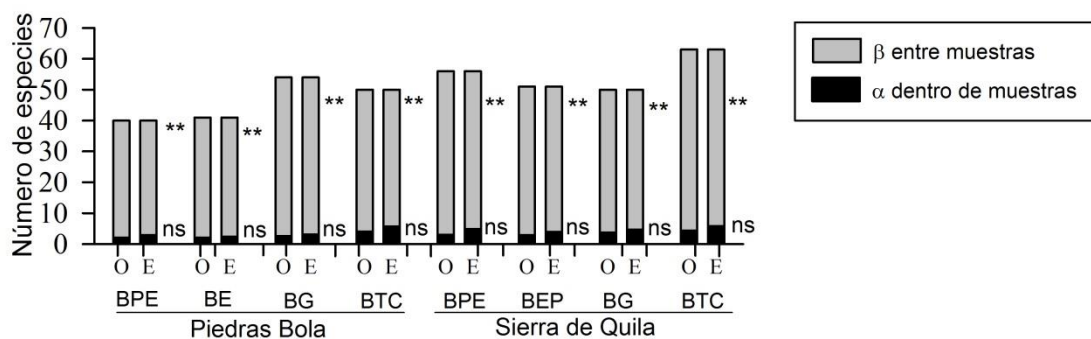


Fig. 5 Particiones aditivas de la diversidad avifaunística al nivel de tipo de vegetación para las ANP PB y SQ. O es componentes observados, E es componentes esperados, ** es la significancia estadística ($p < 0.001$), ns es no hay diferencias significativas.

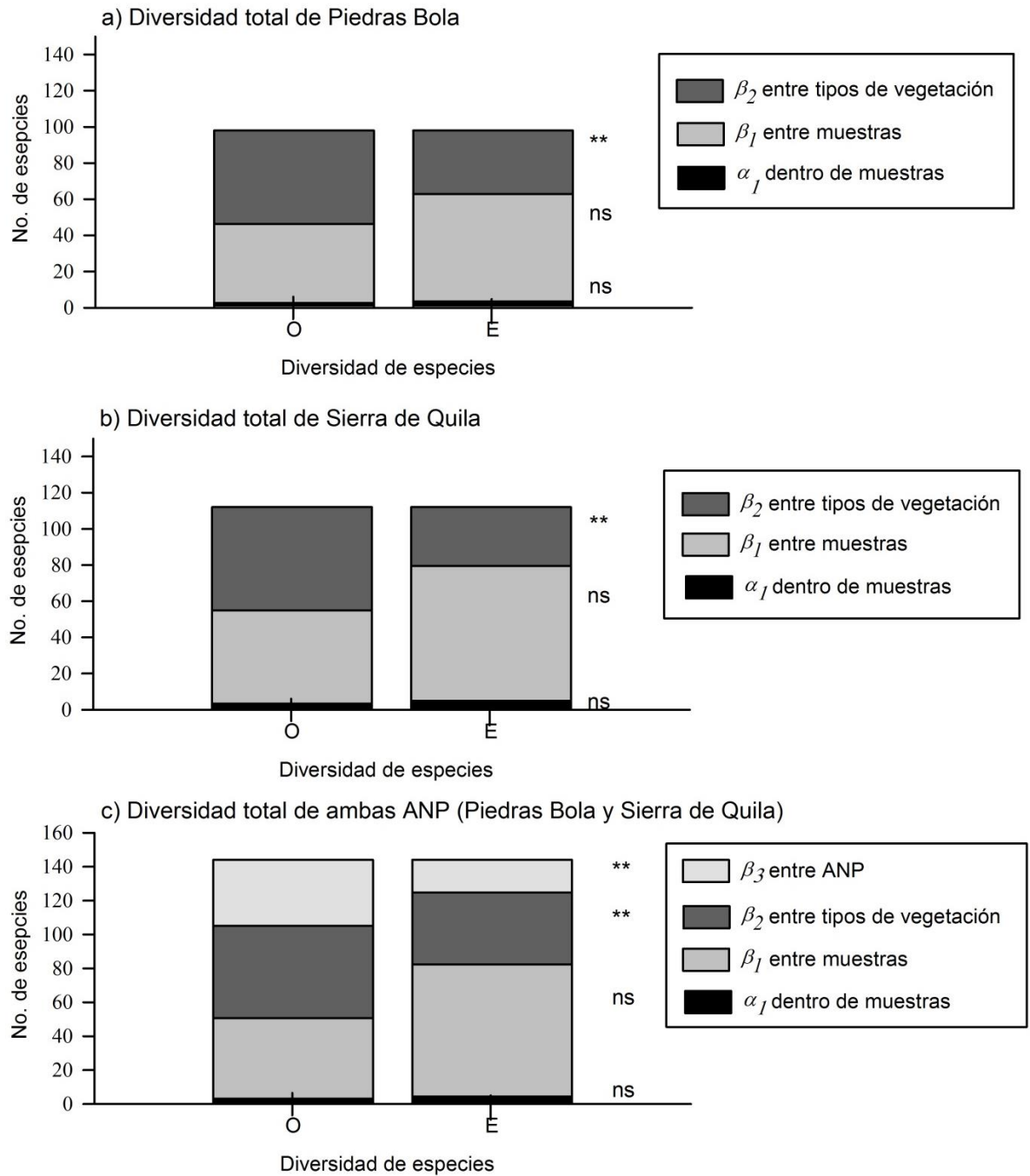


Fig. 6 Particiones aditivas de la diversidad avifaunística de PB y SQ dentro y entre estas ANP.

8. Discusión

8.1 Diversidad biológica

La riqueza de especies de aves que alberga la SQ representa 20.2% de las especies registradas en Jalisco y 9.7% en México, en tanto que en PB posee 17.7% de la avifauna de Jalisco y 8.5% de México. La suma de las especies distintas de ambas ANP representa 26% de las 554 especies encontradas en Jalisco (Palomera-García *et al.* 2007) y 12% de las 1,150 especies registradas para México (Navarro-Singüeza *et al.*, 2014). La riqueza específica de ambas áreas naturales es similar a lo registrado para el Parque Nacional Nevado de Colima, que tiene el 21% de la avifauna de Jalisco y 10% del país (CONANP, 2005). Pero ésta es menor que la reportada para la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, la cual presenta 70% de las especies de Jalisco y 36% de las aves en México (INE, 2000).

Este trabajo evidencia que SQ tiene más diversidad de aves y mayor rareza de especies que PB. Esto se debe porque SQ tiene una mayor heterogeneidad por tipos de vegetación y un mayor gradiente altitudinal que PB, además, de que SQ tiene un área más extensa y conservada y con más años de protección como ANP (Guerrero y López, 1997; Contreras *et al.*, 1999). Además, en el área de estudio dentro de SQ, existen arroyos con agua todo el año, mientras que en PB no existe esto. Esto hace que la época de sequía sea más estresante para los animales residentes.

La avifauna de la FVT en su región oeste es muy similar a la encontrada en la Sierra Madre Occidental (SMO), principalmente en su región media y sur (Escalante *et al.*, 1998). Lo anterior favorece que SQ y PB, localizadas cerca de la frontera de la FVT y la SMO, presenten una gran cantidad de especies compartidas con ambas regiones. En este sentido, SQ presenta sólo cinco especies encontradas en la FVT que no están compartidas con la SMO: *Colinus virginianus*, *Calocitta formosa*, *Peucaea humeralis*, *Pipilo ocai* y *Icterus abeillei* (las últimas tres mencionadas son endémicas a México). En PB el 100% de la avifauna es compartida con ambas regiones biogeográficas, debido a que se localiza más cerca a la frontera con la SMO. Esto tiene implicaciones en su conservación avifaunística, ya que al conservar ambas ANP automáticamente se estarán conservando especies de aves compartidas entre ambas regiones.

En SQ hubo más endemismos (17 especies) de avifauna que en PB (9 especies). Esto es también un resultado posible de que SQ sea un área más heterogénea y conservada. El número de especies endémicas observadas en ambas ANP (21 especies) fue relativamente alto, porque representa casi el 11% de las especies endémicas a México. Esto corrobora lo reportado por Escalante *et al.* (1998) y Navarro-Singüeza *et al.* (2014), quienes mencionan que el mayor porcentaje de endemismo en la avifauna mexicana se encuentra en la SMO y la FVT. Además, las ANP SQ y PB se encuentran en un sitio prioritario para la conservación, que es considerado como el “hotspot” de Mesoamérica, lo que significa que son sistemas montañosos con una diversidad alta de especies endémicas y amenazadas (Myers *et al.*, 2000).

Por otro lado, el BTC fue el tipo de vegetación con la mayor diversidad de aves en PB como en SQ con 50 y 63 especies, respectivamente, lo que coincide con otros encontrados por Elorza-Reyes (1992) en el ANP La Primavera en Jalisco, Palomera-García *et al.* (1994) en Jalisco y Chiapas, y Ramírez-Albores (2007) en cuatro comunidades al oeste de Jalisco. Todo esto corrobora la importancia del BTC para la riqueza avifaunística, ya que es uno de los tipos de vegetación de México – junto con el BPE y otros bosques tropicales – donde existe la mayor diversidad de aves en el país (Escalante *et al.*, 1998; Navarro-Singüeza *et al.*, 2014). La riqueza alta de aves en ambientes de selva tropical, como es el BTC, es demostrada también por varios autores en otros lugares de latinoamérica (Karr, 1977; Verey y Solórzano, 1998).

8.1 Partición de la diversidad

En PB, el BG fue el hábitat que tuvo más especies raras y no compartidas entre sitios de muestreo, seguido por el BTC, lo cual explica el porqué estos bosques fueron los de la mayor diversidad- β_1 . Quizás esto se debe a que, tanto el BG como el BTC, son hábitats muy heterogéneos en cuanto a la estructura de su vegetación, composición de flora, y por ende, tipos de nichos ecológicos. Lo que promueve que sólo se encuentren ciertas especies allí. Por otra parte, el BPE fue el tipo de vegetación con menor diversidad- β_1 , porque tuvo la riqueza avifaunística más baja. Este resultado contradice lo mencionado por Escalante *et al.* (1998), quienes mencionan que el BPE es uno de los bosques con mayor riqueza avifaunística en México. Por lo tanto, en este trabajo se demuestra que el BPE

tiene pocas especies raras en comparación con los demás tipos de hábitats. Esta situación es lo contrario a lo esperado en la segunda hipótesis planteada en este estudio, donde se menciona que el BPE tendría una diversidad- β_1 alta. Esto podría deberse a que el BPE en PB es más homogéneo en cuanto a su disponibilidad de nichos ecológicos. Además de que el BPE es un área con poca extensión dentro del ANP PB (Contreras *et al.*, 1999). En contraste, en SQ, el BG tiene la menor cantidad de singletons y especies únicas, por ello tuvo una diversidad- β_1 baja. En esta ANP (justo como se esperaba en la hipótesis), el BTC y el BPE fueron los tipos de vegetación donde hubo la mayor tasa de recambio de especies. Lo cual podría deberse a que ambos tipos de vegetación son los más biodiversos que hay a nivel nacional en cuanto a su composición avifaunística (Escalante *et al.*, 1998; Navarro-Singüeza *et al.*, 2014). Las especies de baja frecuencia para BTC son las más influyeron en esta diversidad- β_1 , mientras que para el BPE son principalmente las especies singletons. Cabe mencionar, que aquellas especies migratorias también contribuyen en una diversidad- β_1 alta, ya que sólo se encontraban en sitios específicos durante ciertos periodos de tiempo, como por ejemplo es el caso del halcón peregrino (*F. peregrinus*). En este sentido, las especies raras y no compartidas entre los sitios de muestreo y tipo de vegetación de PB y SQ deben de tener una prioridad alta para su conservación, ya que son fundamentales para mantener el recambio de especies de aves.

En este trabajo se evidencia que la diversidad- β_2 entre tipos de vegetación es la que más contribuyó a la diversidad total (γ) de cada ANP, lo cual corrobora

la primer hipótesis planteada. Esto coincide con los trabajos de Fleishman *et al.* (2003), Kattan *et al.* (2006), Wu *et al.* (2010), y Signor y Pinho (2011), quienes mencionaron que la diversidad β fue la que más contribuyó a la diversidad γ en sus respectivos estudios. Las especies que mayormente favorecen a la contribución de la diversidad- β_2 son las especies exclusivas de cada tipo de vegetación (*e.g.* *E. neoxenus*, *P. ocai*, *T. dupontii*, *F. cyanopygius*). Por lo cual es importante dar un mayor énfasis en su conservación, además de que la mayoría de ellas son también una rareza al nivel de sitios de muestreo. En este sentido, este tipo de especies de aves son las más importantes para la diversidad avifaunística de ambas ANPs. Esto sin mencionar, que muchas de estas especies están también en la NOM-059-2010, o bien son endémicas y están en CITES.

Los resultados de las particiones aditivas de este trabajo evidencian que existe una similitud de especies muy baja entre los tipos de vegetación, es decir una diversidad β_2 alta. Por ello, la diversidad β_2 fue el componente que mayor contribuye a la diversidad- γ de cada ANP y a la diversidad- ε que representa la riqueza total de especies para PB y SQ. Como se comentó anteriormente, esto puede explicarse por la heterogeneidad de la estructura del hábitat que existe dentro y entre los tipos de vegetación. Esto favorece una variación importante en la composición de especies asociadas en distintos niveles espaciales. En otras palabras, esto sugiere que dentro del mismo tipo de vegetación existe también una gran heterogeneidad en la conformación de los hábitats, lo cual favorece que existan agregaciones intraespecíficas, es decir, que las especies dentro de cada

tipo de vegetación no se encuentran por todos lados, sino que se localizan en ciertos sitios donde quizás encuentran los recursos y requerimientos necesarios. El efecto de la heterogeneidad de los patrones de diversidad espacial de aves se sustenta por el hecho de que algunas especies ocupan ciertos hábitats en particular (Signor y Pinho, 2011).

Por su parte el valor alto de la diversidad- β_3 entre ANP está dado por aquellas especies no compartidas entre ambas ANP, que a su vez es explicado también por las especies no compartidas entre los tipos de vegetación (diversidad β_2 alta). Por ejemplo, en SQ se encuentran especies típicas y únicas de BTC como *T. dupontii* (Amenazada por la NOM-059-2010), así como *P. leclancherii*, *P. nigriceps* y *M. chrysogenys* (especies endémicas) que no están en PB, porque ahí el BTC está muy perturbado. Asimismo en el BPE de SQ existen también varias especies (e.g. algunas endémicas a México: *Cardellina rubra*, *Pipilo ocai*, *Icterus abeillei*) sólo encontradas en ese tipo de vegetación, y que tampoco están en el BPE de PB, debido posiblemente a que éste último tipo de vegetación no es tan extenso en esta ANP. Por otra parte, algunas especies raras de PB que no están compartidas con SQ, se encuentran en el BTC, tal es el caso del gavilán de Cooper (*A. cooperii* que está en Protección Especial -Pr- por la NOM-059-2010 y en el apéndice II de CITES-2013), y en el BG el trogón orejón (*E. neoxenus*, especie endémica con el estatus de amenazada por la NOM-059-2010). Todo esto tiene repercusiones en cuanto a la conservación de las ANP estudiadas. Es importante tomar en cuenta en los planes de manejo a las especies raras y su estatus de protección, así como también aquellas especies que son exclusivas

para un tipo de vegetación. En este sentido es prioritario conservar la heterogeneidad de hábitats dentro de los tipos de vegetación para asegurar la conservación de especies endémicas con alguna categoría de riesgo.

El recambio de especies en los gradientes altitudinales juega un papel importante en la diversidad regional. La elevación altitudinal aunada a la temperatura crean un gradiente ambiental en las regiones montañosas, causando, un gran recambio avifaunístico (Young *et al.*, 1998; Lomolino, 2001; Kattan *et al.*, 2006; Veech y Crist, 2007; Wu *et al.*, 2010). Sin embargo, en SQ la altitud no es un buen predictor para la diversidad- β , dado que el mayor recambio de especies es más importante entre los tipos de vegetación. Por ejemplo, el BTC (1,450 - 1,681 msnm) y el BPE (2,119 - 2,265 msnm) fueron los que más diversidad- β_1 tuvieron sin considerar su altitud. Este patrón se genera porque la vegetación en cada nivel altitudinal de SQ no es homogénea, esto significa, que los distintos tipos de vegetación se traslapan en el gradiente altitudinal en esta ANP. Este resultado coincide con los resultados de Jankowski *et al.* (2009), quienes mencionan que la falta de correlación entre la diversidad- β y la altitud se debe a que la composición de especies cambia sustancialmente entre sitios con la misma elevación en las montañas Tilarán, Costa Rica. En contraste, PB tiene la menor diversidad- β_1 en el BPE (2,000 a los 2,300 msnm), mientras que la mayor diversidad- β_1 se obtuvo en el BG (1,750 - 1,900 msnm) y el BTC (inferior a 1,775 msnm). Así que en esta ANP, la diversidad- β se correlaciona de manera lineal negativa con la altitud. Esto está de acuerdo con lo encontrado por Young *et al.*

(1998), Kattan y Franco (2004), Jankowski *et al.* (2009) y Wu *et al.* (2010), quienes reportaron que la riqueza de especies decrecía mientras más elevación había. La diferencia en la composición de especies entre gradientes altitudinales puede deberse a distintos factores como son el clima, la superficie del hábitat, la historia natural de las especies presentes, o la escala espacial de estudio (Lomolino, 2001; Kattan y Franco, 2004; Wu *et al.*, 2010). La diversidad- β alta entre gradientes altitudinales, o en nuestro caso particular también entre tipos de vegetación (β_2) en PB, significa que la composición de especies cambia rápidamente con la elevación por tipos de vegetación (Wu *et al.* 2010). Kattan *et al.* (2006) encontraron que la fragmentación de los gradientes altitudinales causa la extinción localizada de especies de aves. En este sentido, es importante que se conserve y exista un continuo altitudinal para preservar la diversidad- β , en particular en PB.

8.2 Perspectivas de conservación

Cabe destacar que es importante dar un mayor énfasis en la conservación del BTC en ambas ANP, así como también al BG en PB y al BPE en SQ. Esto es debido a su diversidad- β_1 alta, así como también por ser los tipos de vegetación con más número de especies no compartidas con otros bosques (con mayor influencia para la diversidad- β_2 alta), y a la gran cantidad de especies raras que presentan. Por lo tanto, este trabajo concuerda con lo encontrado por Escobar-Ibáñez (2011), ya que menciona que el BTC de SQ es el bosque más disímil en avifauna y con el mayor recambio de especies respecto a los demás tipos de vegetación. Lo que significa que este bosque juega un papel importante en la

contribución de la diversidad- β_2 en SQ. Además, en este bosque tropical existe el mayor número de endemismos dentro de SQ (Escobar-Ibáñez, 2011), como el colibrí cola pinta (*T. dupontii*) catalogado como amenazado por la NOM-059-2010. Por otro lado, en el BG de PB está el trogón orejón (*E. neoxenus*), una especie endémica clasificada como amenazada por la NOM-059-2010 y casi amenazado por la UICN; asimismo el halcón peregrino (*F. peregrinus*) está dentro del apéndice I de CITES-2013 y en protección especial por la NOM-059-2010. A pesar de todo esto, el BTC es uno de los ecosistemas tropicales más amenazados en México (Flores-Villela y Gérez, 1994), y junto con el BEP, es uno de los tipos de vegetación con más especies endémicas en México (Flores-Villela y Gérez, 1994; Escalante *et al.*, 1998; Navarro-Singüeza *et al.*, 2014). Esto sin mencionar, que el BTC es uno de los tipos de vegetación con menor porcentaje de superficie en protección dentro de las ANP de estudio (Guerrero y López, 1997; Contreras *et al.*, 1999; Castillo y Aceves 2007), así como también a nivel nacional (Bezaury, 2010).

En todas las particiones aditivas, la diversidad- β_2 (entre tipos de vegetación) es la más importante para mantener la diversidad avifaunística de los ecosistemas de SQ y PB. Lo cual fue significativamente diferente de lo estimado por los modelos nulos. Esto sugiere que los componentes analizados de la biodiversidad son reales y están determinados por las características propias de los hábitats de cada tipo de vegetación. Por ello se explica que al nivel espacial de tipo de vegetación se presente la mayor dependencia de escala de la diversidad de especies aves para cada ANP. Esto significa que para mantener la diversidad global de cada

sistema es muy importante que se conserve la heterogeneidad del paisaje. No obstante, es importante mencionar que, dependiendo del grupo taxonómico estudiado, la escala espacial cambia y con ello la explicación de sus patrones de diversidad (Fleishman *et al.*, 2003). La vagilidad y la disponibilidad de recursos requeridos por las especies, determinan también el cómo algunas especies o grupos de especies usan un mosaico de hábitats (Law y Dickman, 1998; Bennett *et al.*, 2004; Fleishman *et al.*, 2003; Signor y Pinho, 2011). Por ejemplo, la exclusión competitiva por la disponibilidad de nichos puede ser mayor en aves que en mariposas, lo cual significa que la conservación de las aves requiere un área mayor, que la conservación y estudio de las mariposas (Fleishman *et al.*, 2003). En el caso de la avifauna de SQ y PB, es fundamental que se realicen estudios sobre su biología y ecología para poder aportar información que dé un mayor énfasis en su conservación y manejo al nivel de ANP, y no a pequeñas o enormes escalas espaciales. Tal como podría suceder en otros grupos taxonómicos. Estos resultados coinciden con los trabajos de Fleishman *et al.* (2003), Kattan *et al.* (2006), Wu *et al.* (2010), y Signor y Pinho (2011), los cuales mencionana de forma general que para la conservación de las aves se necesitan escalas regionales.

Para mantener la diversidad regional de la avifauna de SQ y PB, es importante implementar estrategias de manejo y conservación por tipos de vegetación, seguida por la conservación de cada ANP de manera independiente. Esto se recomienda debido a que existen especies encontradas únicamente en un tipo de vegetación dentro de un ANP específico (SQ o PB) y que influyen considerablemente en la diversidad total del paisaje. Al conservar la

heterogeneidad de cada ANP, se estará conservando la riqueza avifaunística del paisaje. SQ y PB son áreas que se complementan para mantener esta diversidad, ya que contienen conjuntos suplementarios de especies. Todo esto, debe de tomarse en cuenta para la toma de decisiones en un sistema corredores y de reservas naturales.

9. Conclusiones

- Para ambas ANP se registró un total de 144 especies pertenecientes a 90 géneros, 36 familias y 12 órdenes. De estas especies, en PB se registró 68% (98 especies) de la riqueza total, y en SQ 71% (102 especies). La suma de las especies distintas de ambas ANP representa 26% de las especies encontradas en Jalisco y 12% de las registradas para México.
- En SQ hubo más diversidad de aves y una mayor cantidad de endemismos que en PB (SQ con 102 especies de las cuales 17 endémicas; mientras que PB con 98 especies de las cuales 9 endémicas). Además de que en general tuvo la mayor cantidad de especies raras en abundancia y frecuencia. Por lo que se concluye que SQ es un paisaje más heterogéneo.
- Ambas ANP presentan la mayoría de sus especies compartidas (en SQ: 95%, y en PB: 100%) con las regiones biogeográficas de la FVT a en su porción oeste y la SMO en su porción sur. Por lo que al conservar ambas ANP se conservarán aquellas especies compartidas entre ambas regiones.
- Tanto en PB como en SQ, el BTC fue el tipo de vegetación con la mayor diversidad de aves (con 50 y 63 especies respectivamente).
- En PB el patrón de la diversidad- β_1 fue correlacionada de manera negativa con la altitud. Sin embargo, en SQ la altitud no fue un buen predictor para la diversidad- β .

- Los tipos de vegetación con la mayor diversidad- β_1 fueron el BTC en PB y SQ (con 50 y 58 especies respectivamente), así como el BG (con 51 especies) en PB y el BPE (con 53 especies) en SQ. Estos bosques tuvieron en general la mayor cantidad de especies raras y no compartidas entre sí, por lo que hay que darles prioridad en su conservación.
- Las particiones aditivas mostraron que la diversidad- β_2 (entre tipos de vegetación) fue la que más contribuyó a la diversidad- γ de cada ANP (con 51 especies para PB y 57 para SQ), y a la diversidad- ε (con 54 especies) que representa la riqueza total de especies para ambas ANP. Además estos resultados fueron diferentes a lo estimado en los modelos nulos. Esto sugiere una gran heterogeneidad entre tipos de vegetación, lo que favorece agregaciones intraespecíficas dentro de ellos.
- La diversidad- β_3 entre ANP tuvo en segundo lugar una contribución importante para la diversidad global del sistema (ε). El valor alto de la diversidad- β_3 es explicado por las especies no compartidas entre los tipos de vegetación (diversidad β_2 alta). Lo que a su vez está dado por la diferencia que existe en la composición de especies entre los sitios de muestreo dentro de cada tipo de vegetación (diversidad β_1 alta).
- Las especies que más influyeron en los valores altos de la diversidad- β_2 fueron las especies restringidas por tipos de vegetación y las raras. A las cuales hay que darles un mayor énfasis en su conservación, ya que son las

más importantes para la diversidad total tanto a nivel de ANP, como para ambas áreas juntas. Esto sin mencionar, que muchas de estas especies están en la NOM-059-2010, son endémicas y están en CITES.

- Las particiones aditivas ayudan a identificar en qué escala espacial es prioritario enfocar los esfuerzos de conservación. En el caso de SQ y PB, para mantener la diversidad regional de su avifauna es importante implementar estrategias de manejo y conservación por tipos de vegetación, seguida por la conservación de cada ANP de manera independiente.

10.Recomendaciones

- Realizar un estudio de particiones aditivas no solamente a nivel espacial sino también temporal de la avifauna de SQ y PB. Esto con el objetivo de encontrar un patrón de la variación espacio-temporal en la diversidad de la avifauna de ambas ANP.
- Asimismo, se sugiere complementar este estudio con un análisis de redundancia canónica para analizar la relación entre la diversidad avifaunística α , β y γ con la estructura de la vegetación de SQ y PB.
- Se sugiere también poder comparar la diversidad avifaunística de SQ y PB con otras ANP contiguas (como son las ANP de la Primavera y la Barranca del Río Santiago) haciendo un estudio más extenso de particiones aditivas.
- Los esfuerzos de conservación de la avifauna se deben de enfocar mayormente en el BTC de ambas ANP, así como también en el BG de PB y en el BPE de SQ.
- Tanto en SQ como en PB es necesario implementar estrategias de manejo y conservación por tipo de vegetación, seguida por la conservación de cada ANP de manera independiente.

11. Literatura citada

- Acosta-González, G., F. A. Rodríguez-Zaragoza, R. C. Hernández-Landa y J. E. Arias-González. 2013. Additive Diversity Partitioning of Fish in a Caribbean Coral Reef Undergoing Shift Transition. *Plos One*, 8(6): 1-11.
- Alcantar-Escalera, F. J., M. García-Varela, E. Vázquez Domínguez y G. de León Pérez-Ponce. 2013. Using DNA barcoding to link cystacanths and adults of the acanthocephalan *Polymorphus brevis* in central Mexico. *Molecular Ecology Resources*, 13(6): 1116-1124.
- Amparán, R. T. 2000. Diversidad de la comunidad de aves acuáticas y caracterización de sus hábitats en la laguna de Zapotlán, Jalisco, México. Tesis de maestría, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León.
- AOU. 2013. Fifty-fourth supplement to the American Ornithologists' Union checklist of North American birds. *The Auk*, 130(3): 558-571.
- Arbelaez-Cortés, E. y A. G. Navarro-Sigüenza. 2013. Molecular evidence of the taxonomic status of western Mexican populations of *Phaethornis longirostris* (Aves: Trochilidae). *Zootaxa*, 3716(1): 81-97.
- Bennett, A.F., S.A. Hinsley, P.E. Bellamy, R.D. Swetnam y R. Mac Nally. 2004. Do regional gradients in land-use influence richness, composition and turnover of bird assemblages in small woods? *Biological Conservation*, 119: 191-206.
- Bezaury Creel, J. 2010. Las selvas secas del Pacífico mexicano en el contexto mundial. En: G. Ceballos, L. Martínez, A. García, E. Espinoza, J. Bezaury C. y R. Dirzo (Eds.) *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México*. Fondo de Cultura Económica - CONABIO. México, D.F. Pp. 21-40.
- Bojorges-Baños, J. C. y L. López-Mata. 2006. Asociación de la riqueza y diversidad de especies de aves y estructura de la vegetación en una selva mediana subperennifolia en el centro de Veracruz, México. *Revista Mexicana de la Biodiversidad*, 77: 235-259.

- Carlos, G. J. A. 2014. Guía de las aves del área natural protegida Piedras Bola, y sus alrededores, Ahualulco del Mercado, Jalisco, México. Tesis de licenciatura. Universidad de Guadalajara.
- Castillo G., V. M. y C. D. Aceves. 2007. Gestión para la sustentabilidad del área natural Piedras Bola, Ahualulco de Mercado, Jalisco. Universidad de Guadalajara y H. Ayuntamiento de Ahualulco de Mercado.
- Cedillo, I. M., R. Carmona, D. H. Ward y G. D. Danemann. 2013. Habitat use patterns of the Black Brant *Branta bernicla nigricans* (Anseriformes: Anatidae) in natural and artificial areas of Guerrero Negro, Baja California Sur, Mexico. *Wilson Journal of Ornithology*, 125(3): 443-453.
- CITES. 2013. Disponible en: <http://www.cites.org/esp/index.shtml> Fecha de consulta: 31 Octubre 2013.
- Colwell R. K. 2013. EstimateS: statistical estimation of species richness and share species from samples. Version 9.1. University of Connecticut, Storrs, USA. Disponible en: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates/> Fecha de consulta: 23 Octubre 2013.
- CONANP. 2005. Programa de Conservación y Manejo Parque Nacional Volcán Nevado de Colima – Gobierno de Jalisco, Secretaría de Desarrollo Rural.
- CONANP. 2012. Programa de Manejo Área de Protección de Flora y Fauna Sierra de Quila. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas - Comité Regional de la Sierra de Quila A. C.
- CONANP. 2013. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Disponible en: <http://www.conanp.gob.mx/> Fecha de consulta: 20 Agosto 2013.
- Contreras-Rodríguez, S., L. Romo y J. Reynoso. 1999. Caracterización de la vegetación en la zona de Piedras Bola Ahualulco de Mercado, Jalisco México. *Boletín IBUG*, 7: 103-121.
- Crist, T.O., J. A. Veech, J. C. Gering y K. S. Summerville. 2003. Partitioning species diversity across Landscapes and regions: a hierarchical analysis of α , β , and γ diversity. *American Naturalist*, 162: 734-743.
- Curiel-Ballesteros, A. 1996. Ordenamiento Ecológico de Jalisco, Áreas prioritarias para la conservación. México.

- Elorza-Reyes, A. M. 1992. Comparación estacional de la avifauna en cuatro tipos de vegetación del Bosque La Primavera. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad de Guadalajara. Jalisco, México.
- Escalante, P., A. G. Navarro y A. T. Peterson. 1998. Un análisis geográfico, ecológico e histórico de la diversidad de las aves terrestres de México pp. 279-304. En: Diversidad biológica de México, orígenes y distribución.
- Escobar-Ibáñez, J. F. 2011. Distribución altitudinal de la avifauna del Área de Protección de Flora y Fauna SQ, Jalisco, México. Tesis de licenciatura, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara.
- Estrada, A., P. Cammarano y R. Coates-Estrada. 2000. Bird species richness in vegetation fences and in strips of residual rain forest vegetation at Los Tuxtlas, Mexico. *Biodiversity and Conservation*, 9: 1399-1416.
- Ferrier, S., G. V. N. Powell, K. S. Richardson, G. Manion, J. M. Overton, T. F. Allnutt, S. E. Cameron, K. Mantle, N. D. Burgess, D. P. Faith, J. F. Lamoreux, G. Kier, R. J. Hijmans, V. A. Funk, G. A. Cassis, B. I. Fisher, P. Flemons, D. Lees, J. C. Lovett y R. S. A. R. Van. 2004. Mapping more of terrestrial biodiversity for global conservation assessment. *BioScience*, 54: 1101-1109.
- Fleishman, E., C. J. Betrus y R. B. Blair. 2003. Effects of spatial scale and taxonomic group on partitioning of butterfly and bird diversity in the Great Basin, USA. *Landscape Ecology*, 18: 675-685.
- Flores-Villela O. y P. Gerez. 1994. Biodiversidad y conservación en México: vertebrados, vegetación y uso del suelo. Conabio/U.N.A.M. México, D. F.
- Francisco-Ramos, V. y J. E. Arias-González. 2013. Additive Partitioning of Coral Reef fish Diversity across Hierarchical Spatial Scales throughout the Caribbean. *Plos One*, 8(10): 1-14.
- Gering, J.C., T. O. Crist y J. A. Veech. 2003. Additive partitioning of species diversity across multiple spatial scales: implications for regional conservation of biodiversity. *Conservation Biology*, 17: 488-499.
- González-García, F. y H. Gómez de Silva. 2003. "Especies endémicas: riqueza, patrones de distribución y retos para su conservación" En: Gómez de Silva, H. y A. Oliveras de Ita (Eds.). *Conservación de aves, experiencias*

- en México. CIPAMEX, National Fish and Wildlife Foundation, CONABIO. México, D.F. Pp. 150-194.
- Gotelli N. J. y R. K. Colwell 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, 4:379-391.
- Guerrero, J. J., y G. A. López. 1997. La vegetación y la flora de la Sierra de Quila, Jalisco, México. Universidad de Guadalajara.
- Hinojosa-Huerta, O., R. Guzmán-Olachea, J. Butron-Mendez, J. J. Butron-Rodríguez y A. Calvo-Fonseca. 2013. Status of marsh birds in the wetlands of the Colorado River delta, Mexico. *Ecological Engineering*, 59: 7-17.
- Howell, S. N. G. y S. Webb. 1995. A guide to the birds of Mexico and Northern Central America. Oxford University Press. Nueva York, Estados Unidos.
- INE (Instituto Nacional de Ecología). 2000. Programa de Manejo de la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. México D.F.
- IUCN. 2014. Disponible en: <http://www.iucnredlist.org> Fecha de consulta: 31 Marzo 2014.
- Jankowski, J.E., A.L. Ciecka, N.Y. Meyer y K.N. Rabenold. 2009. Beta diversity along environmental gradients: implications of habitat specialization in tropical montane landscapes. *Journal of Animal Ecology*, 78, 315–327.
- Karr, J. R. 1977. Ecological correlates of rarity in a tropical forest birds community. *Auk*, 94:240-247.
- Kattan, G. H., P. Franco, C. A. Saavedra-Rodríguez, C. Valderrama, V. Rojas, D. Osorio y J. Martínez. 2006. Spatial Components of Bird Diversity in the Andes of Colombia: Implications for Designing a Regional Reserve System. *Conservation Biology*, 20: 1203-1211.
- Kattan, G.H. y P. Franco. 2004. Bird diversity along elevational gradients in the Andes of Colombia: area and mass effects. *Global Ecology and Biogeography*, 13: 451-458.
- Lande, R. 1996. Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *OIKOS*, 76: 5-13.

- Lara, C., K. Lumbreras, y M. González. 2009. Niche partitioning among hummingbirds foraging on *Penstemon roseus* (Plantaginaceae) in Central Mexico. *Ornitología Neotropical*, 20: 73-83.
- Law, B. S. y C. R. Dickman. 1988. The use of habitats mosaics by terrestrial vertebrates fauna: Implications for conservation and management. *Biodiversity and Conservation*, 7: 323-333.
- Lepage, D. 2013. Avibase-bird checklists of the world. Disponible en: <http://avibase.bsc-eoc.org/checklist.jsp?region=mx&list=clements>. Fecha de consulta: 20 Agosto 2013.
- LGEEPA. 2012. Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente. Cámara de Diputados del H. Congreso de la Unión.
- Llorente-Bousquets, J. y S. Ocegueda. 2008. Estado del conocimiento de la biota, en Capital natural de México, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad. CONABIO, México. Pp. 283-322.
- Lomolino, M. V. 2001. Elevation gradients of species-density: historical and prospective views. *Global Ecology and Biogeography*, 10: 3-13.
- Magurran, A. E. 2004. Measuring biological diversity. Blackwell Publishing, Oxford, UK.
- Marcantonio, M., G. Bacaro, G. Filibeck, A. Scoppola, D. Nonis, P. Gasparini, D. Rocchini D, E. Santi, S. Landi, S. Maccherini y A. Chiarucci. 2010. Partizione additiva della diversità come criterio per la selezione di aree protette: un esempio per la rete di riserve naturali della Provincia di Siena. *Forest@*, 7: 28-43.
- Myers, N., R.A. Mittermeier, C.G Mittermeier, G.A.B. da Fonseca y J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853–858.
- National Geographic Society. 2006. Field guide to the birds of North America. National Geographic Society. Washington, D.C.
- Navarro-Sigüenza, A. G., M. A. García-Hernández y A. T. Peterson. 2013. A new species of brush-finch (Arremon; Emberizidae) from western Mexico. *Wilson Journal of Ornithology*, 125(3): 443-453.
- Navarro-Sigüenza, A. G., M. F. Rebón-Gallardo, A. Gordillo-Martínez, A. Townsend, H. Berlanga-García y L. A. Sánchez-González. 2014.

- Biodiversidad de aves en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, Supl. 85: S476-S495.
- Navarro-Singüeza, A. G., A. Lira-Noriega., A. Peterson, A. Oliveras y A. Gordillo-Martínez. 2007. Diversidad, endemismo y conservación de las aves. pp. 461-483. En Luna, I., J. Morrone y D. Espinosa (eds). *Biodiversidad de la Faja Volcánica Transmexicana*. UNAM. México, D.F.
- Palomera-García C., E. Santana y R. Amparan-Salido. 1994. Patrones de distribución de la avifauna en tres estados del Occidente de México. *Anales del instituto de biología*. UNAM. Zoología, 65: 135-175.
- Palomera-García, C., E. Santana, S. Contreras-Martínez y R. Amparan. 2007. Jalisco. En: Ortiz-Pulido R., A. Navarro-Sigüenza, H. Gómez de Silva, Rojas-Soto y A. T. Peterson (eds.). *Avifaunas Estatales de México*. CIPAMEX. Hidalgo, México. Pp. 1-48.
- Peterson, R. T. y E. L. Chalif. 1989. *Aves de México: guía de campo*. Diana. Mexico, D.F.
- Ralph, C. J., G. R. Geupel, P. Pyle, D. F. DeSante y B. Mila. 1994. *Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres*. Gen. Tech. Rep. PSWGTR-159. Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture. California, Estados Unidos.
- Ramírez-Albores, J. E. 2007. Avifauna de cuatro comunidades del oeste de Jalisco, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 78: 439- 457.
- Rodríguez-Zaragoza, F.A. y J. E. Arias-González. 2008. Additive diversity partitioning of reef fish across multiple spatial scales. *Caribbean Journal of Science*, 44: 90-101.
- Rodríguez-Zaragoza, F.A., A. L. Cupul-Magaña, C. M. Galván-Villa, E. Ríos-Jara, M. Ortiz, E. G. Robles-Jarero, E. López-Uriarte y J. E. Arias-González. 2011. Additive partitioning of reef fish diversity variation: a promising marine biodiversity management tool. *Biodiversity Conservation*, 20: 1655-1675.
- Roldán-Clara, B., J. B. LaPergola, L. Chapa-Vargas y S. Calme. 2013. Nest survival in the Neotropical Black Catbird (*Melanoptila glabrirostris*). *Journal of Ornithology*, 154(2): 491-499.

- Rosas, E.V., A. L. Santiago P. y O. Reyna B. 2010. Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias (CUCBA), Universidad de Guadalajara. (Consultado en: CONANP, 2012).
- Sánchez, L. F. 2009. Estudio técnico justificativo para la declaratoria como Área Natural Protegida, "Área Estatal de Protección Hidrológica, "Sierra del Águila". Ameca, Ahualulco de Mercado, Etzatlán, y San Juanito de Escobedo, Jalisco, México.
- SEMARNAT. 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-Ecol-2010. Protección ambiental, especies nativas de México de flora y fauna silvestres, categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio. Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación, 30 diciembre 2010.
- Sibley, D. A. 2000. The Sibley guide to birds. Knopf. Washington, D.C.
- Signor, C. A. y J. B. Pinho. 2011. Spatial diversity patterns of birds in a vegetation mosaic of the Pantanal, Mato Grosso, Brazil. *Zoología*, 28 (6): 725-738.
- Tews J., U. Brose, V. Grimm, K. Tielbörger, M. C. Wichmann, M. Schwager y F. Jeltsch. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, 31:79-92.
- Uribe-Hernández, R., M. A. Amezcua-Allieri, M. A. Montes De Oca-García, C, Juárez, J. A. Z. Eguía-Lis, M. Suárez y M. A. Tenorio-Torres. 2012. Ecological indices for birds and their relationship with the environmental quality of a wetland impacted by waste oil. *Interciencia*, 37(10): 762-768.
- Veech, J. A., K. S. Summerville, T. O. Crist y J. Gering. 2002. The additive partitioning of species diversity: recent revival of an old idea. *OIKOS*, 99: 3–9.
- Veech, J.A. y T. O. Crist. 2007. PARTITION: software for hierarchical partitioning of species diversity, Version 2.0. Disponible en: www.users.muohio.edu/cristto/partition.htm Fecha de consulta: 23 Octubre 2013.
- Veech, J.A. y T.O. Crist. 2007. Habitat and climate heterogeneity maintain beta-diversity of birds among landscapes within ecoregions. *Global Ecology and Biogeography*, 16: 650–656.

- Verea, C. y A. Solórzano. 1998. La avifauna del sotobosque de una selva decidua tropical en Venezuela. *Ornitología Neotropical*, 9:161-176.
- Villavicencio G., R. y A. L. Santiago-Pérez. 2012. El área de protección de flora y fauna Sierra de Quila. En: Santiago-Pérez, A. L., M. Domínguez-Laso, V. C. Rosas-Espinoza y J. M. Rodríguez-Canseco (Eds.). *Anfibios y reptiles de las montañas de Jalisco*: SQ. Primera edición. Orgánica Editores – CONABIO. Guadalajara, México. Pp. 25-33.
- Wagner H.H., O. Wildi y K. C. Ewald. 2000. Additive partitioning of plant species diversity in an agricultural mosaic landscape. *Landscape Ecology*, 15: 219-227.
- Wu F., X. J. Yang y J. X. Yang. 2010. Additive diversity partitioning as a guide to regional montane reserve design in Asia: an example from Yunnan Province, China. *Diversity and Distributions*, 16: 1022-1033.
- Young, B.E., D. De Rosier y G.V.N. Powell. 1998. Diversity and conservation of understory birds in the Tilarán Mountains, Costa Rica. *Auk*, 115: 998-1016.

Apéndice A

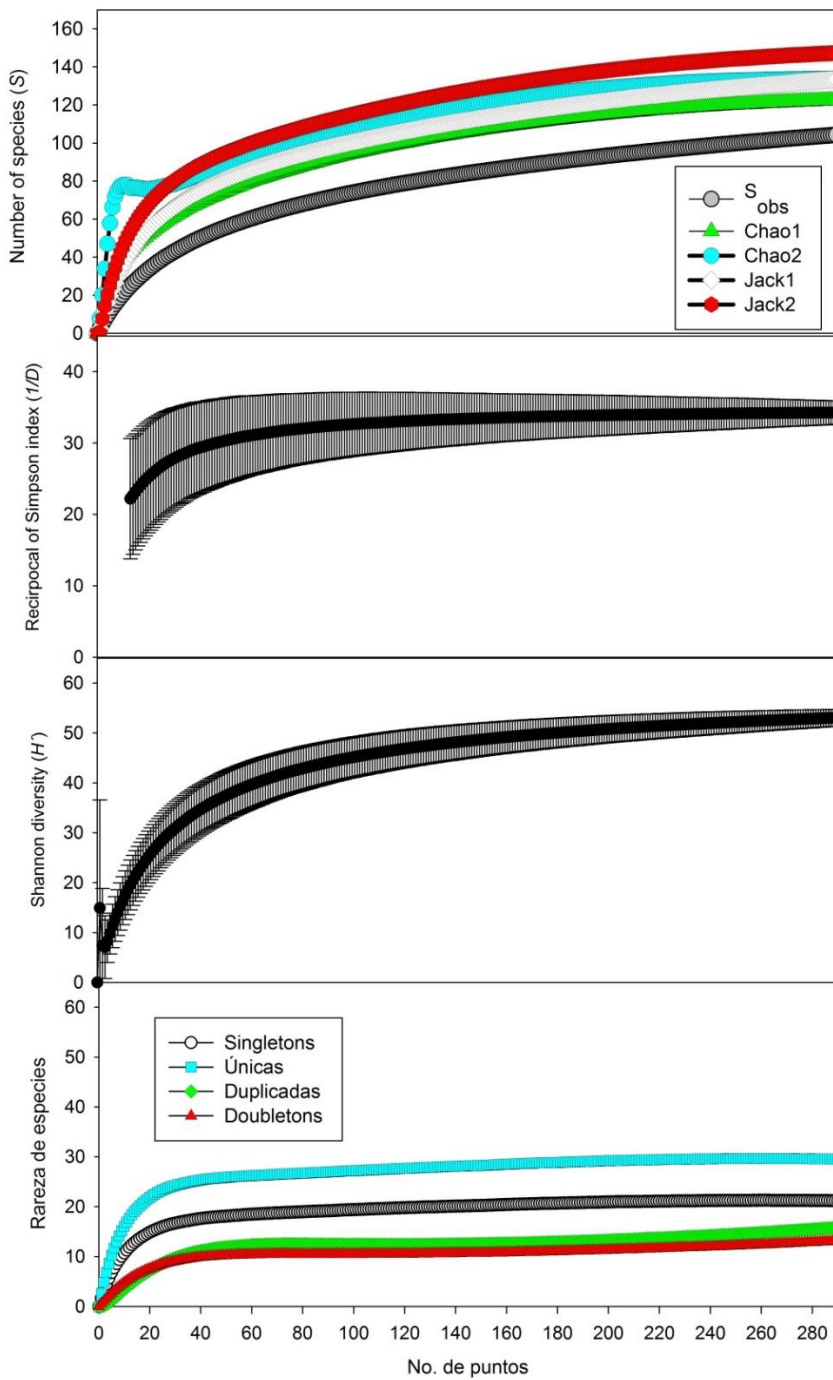


Fig. A1. Curvas de rarefacción basada en muestras en PB.

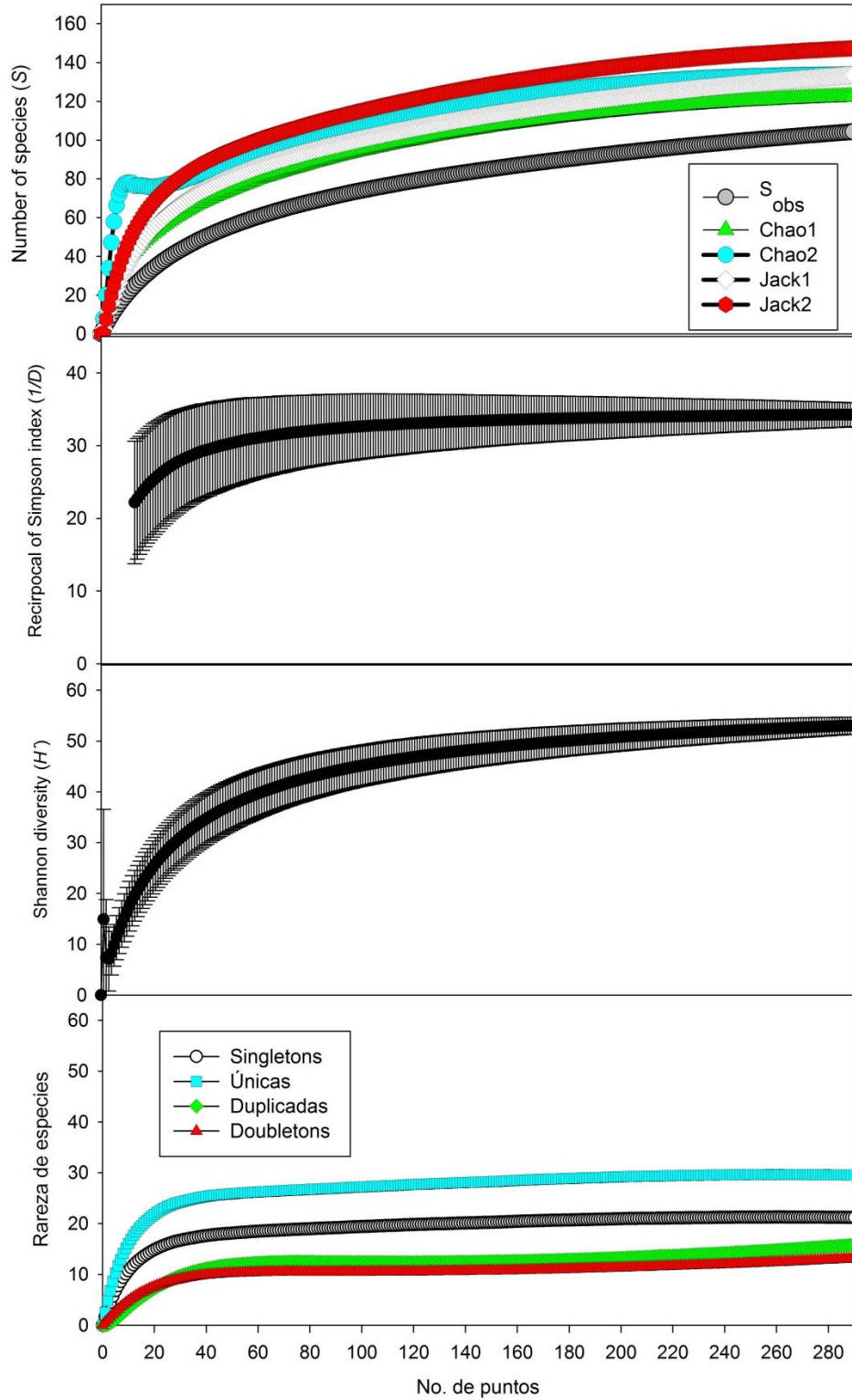


Fig. A2. Curvas de rarefacción basada en muestras en SQ.

Apéndice B

Cuadro B1. Listado de especies registradas en las ANP PB y SQ.

Orden / Familia	Nombre científico	Nombre común	Cites	Endémica	NOM-059 - 2010	IUCN-2014	Estacionalidad	ANP
ACCIPITRIFORMES								
Accipitridae	<i>Accipiter cooperii</i>	Gavilán de Cooper	II	No	Pr	LC	MI	PB
Accipitridae	<i>Accipiter striatus</i>	Gavilán pecho-rufo	II	No	Pr	LC	R	PB y SQ
Accipitridae	<i>Buteo albicaudatus</i>	Aguililla cola-blanca	II	No	Pr	LC	R	PB
Accipitridae	<i>Buteo jamaicensis</i>	Aguililla cola-roja	II	No	-	LC	R	PB y SQ
Accipitridae	<i>Buteo nitidus</i>	Aguililla gris	II	No	-	LC	R	SQ
Accipitridae	<i>Buteogallus anthracinus</i>	Aguililla-negra menor	II	No	Pr	LC	R	PB y SQ
Accipitridae	<i>Parabuteo unicinctus</i>	Aguililla rojinegra	II	No	Pr	LC	R	PB y SQ
Cathartidae	<i>Cathartes aura</i>	Zopilote aura	-	no	-	LC	R	PB y SQ
Cathartidae	<i>Coragyps atratus</i>	Zopilote común	-	no	-	LC	R	PB y SQ
APODIFORMES								
Trochilidae	<i>Amazilia beryllina</i>	Colibrí berilo	II	no	-	LC	R	PB y SQ
Trochilidae	<i>Amazilia violiceps</i>	Colibrí corona violeta	II	semiendémica	-	LC	R	PB y SQ
Trochilidae	<i>Cyananthus latirostris</i>	Colibrí pico ancho	II	semiendémica	-	LC	R	PB y SQ
Trochilidae	<i>Eugenes fulgens</i>	Colibrí magnífico	II	no	-	LC	R	SQ
Trochilidae	<i>Heliomaster constantii</i>	Colibrí picudo	II	no	-	LC	R	SQ

Trochilidae	<i>Hylocharis leucotis</i>	Zafiro oreja blanca	II	no	-	LC	R	PB y SQ
Trochilidae	<i>Selasphorus rufus</i>	Zumbador rufo	II	no	-	LC	MI	PB y SQ
Trochilidae	<i>Selasphorus platycercus</i>	Zumbador cola ancha	II	semiendémica	-	LC	R	SQ
Trochilidae	<i>Selasphorus sasin</i>	Zumbador de Allen	II	semiendémica	-	LC	T	SQ
Trochilidae	<i>Selasphorus sp.</i>		II		-	LC	-	SQ
Trochilidae	<i>Tilmatura dupontii</i>	Colibrí cola pinta	II	no	A	LC	R	SQ
COLUMBIFORMES								
Columbidae	<i>Columba livia</i>	Paloma doméstica	-	no	-	LC	I	PB
Columbidae	<i>Columbina inca</i>	Tórtola colalarga	-	no	-	LC	R	PB
Columbidae	<i>Leptotila verreauxi</i>	Paloma arroyera	-	no	-	LC	R	PB y SQ
Columbidae	<i>Patagioenas fasciata</i>	Band-tailed Pigeon	-	no	-	LC	R	SQ
Columbidae	<i>Zenaida asiatica</i>	Paloma alablanca	-	no	-	LC	MI	PB y SQ
Columbidae	<i>Zenaida macroura</i>	Paloma huilota	-	no	-	LC	R	PB y SQ
CORACIIFORMES								
Momotidae	<i>Momotus mexicanus</i>	Momoto corona café	-	cuasiendémica	-	LC	R	PB
CUCULIFORMES								
Cuculidae	<i>Geococcyx velox</i>	Chachalaca pálida	-	no	-	LC	R	SQ
Cuculidae	<i>Piaya cayana</i>	Cuculillo canela	-	no	-	LC	R	PB y SQ
FALCONIFORMES								
Falconidae	<i>Caracara cheriway</i>	Carancho norteño	II	no	-	LC	R	PB y SQ

Falconidae	<i>Falco peregrinus</i>	Halcón peregrino	I	no	Pr	LC	R	PB y SQ
Falconidae	<i>Falco sparverius</i>	Cernícalo americano	II	no	-	LC	MI	PB y SQ
GALLIFORMES								
Cracidae	<i>Ortalis poliocephala</i>	Chachalaca pálida	-	sí	-	LC	R	SQ
Odontophoridae	<i>Colinus virginianus</i>	Codorniz cotuí	-	No	-	LC	R	SQ
Odontophoridae	<i>Cyrtonyx montezumae</i>	Codorniz Moctezuma	-	No	-	LC	R	SQ
PASSERIFORMES								
Cardinalidae	<i>Cyanocompsa parellina</i>	Colorín azul-negro	-	No	-	LC	R	PB
Cardinalidae	<i>Passerina caerulea</i>	Picogordo azul	-	No	-	LC	R	PB
Cardinalidae	<i>Passerina leclancherii</i>	Colorín pecho naranja	-	Sí	-	LC	R	SQ
Cardinalidae	<i>Passerina versicolor</i>	Colorín morado	-	No	-	LC	R	PB
Cardinalidae	<i>Pheucticus melanocephalus</i>	Picogordo tigrillo	-	semiendémica	-	LC	R	SQ
Certhiidae	<i>Certhia americana</i>	Trepador americano	-	No	-	LC	R	SQ
Corvidae	<i>Aphelocoma ultramarina</i>	Chara pecho gris	-	No	-	LC	R	SQ
Corvidae	<i>Calocitta colliei</i>	Urraca-hermosa cara negra	-	Sí	-	LC	R	PB y SQ
Corvidae	<i>Calocitta formosa</i>	Urraca-hermosa cara blanca	-	No	-	LC	R	SQ
Corvidae	<i>Corvus corax</i>	Cuervo común	-	No	-	LC	R	PB y SQ
Emberizidae	<i>Aimophila rufescens</i>	Zacatonero rojizo	-	no	-	LC	R	PB
Emberizidae	<i>Aimophila ruficeps</i>	Zacatonero corona rufa	-	no	-	LC	R	PB
Emberizidae	<i>Chondestes</i>	Gorrión arlequín	-	no	-	LC	MI	PB

	<i>grammacus</i>							
Emberizidae	<i>Melospiza fusca</i>	Toquí pardo	-	no	-	LC	R	PB
Emberizidae	<i>Melospiza kieneri</i>	Rascador nuca rufa	-	sí	-	LC	R	PB y SQ
Emberizidae	<i>Peucaea humeralis</i>	Zacatonero pecho negro	-	sí	-	LC	R	SQ
Emberizidae	<i>Peucaea ruficauda</i>	Zacatonero corona rayada	-	no	-	LC	R	PB y SQ
Emberizidae	<i>Pipilo ocai</i>	Toquí de collar	-	sí	-	LC	R	SQ
Emberizidae	<i>Sporophila torqueola</i>	Semillero de collar	-	no	-	LC	R	PB
Fringillidae	<i>Carpodacus mexicanus</i>	Pinzón mexicano	-	no	-	LC	R	PB y SQ
Fringillidae	<i>Euphonia elegantissima</i>	Eufonia capucha-azul	-	no	-	LC	R	PB y SQ
Fringillidae	<i>Spinus notatus</i>	Dominico Cabecinegro / Jilguero encapuchado	-	no	-	LC	R	SQ
Fringillidae	<i>Spinus psaltria</i>	Jilguero dominico	-	no	-	LC	R	PB y SQ
Furnariidae	<i>Lepidocolaptes leucogaster</i>	Trepatroncos escarchado	-	sí	-	LC	R	PB y SQ
Hirundinidae	<i>Hirundo rustica</i>	Golondrina tijereta	-	no	-	LC	R	PB
Hirundinidae	<i>Stelgidopteryx serripennis</i>	Golondrina aliaserrada	-	no	-	LC	R	SQ
Icteridae	<i>Icterus abeillei</i>	Bolsero Dorsioscuro	-	sí	-	LC	R	SQ
Icteridae	<i>Icterus bullockii</i>	Bolsero calandria	-	semiendémica	-	LC	MI	PB y SQ
Icteridae	<i>Icterus cucullatus</i>	Bolsero encapuchado	-	semiendémica	-	LC	MI	PB y SQ
Icteridae	<i>Icterus parisorum</i>	Bolsero tunero	-	semiendémica	-	LC	R	PB y SQ
Icteridae	<i>Icterus wagleri</i>	Bolsero de Wagler	-	no	-	LC	R	PB y SQ

Icteridae	<i>Molothrus aeneus</i>	Tordo ojo rojo	-	no	-	LC	R	PB y SQ
Mimidae	<i>Melanotis caerulescens</i>	Mulato azul	-	sí	-	LC	R	PB y SQ
Mimidae	<i>Toxostoma curvirostre</i>	Cuitlacoche pico curvo	-	no	-	LC	R	PB
Paridae	<i>Baeolophus wollweberi</i>	Cabonero embridado	-	no	-	LC	R	PB y SQ
Parulidae	<i>Cardellina pusilla</i>	Chipe corona negra	-	no	-	LC	MI	PB y SQ
Parulidae	<i>Cardellina rubra</i>	Chipe rojo (reinita roja)	-	sí	-	LC	R	SQ
Parulidae	<i>Cardellina rubrifrons</i>	Chipe cara roja	-	no	-	LC	MI	PB y SQ
Parulidae	<i>Mniotilta varia</i>	Chipe trepador	-	no	-	LC	MI	PB y SQ
Parulidae	<i>Myioborus miniatus</i>	Chipe de montaña	-	no	-	LC	R	PB y SQ
Parulidae	<i>Myioborus pictus</i>	Chipe ala blanca	-	no	-	LC	R	PB y SQ
Parulidae	<i>Myiopagis viridicata</i>	Elenia verdosa	-	no	-	LC	R	SQ
Parulidae	<i>Oreothlypis celata</i>	Chipe corona anaranjada	-	no	-	LC	MI	PB y SQ
Parulidae	<i>Oreothlypis ruficapilla</i>	Chipe de coronilla	-	no	-	LC	MI	PB
Parulidae	<i>Oreothlypis superciliosa</i>	Parula ceja blanca	-	no	-	LC	R	SQ
Parulidae	<i>Parkesia motacilla</i>	Chipe arroyero	-	no	-	LC	MI	SQ
Parulidae	<i>Setophaga coronata</i>	Chipe coronado	-	no	-	LC	MI	PB y SQ
Parulidae	<i>Setophaga graciae</i>	Chipe ceja amarilla	-	no	-	LC	MI	PB y SQ
Parulidae	<i>Setophaga</i>	Chipe negro-gris	-	no	-	LC	MI	PB y

	<i>nigrescens</i>							SQ
Parulidae	<i>Setophaga occidentalis</i>	Reinita cabecigualda	-	no	-	LC	MI	SQ
Parulidae	<i>Setophaga townsendi</i>	Chipe negro-amarillo	-	no	-	LC	MI	PB y SQ
Peucedramidae	<i>Peucedramus taeniatus</i>	Ocotero enmascarado	-	no	-	LC	R	SQ
Poliptilidae	<i>Poliptila caerulea</i>	Perlita azul-gris / Blue-gray Gnatcatcher	-	no	-	LC	MI	PB y SQ
Poliptilidae	<i>Poliptila nigriceps</i>	Perlita sinaloense	-	sí	-	LC	R	SQ
Ptilonotidae	<i>Ptilonotus cinereus</i>	Capulinerio gris	-	cuasiendémica	-	LC	R	PB
Regulidae	<i>Regulus calendula</i>	Reyezuelo de-rojo	-	no	-	LC	MI	SQ
Sittidae	<i>Sitta carolinensis</i>	Sita pecho blanco	-	no	-	LC	R	PB
Thraupidae	<i>Piranga bidentata</i>	Tángara dorso rayado	-	no	-	LC	R	SQ
Thraupidae	<i>Piranga erythrocephala</i>	Tángara cabeza roja	-	sí	-	LC	R	SQ
Thraupidae	<i>Piranga flava</i>	Tángara encinera	-	no	-	LC	R	PB y SQ
Thraupidae	<i>Piranga ludoviciana</i>	Tángara capucha roja	-	no	-	LC	MI	SQ
Thraupidae	<i>Piranga rubra</i>	Tángara roja	-	no	-	LC	MI	PB
Tityridae	<i>Pachyramphus aglaiae</i>	Mosquero-cabezón degollado	-	no	-	LC	R	SQ
Troglodytidae	<i>Campylorhynchus gularis</i>	Matraca serrana	-	sí	-	LC	R	PB
Troglodytidae	<i>Catherpes mexicanus</i>	Chivirín barranqueño	-	no	-	LC	R	PB
Troglodytidae	<i>Troglodytes aedon</i>	Chivirín saltapared	-	no	-	LC	MI	PB y SQ
Troglodytidae	<i>Thryomanes bewickii</i>	Chivirín cola oscura	-	no	-	LC	R	PB

Troglodytidae	<i>Thryothorus felix</i>	Chivirín feliz	-	sí	-	LC	R	SQ
Troglodytidae	<i>Thryothorus sinaloa</i>	Chivirín sinaloense	-	sí	-	LC	R	SQ
Turdidae	<i>Catharus aurantirostris</i>	Zorzal pico anaranjado	-	no	-	LC	R	PB y SQ
Turdidae	<i>Catharus guttatus</i>	Zorzal cola rufa	-	no	-	LC	MI	PB y SQ
Turdidae	<i>Catharus sp.</i>	Zorzal	-	-	-	-	-	SQ
Turdidae	<i>Myadestes occidentalis</i>	Clarín jilguero	-	no	Pr	LC	R	PB y SQ
Turdidae	<i>Ridgwayia pinicola</i>	Mirlo Pinto	-	sí	Pr	LC	R	SQ
Turdidae	<i>Sialia sialis</i>	Azulejo garganta canela	-	no	-	LC	R	SQ
Turdidae	<i>Turdus assimilis</i>	Mirlo garganta blanca	-	no	-	LC	R	PB y SQ
Turdidae	<i>Turdus migratorius</i>	Mirlo primavera	-	no	-	LC	R	PB y SQ
Turdidae	<i>Turdus rufopalliatus</i>	Mirlo dorso rufo	-	sí	-	LC	R	PB y SQ
Tyrannidae	<i>Attila spadiceus</i>	Atila rabadilla-brillante	-	no	-	LC	R	PB y SQ
Tyrannidae	<i>Contopus pertinax</i>	Pibí tengo frío	-	no	-	LC	R	PB y SQ
Tyrannidae	<i>Empidonax fulvifrons</i>	Mosquero pecho leonado	-	no	-	LC	R	SQ
Tyrannidae	<i>Empidonax minimus</i>	Mosquero mímimo	-	no	-	LC	MI	PB y SQ
Tyrannidae	<i>Empidonax occidentalis</i>	Mosquero barranqueño	-	no	-	LC	R	PB y SQ
Tyrannidae	<i>Empidonax sp</i>	Mosquero	-	-	-	-	-	PB y SQ
Tyrannidae	<i>Mitrephanes phaeocercus</i>	Mosquero copetón	-	no	-	LC	R	PB y SQ
Tyrannidae	<i>Myiarchus cinerascens</i>	Papamoscas cenizo	-	no	-	LC	MI	PB y SQ

Tyrannidae	<i>Myiarchus tuberculifer</i>	Papamoscas triste	-	no	-	LC	R	PB y SQ
Tyrannidae	<i>Myiarchus tyrannulus</i>	Papamoscas tirano	-	no	-	LC	R	PB
Tyrannidae	<i>Pyrocephalus rubinus</i>	Mosquero cardenal	-	no	-	LC	R	PB
Tyrannidae	<i>Tyrannus crassirostris</i>	Tirano pico grueso	-	semiendémica	-	LC	R	PB
Tyrannidae	<i>Tyrannus verticalis</i>	Tirano pálido	-	no	-	LC	T	SQ
Tyrannidae	<i>Tyrannus vociferans</i>	Tirano gritón	-	semiendémica	-	LC	R	PB
Vireonidae	<i>Vireo cassinii</i>	Vireo de Cassin	-	semiendémica	-	LC	MI	PB y SQ
Vireonidae	<i>Vireo flavoviridis</i>	Vireo verdeamarillo	-	no	-	LC	RR	SQ
Vireonidae	<i>Vireo huttoni</i>	Vireo reyezuelo	-	no	-	LC	R	PB
Vireonidae	<i>Vireo hypochryseus</i>	Vireo dorado	-	sí	-	LC	R	PB y SQ
Vireonidae	<i>Vireo sp.</i>	Vireo	-	-	-	-	-	SQ
PICIFORMES								
Picidae	<i>Melanerpes chrysogenys</i>	Carpintero enmascarado	-	sí	-	LC	R	SQ
Picidae	<i>Melanerpes formicivorus</i>	Carpintero bellotero	-	no	-	LC	R	PB y SQ
Picidae	<i>Melanerpes uropygialis</i>	Carpintero del desierto	-	no	-	LC	R	PB
Picidae	<i>Picoides arizonae</i>	Carpintero de Arizona	-	no	-	LC	R	PB y SQ
Picidae	<i>Picoides scalaris</i>	Carpintero mexicano	-	no	-	LC	R	PB
Picidae	<i>Picoides villosus</i>	Carpintero vellosos mayor	-	no	-	LC	R	SQ
Picidae	<i>Sphyrapicus varius</i>	Chupasavia maculado	-	no	-	LC	MI	SQ

PSITTACIFORMES								
Psittacidae	<i>Forpus cyanopygius</i>	Perico catarina	II	sí	Pr	LC	R	PB y SQ
STRIGIFORMES								
Strigidae	<i>Glaucidium gnoma</i>	Tecolote serrano	-	no	-	LC	R	PB
Tytonidae	<i>Tyto alba</i>	Lechuza de campanario	-	no	-	LC	R	PB
TROGONIFORMES								
Trogonidae	<i>Euptilotis neoxenus</i>	Trogón orejón	-	sí	A	NT	R	PB
Trogonidae	<i>Trogon elegans</i>	Trogón elegante	-	no	-	LC	R	PB y SQ

NOM-059-2010: Pr= sujeta a protección especial, A= Amenazada.

UICN-2014: LC= Preocupación menor, NT= casi amenazada

Estacionalidad (CONABIO, 2014): R= residente, RR= residente solo en época de reproducción (verano), T=transitoria, MI= migratoria de invierno (reside en época de no reproducción: invierno), I= introducida.

NOTA: la estacionalidad se basó en las poblaciones encontradas en la región de la FVT de Jalisco

Apéndice C

Cuadro C1. Resumen de la rareza de especies registradas en las ANP PB y SQ. Códigos: a es una especie singletons; b es una especie doubletons; c es una especie única; d es una especie duplicadas; e es una especie no compartidas.

Especies	PB				PB	SQ				SQ
	BPE	BE	BG	BTC		BPE	BEP	BG	BTC	
<i>Accipiter cooperii</i>				X ^{a,c,e}	X ^{a,c,e}					
<i>Accipiter striatus</i>	X ^{a,c}			X ^{b,d}	X	X ^{a,c}	X ^{a,c}	X ^{b,d}	X ^d	X
<i>Aimophila rufescens</i>		X ^e			X ^e					
<i>Aimophila ruficeps</i>	X ^{a,c,e}				X ^{a,c,e}					
<i>Amazilia beryllina</i>		X	X	X	X		X ^{b,d}	X ^{b,d}	X	X
<i>Amazilia violiceps</i>		X ^{a,c}		X ^{b,d}	X				X	X
<i>Aphelocoma ultramarina</i>						X	X	X		X ^e
<i>Attila spadiceus</i>	X ^{d,e}				X ^d	X ^{a,c,e}				X ^{a,c}
<i>Baeolophus wollweberi</i>	X ^{b,c}		X ^d		X		X ^{b,c}	X ^{a,c}		X ^d
<i>Buteo albicaudatus</i>				X ^{a,c,e}	X ^{a,c,e}					
<i>Buteo jamaicensis</i>	X	X ^{a,c}	X ^{b,d}	X	X	X	X ^d	X ^{b,d}	X ^{b,d}	X
<i>Buteo nitidus</i>									X ^e	X ^e
<i>Buteogallus anthracinus</i>		X ^{a,c}	X ^{a,c}		X ^{b,d}			X ^e		X
<i>Calocitta colliei</i>			X ^c	X	X				X ^{d,e}	X ^d
<i>Calocitta formosa</i>									X ^e	X ^e
<i>Campylorhynchus gularis</i>		X ^{b,d}	X		X ^e					
<i>Caracara cheriway</i>				X ^{b,c,e}	X ^{b,c}				X ^{b,d,e}	X ^{b,d}
<i>Cardellina pusilla</i>		X ^{a,c}	X	X ^{a,c}	X	X	X	X		X
<i>Cardellina rubra</i>						X ^{b,d,e}				X ^{b,d,e}
<i>Cardellina rubrifrons</i>	X ^{b,d}	X ^{a,c}	X		X	X	X	X		X
<i>Carpodacus mexicanus</i>				X ^{c,e}	X ^c				X ^{c,e}	X ^c
<i>Cathartes aura</i>	X	X	X	X	X	X	X	X ^{b,d}	X	X
<i>Catharus aurantiirostris</i>			X ^{b,c,e}		X ^{b,c}			X ^{b,d}	X	X
<i>Catharus guttatus</i>		X	X ^{a,c}		X	X ^d	X ^{b,d}	X ^{b,d}		X
<i>Catharus sp.</i>						X ^{a,c,e}				X ^{a,c,e}
<i>Catherpes mexicanus</i>			X ^{a,c,e}		X ^{a,c,e}					
<i>Certhia americana</i>						X	X	X ^d		X ^e

<i>Chondestes grammacus</i>		x ^{a,c,e}			x ^{a,c,e}					
<i>Colinus virginianus</i>					x ^{d,e}	x ^{d,e}				x ^{d,e}
<i>Columba livia</i>	x ^{a,c}			x ^{b,c}	x ^{d,e}					
<i>Columbina inca</i>				x ^e	x ^e					
<i>Contopus pertinax</i>	X	X	X	x ^{b,d}	x	X	x	X		x
<i>Coragyps atratus</i>	x ^{a,c}	X	x ^{a,c}	x ^d	x	X	x ^{a,c}	x ^{b,d}	X	x
<i>Corvus corax</i>	X	X	X		x	X	x	X	X	x
<i>Cyanocompsa parellina</i>				x ^{c,e}	x ^{c,e}					
<i>Cyananthus latirostris</i>				x ^{a,c,e}	x ^{a,c}		x ^{a,c}		X	x
<i>Cyrtonyx montezumae</i>						x ^e				x ^e
<i>Empidonax fulvifrons</i>							x ^{b,c}	X		x ^e
<i>Empidonax minimus</i>	x ^d	X	x ^{b,d}		x	x ^{a,c,e}				x ^{a,c}
<i>Empidonax occidentalis</i>						X	x	X		x ^e
<i>Empidonax sp</i>		x ^{b,c}	X	x ^{b,d}	x	X	x ^{b,c}		x ^{b,d}	x
<i>Eugenes fulgens</i>						x ^{a,c,e}				x ^{a,c,e}
<i>Euphonia elegantissima</i>		x ^{b,c,e}			x ^{b,c}				x ^e	x
<i>Euptilotis neoxenus</i>			x ^{d,e}		x ^{d,e}					
<i>Falco peregrinus</i>			x ^{a,c,e}		x ^{a,c}		x ^{a,c,e}			x ^{a,c}
<i>Falco sparverius</i>	X	x ^{b,d}	x ^{a,c}	X	x				x ^{a,c,e}	x ^{a,c}
<i>Forpus cyanopygius</i>				x ^{b,c,e}	x ^{b,c}				x ^{c,e}	x ^c
<i>Geococcyx velox</i>									x ^{a,c,e}	x ^{a,c,e}
<i>Glauclidium gnoma</i>	X	x ^{b,d}			x ^e					
<i>Heliomaster constantii</i>									x ^{a,c,e}	x ^{a,c,e}
<i>Hirundo rustica</i>	X			x ^d	x ^e					
<i>Hylocharis leucotis</i>			x ^{b,d,e}		x ^{b,d}	X	x	X	X	x
<i>Icterus abeillei</i>						x ^{b,d,e}				x ^{b,d,e}
<i>Icterus bullockii</i>			x ^e		x	x ^{a,c}			x ^d	x
<i>Icterus cucullatus</i>				x ^e	x				x ^{b,d,e}	x ^{b,d}
<i>Icterus parisorum</i>	x ^{b,c,e}				x ^{b,c}	x ^{a,c}			x ^{a,c}	x ^{b,d}
<i>Icterus wagleri</i>				x ^{b,c,e}	x ^{b,c}				x ^{b,d,e}	x ^{b,d}
<i>Lepidocolaptes leucogaster</i>			x ^{d,e}		x ^d	X	x	X	x ^{b,d}	x
<i>Leptotila verreauxi</i>			X	x ^{b,d}	x				x ^{a,c,e}	x ^{a,c}

<i>Melanerpes chrysogenys</i>									X ^{a,c,e}	X ^{a,c,e}
	x	x ^{b,d}	x ^{a,c}		x	X	x ^d			x
<i>Melanerpes formicivorus</i>										
<i>Melanerpes uropygialis</i>				x ^e	x ^e					
<i>Melanotis caerulescens</i>	x ^{a,c}		X	X	x	X		x ^{b,d}	X	x
<i>Melozone fusca</i>			x ^{a,c}	x ^d	x ^e					
<i>Melozone kieneri</i>		x ^{a,c}	X	X	x				x ^e	x
<i>Mitrephanes phaeocercus</i>	X	x ^{b,d}	X		x	X	x	X		x
<i>Mniotilta varia</i>		x ^{a,c}	x ^{a,c}		x ^{b,d}	x ^{b,d}		x ^{b,d}	x ^{b,c}	x
<i>Molothrus aeneus</i>				x ^{a,c,e}	x ^{a,c}				x ^{c,e}	x ^c
<i>Momotus mexicanus</i>			x ^{a,c}	x ^{b,d}	x ^e					
<i>Myadestes occidentalis</i>		X	X	x ^{a,c}	x	X	x	X	X	x
<i>Myiarchus cinerascens</i>				x ^e	x			x ^{b,c}	X	x
<i>Myiarchus tuberculifer</i>	X	x ^{a,c}		X	x	x ^{b,d}		x ^{a,c}	X	x
<i>Myiarchus tyrannulus</i>			x ^{b,d,e}		x ^{b,d,e}					
<i>Myioborus miniatus</i>			x ^{a,c,e}		x ^{a,c}	X	x	X		x
<i>Myioborus pictus</i>	X	x ^d	x ^{b,c}		x	X	x	X	x ^{a,c}	x
<i>Myiopagis viridicata</i>									x ^{b,d,e}	x ^{b,d,e}
<i>Oreothlypis celata</i>	x ^{b,d}		X	x ^{b,c}	x	X	x	X	x ^d	x
<i>Oreothlypis ruficapilla</i>				x ^{a,c,e}	x ^{a,c,e}					
<i>Oreothlypis superciliosa</i>						x ^{a,c}	x	X		x ^e
<i>Ortalis poliocephala</i>									x ^e	x ^e
<i>Pachyramphus aglaiae</i>						x ^{a,c}	x ^{a,c}	x ^{b,d}	x ^{b,d}	x ^e
<i>Parabuteo unicinctus</i>				x ^{a,c,e}	x ^{a,c}				x ^{b,c,e}	x ^{b,c}
<i>Parkesia motacilla</i>								x ^{b,d,e}		x ^{b,d,e}
<i>Passerina caerulea</i>				x ^{d,e}	x ^{d,e}					
<i>Passerina leclancherii</i>									x ^{d,e}	x ^{d,e}
<i>Passerina versicolor</i>				x ^{a,c,e}	x ^{a,c,e}					
<i>Patagioenas fasciata</i>						X	x ^d	x ^d		x
<i>Peucaea humeralis</i>									x ^e	x ^e
<i>Peucaea ruficauda</i>				x ^e	x				x ^{c,e}	x ^c

<i>Peucedramus taeniatus</i>							X ^{a,c,e}			X ^{a,c,e}
<i>Pheucticus melanocephalus</i>						X	X ^{b,d}	X	X ^{b,d}	X ^e
<i>Piaya cayana</i>			X	X ^{b,d}	X			X ^{a,c}	X	X
<i>Picoides arizonae</i>	X ^{b,c}	X ^{b,d}			X	X ^{b,d,e}				X ^{b,d}
<i>Picoides scalaris</i>	X ^{a,c,e}				X ^{a,c,e}					
<i>Picoides villosus</i>							X ^{b,d,e}			X ^{b,d,e}
<i>Pipilo ocai</i>						X ^{d,e}				X ^{d,e}
<i>Piranga bidentata</i>						X ^d	X ^{b,d}		X ^d	X ^e
<i>Piranga erythrocephala</i>							X ^{a,c}	X		X ^e
<i>Piranga flava</i>	X	X	X ^{a,c}		X	X	X	X	X ^d	X
<i>Piranga ludoviciana</i>									X ^e	X ^e
<i>Piranga rubra</i>		X ^{a,c}	X ^{a,c}		X ^{b,d,e}					
<i>Polioptila caerulea</i>	X	X	X ^{b,d}	X	X				X ^e	X
<i>Polioptila nigriceps</i>									X ^{d,e}	X ^{d,e}
<i>Ptilogonys cinereus</i>	X ^{a,c}	X ^{b,c}		X ^{a,c}	X ^e					
<i>Pyrocephalus rubinus</i>				X ^{b,c,e}	X ^{b,c,e}					
<i>Regulus calendula</i>						X	X	X		X ^e
<i>Ridgwayia pinicola</i>								X ^{a,c,e}		X ^{a,c,e}
<i>Selasphorus platycercus</i>						X ^{a,c,e}				X ^{a,c,e}
<i>Selasphorus rufus</i>			X ^d	X ^{a,c}	X		X ^{d,e}			X ^d
<i>Selasphorus sasin</i>						X ^{b,c,e}				X ^{b,c,e}
<i>Selasphorus sp.</i>						X ^{a,c,e}				X ^{a,c,e}
<i>Setophaga coronata</i>	X ^{b,d}	X ^{a,c}			X	X	X	X	X	X
<i>Setophaga graciae</i>	X ^d	X ^{a,c}			X	X ^{a,c}	X ^{a,c}			X ^{b,d}
<i>Setophaga nigrescens</i>	X ^d	X ^{a,c}			X	X	X	X ^c	X	X
<i>Setophaga occidentalis</i>						X	X	X		X ^e
<i>Setophaga townsendi</i>		X ^{a,c}	X ^d		X	X	X	X	X ^d	X
<i>Sialia sialis</i>							X ^{b,c,e}			X ^{b,c,e}
<i>Sitta carolinensis</i>	X ^{a,c}		X ^{a,c}		X ^{b,d,e}					
<i>Sphyrapicus varius</i>							X ^{b,c,e}			X ^{b,c,e}
<i>Spinus notatus</i>						X ^c		X ^{b,d}		X ^e
<i>Spinus psaltria</i>		X ^{a,c}	X ^{a,c}	X	X				X ^{a,c,e}	X ^{a,c,e}

<i>Sporophila torqueola</i>				x ^{d,e}	x ^{d,e}					
<i>Stelgidopteryx serripennis</i>						x ^c			x ^d	x
<i>Thryomanes bewickii</i>	x ^{b,c}	x ^{b,c}	X	X	x ^e					
<i>Thryothorus felix</i>									x ^e	x ^e
<i>Thryothorus sinaloa</i>									x ^{b,d,e}	x ^{b,d,e}
<i>Tilmatura dupontii</i>									x ^{a,c,e}	x ^{a,c,e}
<i>Toxostoma curvirostre</i>			x ^{a,c,e}		x ^{a,c,e}					
<i>Troglodytes aedon</i>		x ^{b,d}	x ^d	X	x	X	x	X	X	x
<i>Trogon elegans</i>	X	X	x ^{a,c}		x	x ^{b,d}	x ^d			x
<i>Turdus assimilis</i>			x ^{b,d,e}		x ^{b,d}	X	x	X		x
<i>Turdus migratorius</i>	x ^{a,c}	x ^{a,c}	x ^{b,c}		x		x	X		x
<i>Turdus rufopalliatus</i>		x ^{a,c}	x ^{a,c}		x ^{b,d}			x ^{a,c,e}		x ^{a,c}
<i>Tyrannus crassirostris</i>				x ^{a,c,e}	x ^{a,c,e}					
<i>Tyrannus verticalis</i>									x ^e	x ^e
<i>Tyrannus vociferans</i>	x ^{a,c,e}				x ^{a,c,e}					
<i>Tyto alba</i>	x ^{a,c,e}				x ^{a,c,e}					
<i>Vireo cassinii</i>	x ^{b,d,e}				x ^{b,d}		x	x ^{b,d}		x
<i>Vireo flavoviridis</i>								x ^{a,c,e}		x ^{a,c,e}
<i>Vireo huttoni</i>	x ^{a,c}		x ^{b,c}		x ^{d,e}					
<i>Vireo hypochryseus</i>			x ^{a,c,e}		x ^{a,c}				x ^e	x
<i>Vireo sp.</i>								x ^{a,c}	x ^d	x ^e
<i>Zenaida asiatica</i>	x ^e				x		x ^{a,c,e}			x ^{a,c}
<i>Zenaida macroura</i>	X			X	x		x ^{a,c,e}			x ^{a,c}